
Les nouveaux enjeux économiques et environnementaux des productions animales : développements méthodologiques par une approche interdisciplinaire des frontières d'efficience

Résumé général

Identifier des systèmes de productions agricoles capables de produire plus en prélevant moins de ressources et en émettant moins d'externalités négatives apparaît comme une nécessité au regard du défi de nourrir 9,6 milliards d'êtres humains en 2050. Dans un programme ANR-EPAD multidisciplinaire, nous avons proposé d'explorer les outils micro-économiques d'analyse de la productivité que sont les frontières d'efficience pour apporter un nouveau regard sur le développement durable des productions animales.

Empiriquement, les modèles ont montré que selon les objectifs poursuivis dans la réduction de l'éco-inefficience (réduction des inputs ou de la pollution, augmentation des outputs), les marges de progression variaient notablement. L'exploration des modèles « duaux » a démontré que les méthodes de frontières d'efficience permettent de définir les coûts implicites des externalités non-monétaires. Nos évaluations du prix d'équivalent carbone sont proches des niveaux observés des taxes carbones. Le calcul de coûts négatifs pour les excédents azotés a souligné l'intérêt des débats actuels sur l'intégration des outputs indésirable dans la méthode DEA (Data Envelopment Analysis), mais également la nature ambivalente de cet indicateur (source de pollution pour le sol ou l'air, ou de richesse en tant que fertilisant organique). Enfin, nous avons développé une approche innovante de modélisation des déterminants de l'éco-efficience. En couplant le modèle « whole-farm » GAMEDE à la méthode DEA, nous avons mis en évidence les pistes de réflexion qu'ouvre l'exploration de nouveaux types de modélisation en agronomie comme la « simulation-based optimization » ou l' « inverse modelling ».

Mots-clés : Elevage, Eco-efficience, Frontières d'efficience, Enveloppement de données, Modélisation agro-économique

The New economic and environmental challenges of livestock productions: methodological developments through an interdisciplinary approach of efficient frontiers

General abstract

The challenge of feeding 9.6 billion people in 2050 requires to identify sustainable livestock production systems that are able to produce more agricultural products while consuming less resources and producing less externalities. As part of a multidisciplinary research program (ANR-EPAD), we explored microeconomic tools for productivity analysis such as efficient frontiers to shed a new light on sustainable development of livestock production.

Our models empirically showed that the progress margins can significantly differ depending on the objectives pursued in the context of eco-inefficiency reduction (input and pollution reduction, output augmentation). Exploration of ‘dual’ models also showed that efficient frontier methods were relevant to provide an economic valuation of non-monetary negative externalities. For instance, our results on the economic value of carbon emissions were close to the observed carbon tax levels. The possibility for farmers to consider that nitrogen surpluses can generate some revenue illustrates the current debate on the integration of undesirable outputs in the Data Envelopment analysis (DEA), and the ambivalence of this indicator of environmental impact as well (either considered as a source of pollution to the air or soil as well as a source of income through organic fertilization). We developed an innovative approach to assess the determinants of eco-efficiency in livestock production. By combining GAMEDE (a ‘whole-farm’ model) with a DEA methodology, we highlighted the potential for further questioning raised by the exploration of new types of modelling in agronomy (such as ‘simulation-based optimization’ or ‘inverse modelling’).

Keywords: Livestock production, Eco-efficiency, Efficient frontier, Data envelopment analysis, Agro-economic modelling

Table des matières

Remerciements.....	1
Liste des publications.....	5
Résumé général.....	6
General abstract	7
Table des matières.....	9
Liste figures	13
Liste des tableaux.....	13
Introduction générale	15
CHAPITRE I : L'impact environnemental de l'élevage : les marges de progression par l'amélioration de l'éco-efficience	25
1 Cadre théorique de l'analyse de l'efficience par la méthode DEA.....	26
1.1 Des fonctions de productions à l'analyse de l'efficience.....	26
1.2 Les différents types de frontières d'efficience et la justification du choix de la méthode Data Envelopment Analysis.....	27
1.2.1 Les frontières paramétriques.....	27
1.2.2 Les frontières non-paramétriques	28
1.2.3 Choix de la méthode DEA en fonction des objectifs de recherche.....	30
2 La méthode DEA : cadre théorique, concept d'efficience et modèle classique.....	31
2.1 La définition d'une technologie de production	31
2.1.1 La sélection d'un ensemble d'inputs et d'outputs.....	31
2.1.2 Ensemble d'axiomes nécessaire à la construction de la frontière efficiente.....	33
2.2 Mesure de l'efficience	36
2.2.1 Définition des concepts d'efficience.....	36
2.2.2 Différentes mesures de l'inefficience technique.....	40
3 Spécificités des modèles pour quantifier les marges de progression de l'éco-efficience en fonction du point de vue des acteurs.....	43
3.1 Les outputs indésirables dans les modèles DEA.....	43

3.2	Les fonctions distance directionnelles : une mesure « sur mesure » de l'inefficience	47
3.3	Agrégation de technologies individuelles et modèles sectoriels : gains d'efficience par réallocation des ressources.....	73

CHAPITRE II : Evaluation économique des externalités environnementales des productions animales : L'apport des méthodes des frontières d'efficience.....99

1	D'un raisonnement sur les quantités (primal) à une interprétation économique (dual).	100
1.1	Programmation linéaire et dualité Lagrangienne	100
1.2	Application de la dualité aux modèles non-paramétriques des frontières d'efficience	103
2	Enjeux méthodologiques autour de l'introduction des outputs indésirables et des coûts marginaux associés	108

CHAPITRE III : Les déterminants de l'éco-efficience des productions animales : une nouvelle approche combinant modèle de simulation agronomique et frontière d'efficience..... 135

1	Explorer les déterminants de l'éco-efficience.....	136
1.1	Quelles méthodes pour expliquer les scores DEA avec des variables exogènes	136
1.2	Quelle robustesse pour une frontière d'efficience basée sur des fermes simulées : considération statistiques sur les frontières d'efficience	139
2	Utilisation d'un modèle de simulation « whole-farm » pour générer des fermes simulées	142
2.1	L'évolution des modèles agronomiques et l'émergence des approches holistiques des systèmes de productions animales.....	142
2.2	Un exemple de modèle de simulation « whole farm » à La Réunion : Gamede.....	144

Discussion générale 179

1	Principales contributions de la thèse.....	179
1.1	Elargir le cadre d'interprétation de l'éco-efficience des productions animales	179

1.2	Approche micro-économique de l'évaluation économique des externalités non-monétaires.....	181
2	Limites et pistes de recherches soulevées.....	183
2.1	De l'analyse intra-système de l'éco-efficience à La Réunion à l'analyse inter-système de l'éco-efficience.....	183
2.2	Le paiement des externalités négatives, au-delà des problèmes de modélisation : un débat complexe qui nécessite de repenser les systèmes d'élevage.....	185
2.3	La durabilité des systèmes d'élevage : Une dimension temporelle difficile à intégrer dans les des méthodes de frontières d'efficience.....	186
2.4	Les méthodes de frontières : un catalyseur de réflexions transdisciplinaires des challenges sociétaux ou support de recherches multidisciplinaires « prêtes à l'emploi » ? 190	
	Conclusion	193
	Références bibliographiques.....	195

Rapport-Gratuit.com

Liste figures

Figure 1 : Challenge alimentaire : (a) évolution des mœurs de consommation et transition alimentaire (Garnett, 2009; source : World Agriculture : toward 2030/2050), (b) évolution de la population mondiale et part des pays développés, en voie de développement et les moins développés (Carl Haub, 2012, source : World Population Prospects: The 2010 Revision, medium variant (2011)), (c) évolution de la demande mondiale en produits carnés (ILRI, 2013, source : Steinfeld et al., 2006).	19
Figure 2 : Illustration des axiomes de convexité et de rendement d'échelle.....	36
Figure 3 : Illustration du concept d'efficacité technique et d'efficacité d'échelle.....	37
Figure 4 : Inefficacité allocative en input (à gauche) et output (à droite).....	39
Figure 5 : modèle sectoriel et réallocation des ressources.....	74
Figure 6 : "weak disposability" & valorisation économique des outputs indésirables	108
Figure 7 : Principe du "sub-sampling" - illustration d'un cas théorique	141
Figure 8 : Sub-sampling dans le cas de la présence d'outliers.....	141
Figure 9 : Capture d'écran d'une partie d'un module de GAMEDE (parmi 31) et exemple de description d'une variable	146
Figure 10 : Analyse intra-système de l'efficacité. A gauche : comparaison des scores des firmes du système A et du système B par rapport à une unique frontière de production efficace. A droite : Comparaison des frontières de production du système A et du système B et détection des dominances de frontière	183
Figure 11 : Proportion des papiers théoriques et empiriques concernant la méthode DEA et évolution entre 1978 et 2010 (source : Liu et al. (2013) et Web of Science).....	192

Liste des tableaux

Tableau 1: Objectifs du millénaire pour le développement et rôle que peut jouer l'élevage pour les atteindre.....	16
Tableau 2 : Synthèse des différentes familles de frontière d'efficacité (basé sur Kuosmanen, 2006).....	30
Tableau 3 : Différents types de mesures de l'inefficacité (outputs, inputs, proportionnelle, hyperbolique).....	41
Tableau 4 : Impact de la réallocation des ressources sur l'efficacité globale du secteur	74

Tableau 5 : Correspondance entre les 3 piliers du développement durable (social, économie, et environnement) et les 3 dimensions d'une technologie de production (inputs, outputs, et outputs indésirables) ; les cadres en pointillés représentent les nouveaux types d'indicateurs déjà disponibles.....189

Introduction générale

Nourrir 9 milliards d'êtres humains en 2050, ou plutôt 9,6 milliards selon les dernières estimations des Nations Unies (ONU, 2013) est un aphorisme qui alimente depuis le début du XXIème siècle le monde de la recherche et qui a dépassé les frontières de la sphère scientifique pour toucher l'ensemble de la société. On peut s'en étonner, car ces données démographiques ne sont pas nouvelles et on peut avoir l'impression que la communauté scientifique se saisit avec retard du challenge alimentaire que va devoir relever l'humanité pour nourrir une population en croissance continue sur une planète aux ressources naturelles limitées. En effet, nombreux sont les ouvrages à s'être focalisés sur ce challenge alimentaire. Pour n'en citer que quelques-uns dans la littérature française, on peut évoquer « 9 milliards d'hommes à nourrir, un défi pour demain » (Guillou et Matheron, 2011), « Nourrir la planète » (Griffon, 2006), « Un monde sans faim, nous pouvons nourrir le monde en 2050 » (Lejeune, 2013) ou encore le travail journalistique « Produire mieux pour manger tous d'ici 2050 et bien après » de Gérard Le Puill (2013). Les revues scientifiques de référence ont également publié de nombreux articles sur ce challenge alimentaire. La revue *Nature* titrait en éditorial de son numéro 7306 « how to feed a hungry world » (Nature, 2010) et consacrait un article de sa branche Nature Biotechnology à un article de Reeves (1999) : « Intensification for the nine billion ». La revue *Science* éclairait également la problématique par un article de Godfray et al. (2010) : « Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People » et la revue de vulgarisation scientifique *Scientific American* qui s'inquiétait de ce défi dès 1994 (« Can the Growing Human Population Feed Itself? » (Bongaarts, 1994)) a publié plus récemment « Can we feed the world and sustain the planet? » (Foley, 2011). On le voit, ce challenge alimentaire est devenu un enjeu particulièrement prégnant à l'orée d'un troisième millénaire qui verra notre mode de développement considérablement bouleversé. Néanmoins, il est nécessaire de comprendre que ce challenge de nourrir 9 milliards d'êtres humains en 2050 est en réalité l'intersection de deux réflexions majeures développées par les Nations Unies au début des années 2000.

La première de ces initiatives est la définition des huit objectifs du millénaire pour le développement (MDG, 2008) par 193 Etats membres de l'ONU. Ces objectifs très globaux couvrent des aspects très différents de notre mode de développement. Il est alors intéressant de comprendre plus spécifiquement comment l'élevage peut jouer un rôle dans l'accomplissement de ces objectifs, comme le montre le tableau 1 basé sur les études de Gbaguidi et al. (2011) et LivestockNet (2006). En effet, si l'élevage exerce des effets assez nets sur la nutrition, la lutte contre la pauvreté ou la préservation de l'environnement, on constate dans le tableau 1 qu'il peut également jouer un rôle moins direct sur d'autres objectifs. En effet, essentiellement par les apports nutritionnels des produits carnés (zinc, fer, acide folique) et laitiers (calcium), l'élevage joue également un rôle dans la lutte contre la mortalité des enfants, la lutte contre les principales maladies, l'amélioration de la santé maternelle. Dans une réflexion plus globale embrassant des considérations sociologiques et économiques, l'élevage peut également jouer un rôle dans la réduction des inégalités entre

hommes et femmes ou l'intégration des pays en voie de développement aux échanges commerciaux internationaux.

Tableau 1: Objectifs du millénaire pour le développement et rôle que peut jouer l'élevage pour les atteindre

Objectifs du millénaire pour le développement (OMD)	Rôle de l'élevage dans la réalisation des OMD
Réduire l'extrême pauvreté et la faim	<ul style="list-style-type: none"> • Source de revenu pour la moitié des 700 millions de pauvres dans le monde • Capital « sur pied » pour des populations isolées ou nomades (résilience) • Apport en protéine et en vitamine par les différents produits d'élevage
Assurer l'éducation primaire pour tous	<ul style="list-style-type: none"> • Coûts élevés de l'éducation (lien avec l'OMD1) • Une des contraintes à l'accès à l'éducation est le travail agricole des enfants • Installation d'élevage pour approvisionner les cantines scolaires (liés aux taux de scolarisation)
Promouvoir l'égalité de sexes et l'autonomisation des femmes	<ul style="list-style-type: none"> • Élevage des petites espèces le plus souvent assuré par les femmes (revenus, autonomie) • Les femmes sont propriétaires du cheptel dans de nombreux systèmes traditionnels • L'élevage constitue une charge de travail considérable pour les femmes
Réduire la mortalité infantile	<ul style="list-style-type: none"> • Produits d'élevage pallient les carences en vitamines A des populations nomades avec accès limités aux fruits et légumes • Produits d'élevage fournissent calcium, zinc, cuivre, et acides aminés essentiels important pour la croissance des jeunes • 30% des 8,8 millions d'enfants morts avant 5 ans sont dus à la malnutrition (lien avec OMD1)
Améliorer la santé maternelle	<ul style="list-style-type: none"> • Sous-nutrition impliquée dans la forte mortalité liée à la grossesse (500 000 décès par an) • Apport en fer et acide folique des denrées animales capital dans le déroulement de la grossesse • La réduction de la durée d'allaitement basée sur une substitution par les produits laitiers agricoles permettrait de limiter les risques de santé
Combattre le VIH/sida, le paludisme et d'autres maladies	<ul style="list-style-type: none"> • Vitamine A et zinc présents dans les produits d'élevage importants pour l'immunité • Sous-nutrition, facteur fragilisant et favorisant l'apparition de maladies (OMD1) • Élevage de petits ruminants et production laitière offrent des revenus pour couvrir les coûts de santé
Préserver l'environnement	<ul style="list-style-type: none"> • Utilisation de la traction animale pour réduire les dépenses énergétiques • Utilisation des déjections animales comme engrais organique • Importantes surfaces de prairies non cultivables constituent des puits de carbone (séquestration)
Mettre en place un partenariat mondial pour le développement	<ul style="list-style-type: none"> • L'élevage traditionnel doit pouvoir répondre aux normes sanitaires et phytosanitaires et aux accords de l'OMC • L'exportation des produits d'élevage devra permettre aux pays en voie de développement de développer des échanges commerciaux sûrs et sains • L'augmentation des exportations des pays en voie de développement de 1% pourrait sortir 130 millions de personnes de la pauvreté

Néanmoins, le contexte du développement des productions animales est moins idyllique que le tableau ci-dessus ne pourrait le laisser songer. En effet, concomitamment à ces rapports globaux sur les objectifs du développement, un autre rapport nommé le « Millenium Ecosystem Assessment » (MEA, 2005) dressait l'état actuel des écosystèmes planétaires et se focalisait sur leurs capacités à servir le bien-être de l'humanité. Le rapport est assez alarmant et démontre que sur les 24 services écosystémiques recensés, 15 sont menacés par notre mode de développement actuel. Dès le pré-rapport publié en 2005 (MEA, 2005), les auteurs mettaient en avant quatre constatations majeures :

- Durant la deuxième partie du 20^{ème} siècle, l'humanité a sollicité de manière très importante les écosystèmes pour soutenir son développement basé sur l'exploitation des ressources naturelles (bois, fuel, eau) et on peut s'interroger sur la réversibilité de ce processus.
- La dégradation des écosystèmes a toutefois permis d'améliorer significativement le bien-être humain mais deux questions se posent : ce développement du bien-être peut-il bénéficier à l'ensemble de la population, mais aussi, ne se fait-il pas au détriment des nouvelles générations ?
- Si on ne préserve pas au plus vite les écosystèmes, leur dégradation ira grandissante et constituera un obstacle important à la réalisation des objectifs du millenium.
- Dans la perspective de limiter la dégradation des écosystèmes tout en maximisant leur utilisation pour une population en constante augmentation, il sera nécessaire de comprendre l'ensemble des interactions entre ces services écosystémiques et les possibles synergies positives.

Bien que la problématique énergétique apparaisse comme capitale dans la gestion des services écosystémiques, l'agriculture est également un élément clé dans la dégradation des biotopes (surexploitation des ressources en eau, déforestation, perte de biodiversité...). Plus focalisé sur les productions animales, un autre rapport de la FAO (Steinfeld et al, 2006), *l'ombre portée de l'élevage*, corrobore le constat du MEA en démontrant l'impact majeur de l'élevage sur l'équilibre des écosystèmes. Sur près de 500 pages, le rapport dresse un constat qui a pour but de servir de point d'appui à de nombreux programmes de recherche et de partenariats internationaux, pour lutter contre les dégradations environnementales des systèmes de productions animales. Les auteurs identifient d'une part les impacts majeurs sur l'environnement mais également les enjeux économiques et partenariaux à prendre en compte au plus vite :

- L'élevage est un grand consommateur de ressources, tant par l'utilisation des terres (30 % de la surface planétaire) que l'exploitation des ressources en eau (8 % de toute l'eau prélevée par l'Homme, essentiellement vouée à fertiliser les cultures fourragères pour alimenter les animaux d'élevage). Indirectement, l'utilisation excessive de terres et d'eau impacte lourdement les équilibres trophiques au sein des écosystèmes et affecte le niveau de biodiversité.

- Plus difficile à quantifier, l'impact de l'élevage sur le réchauffement climatique est avéré et ce rapport estime les émissions de Gaz à Effet de Serre (GES) du secteur de l'élevage à 18% de l'ensemble des émissions d'origine anthropique.
- Employant plus d'1,3 milliards de personnes dans le monde, l'élevage fournit des produits agricoles qui ont la particularité d'être la cause majeure de l'obésité dans une partie du globe alors qu'il pourrait être une solution à la malnutrition dans d'autres parties du monde. Le rapport suggère de comprendre les changements structurels des productions animales lors de leur intensification et surtout de prendre en compte de manière plus rigoureuse le prix des ressources utilisées et des externalités positives ou négatives dégagées parallèlement aux produits agricoles.

On le voit, les potentialités de l'élevage soulevées dans le tableau 1 pour atteindre les objectifs du millénaire sont à nuancer par les critiques émises sur son impact environnemental. L'enjeu majeur est alors d'identifier des systèmes de production qui pourront à la fois jouer le rôle de catalyseur de la réalisation des objectifs du millénaire pour le développement (OMD) tout en impactant moins lourdement le niveau des ressources naturelles exploitées et les émissions indésirables générées. Enfin, ces systèmes d'élevages vont devoir être capable de faire face à une demande en produits animaux qui va augmenter dans les 40 prochaines années de manière spectaculaire. Pour comprendre ce phénomène, il convient de dépasser l'analyse stricte des productions agricoles et d'intégrer à notre analyse des considérations économiques et démographiques, synthétisées dans la figure 1 ci-dessous.

Le graphique (a) symbolise l'évolution de la consommation de viande par habitant et par an pour les pays en voie de développement et les pays développés. On constate qu'entre les années 1990 et les projections à 2050, les pays développés vont augmenter leur consommation de 22 % quand celle des pays en voie de développement effectuera un saut de 142%. Ce processus, complexe et appelé transition alimentaire, s'explique par une convergence de plusieurs phénomènes divers. La transition alimentaire est le phénomène par lequel le développement économique d'un pays permet l'intégration croissante de protéines animales dans un régime alimentaire jusque-là essentiellement axé sur la consommation de céréales, de tubercules et de légumes. Padilla (2013) précise qu'au-delà du développement économique qui en est le principal moteur, ce sont les effets indirects de ce développement sur les modes de vie qui impactent directement la transition alimentaire. Par exemple, l'urbanisation, le travail féminin, l'essor de la grande distribution et l'augmentation considérable des investissements pour les annonceurs de l'agro-alimentaire à l'international, sont autant de facteurs qui expliquent la tendance observée et à venir de la consommation mondiale de viande. Il est également important de noter que bien que les pays en voie de développement augmentent leur consommation de viande, celle-ci reste plus de deux fois plus faible que celle des pays développés. Pourtant, c'est bien ces pays qui vont faire augmenter considérablement la demande en viande, car comme le montre le graphique (b), leur population va augmenter et occuper une part plus importante de la population mondiale d'ici à 2050. Encore une fois, cette évolution démographique des pays en voie de développement est un phénomène complexe qui s'explique par des facteurs aussi divers que

la baisse de mortalité infantile, l'augmentation de l'espérance de vie due à l'amélioration de la santé, à de meilleures conditions de vie... Néanmoins, on sait également que ce processus est contrebalancé par une réduction de la taille des familles et un vieillissement de la population (on parle cette fois-ci de transition démographique). Ainsi, on comprend aisément que l'évolution observée sur le graphique (a) de la consommation annuelle de produits carnés pour les pays en voie de développement, concernera un nombre très important d'êtres humains et que la demande mondiale de viande en sera fortement impactée (graphique (c)). Bien que restant plus faible que celle des pays développés, l'évolution importante de consommation des pays en voie de développement, couplée à l'augmentation de leur population vont entraîner une demande en produits animaux en forte croissance (nous avons pris ici l'exemple de la viande mais le problème se formule dans les mêmes termes pour le cas des produits laitiers).

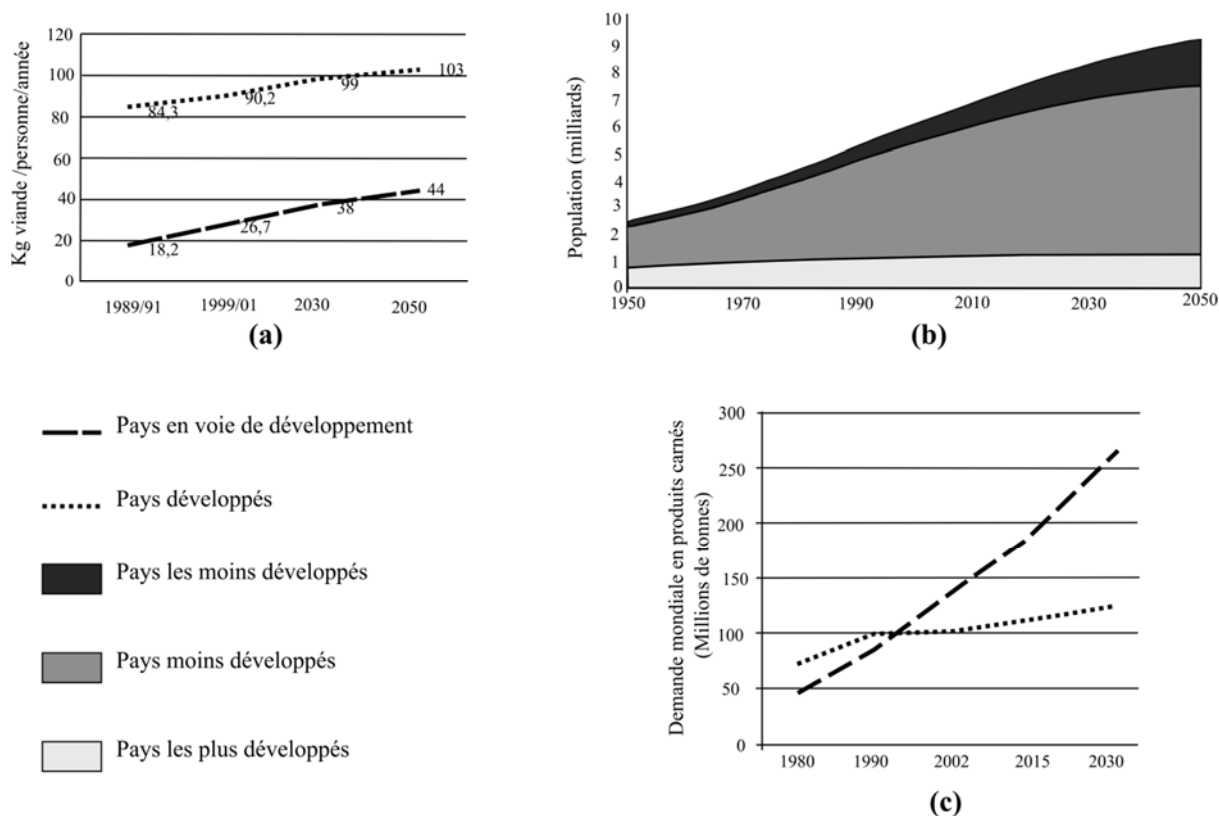


Figure 1 : Challenge alimentaire : (a) évolution des mœurs de consommation et transition alimentaire (Garnett, 2009; source : World Agriculture : toward 2030/2050), (b) évolution de la population mondiale et part des pays développés, en voie de développement et les moins développés (Carl Haub, 2012, source : World Population Prospects: The 2010 Revision, medium variant (2011)), (c) évolution de la demande mondiale en produits carnés (ILRI, 2013, source : Steinfeld et al., 2006).

Au regard de l'ensemble des éléments cités ci-dessus, on comprend que la formule « nourrir 9 milliards d'êtres humains en 2050 » atteste en réalité d'un vrai challenge : « inventer de nouveaux systèmes de production agricole pour nourrir une population humaine en profonde mutation ». Si l'agriculture dans son ensemble a été largement décriée pour son impact

négalif sur les écosystèmes planétaires, les productions animales ont concentré nombreuses de ces critiques, de par leurs émissions de gaz à effet de serre, mais aussi pour leurs consommations élevées de terres pour l'alimentation des animaux. Suite aux rapports « livestock long shadow » (Steinfeld et al., 2006) et à un second rapport plus dédié aux émissions de gaz à effet de serre (FAO, 2010), il était primordial de dépasser ce constat sur les failles actuelles des productions animales, et de lancer une dynamique internationale pour canaliser la recherche agronomique vers de nouveaux systèmes de productions capables de répondre au challenge alimentaire de produire plus de produits d'élevage en utilisant moins de ressources et en émettant moins d'externalités négatives. L'une des initiatives les plus remarquables est la définition par la FAO d'un Agenda pour un développement durable de l'élevage (Global Agenda for Sustainable Livestock) dont on peut retenir deux objectifs majeurs : catalyser la rencontre d'acteurs à différents niveaux et échelles du secteur de l'élevage et favoriser l'émergence de visions consensuelles d'une part, et encourager une approche internationale de la recherche en harmonisant notamment les cadres conceptuels d'analyse de la durabilité des systèmes d'élevage d'autre part. Durant les premières phases de l'agenda, les différentes réunions d'acteurs ont permis d'établir 3 thématiques prioritaires :

- « Closing the efficiency gap » : se focalise sur la nécessité de réduire la différence d'efficacité observée entre les différents systèmes de production dans le monde. L'objectif est alors de faciliter les échanges de savoirs et de technologies pour permettre aux moins performants d'adopter des pratiques plus efficaces.
- « Restoring value to grasslands » : l'élevage est largement critiqué pour sa consommation de terres arables, mais il s'agit essentiellement de terres allouées à la culture fourragère ou céréalière pour l'alimentation bovine. A contrario, les prairies sont le plus souvent des terres qu'il serait difficile de valoriser et cet objectif a pour but de valoriser les différents services sociaux, économiques et environnementaux rendus par les prairies.
- « Waste to worth » : est une thématique focalisée sur l'optimisation de l'utilisation du fumier. Encore une fois, l'objectif est de favoriser les échanges de savoir afin d'identifier des systèmes de production capable d'assurer un recyclage maximum de l'azote organique tout en maximisant leurs productions.

On le voit, l'efficacité apparaît désormais comme un thème central dans la définition d'un nouvel élevage, et cela paraît naturel au regard du constat fait lors de la première partie de notre introduction. En effet, le développement des productions animales s'est fait historiquement selon des critères d'efficacité. L'efficacité étant le rapport entre les résultats attendus et les résultats atteints, on comprend que l'objectif des productions animales était essentiellement de nourrir une population grandissante et d'atteindre des objectifs de production également croissants. D'un raisonnement sur l'efficacité, la communauté scientifique a dû adopter un raisonnement multidimensionnel plus complexe où les systèmes de productions animales ne sont plus seulement jugés sur leur capacité à atteindre des objectifs de production, mais également à utiliser le moins de ressources possibles et émettre le moins d'externalités négatives. L'élevage se retrouve alors à l'interface de l'utilisation de ressources naturelles, la nécessité de produire plus de produits d'élevage (lait, viande),

minimiser l'impact sur l'environnement et même maximiser les services écosystémiques. C'est bien ce souci d'élargir le cadre d'analyse des systèmes d'élevage que représente l'émergence de ces recherches sur l'efficacité des productions animales.

Dans cette optique, le projet ANR EPAD (Efficacité environnementale et Productions Animales pour le Développement durable) a été lancé à l'initiative du CIRAD en 2010 et propose une approche multidisciplinaire de l'éco-efficacité des systèmes d'élevage. Organisé en 7 tâches, le projet couvre des échelles d'analyses allant de la molécule (avec par exemple l'intégration des métabolismes des plantes en C4 pour « tropicaliser » les modèles agronomiques conçus pour des zones tempérées, ou encore l'étude d'ingestion et de digestion de différents fourrages et quantification des émissions de méthane respectives...) à l'analyse de la diversité des systèmes d'élevage entre différents contextes dont une tâche assure l'agrégation des jeux de données. Dans cet ensemble de tâches agronomiques, la tâche 4 apparaît comme un choix audacieux dans le programme ANR : explorer les méthodes de frontières d'efficacité issues des recherches en microéconomie de la productivité. Coordonnée par une équipe d'économistes, cette tâche s'est fixée un objectif essentiellement méthodologique qui consiste à changer de regard sur les systèmes de productions animales par une approche interdisciplinaire (agronomie, zootechnie, écologie et économie).

Nous l'avons vu, l'enjeu du challenge alimentaire est de définir des systèmes de productions animales qui minimisent l'utilisation des ressources naturelles et les externalités environnementales négatives tout en maximisant les productions agricoles. Cette réflexion s'appuie le plus souvent sur un cadre théorique essentiellement économique. Grâce à différentes méthodes d'analyse d'impact environnemental et de rentabilité économique, on parvient alors à définir les meilleures pratiques à encourager. Dans ce travail de thèse, nous proposons de relier ces problématiques de la microéconomie de la productivité au cadre d'analyse des biologistes et agronomes. Notre recherche se situant à l'interface de problématiques agronomiques et économiques concernant la gestion des ressources naturelles de la production et des externalités négatives, nous parlerons désormais d'inputs, d'outputs, et d'outputs indésirables. Bien sûr, le changement n'est pas juste terminologique, il est plus fondamentalement conceptuel car nous allons considérer la ferme comme une entité de prise de décision (« decision making unit (DMU)») qui valorisera des inputs en deux types de productions : des outputs désirables et des outputs indésirables. Grâce à la définition d'une technologie de production, il sera alors possible de comparer les fermes opérant avec les mêmes inputs, outputs et outputs indésirables. L'adoption de ce nouveau cadre conceptuel nous permet d'explorer des modèles d'analyse de productivité ou de frontières d'efficacité. En effet, ces modèles permettent à la fois de définir des ensembles de production, de caractériser les fermes qui se situent sur la frontière de cet ensemble, et enfin de quantifier les gains potentiels pour les fermes inefficaces si celles-ci atteignaient la frontière efficace. Nous le verrons, la mobilisation des modèles de frontière et des outils d'analyse en microéconomie permet d'aborder de nombreux aspects de l'analyse de la productivité. A cette fin, nous nous appuyerons sur la littérature liée aux frontières de production non paramétriques, et plus particulièrement à l'approche Data Envelopment Analysis (DEA (enveloppement de données) « popularisée par Charnes et al. (1978)» dont nous justifierons le

choix d'utilisation, notamment en comparaison des approches paramétriques. Au-delà des modèles standards, nous montrerons comment la sophistication de ces derniers permet de concevoir des outils d'analyse au plus proches des spécificités du secteur de l'élevage et des objectifs de ses acteurs. Ainsi, l'intégration des outputs indésirables grâce notamment à l'introduction de l'hypothèse « weak disposability » de ces derniers fera l'objet d'une attention particulière dans ce manuscrit. Nous montrerons en quoi elle constitue une avancée par rapport aux modèles d'enveloppement classiques, mais aussi en quoi elle ne permet pas encore d'éviter tous les problèmes rencontrés par l'introduction de ses outputs atypiques dans les technologies de production. Sans plus approfondir les aspects méthodologiques qui seront détaillés dans la suite du manuscrit, nous avons également explorés les modèles sectoriels (par agrégation des frontières individuelles ; Li, 1995) qui permettent de dépasser la stricte approche individuelle, ou encore les fonctions distance directionnelles (Chambers et al., 1998) qui nous autorisent différentes directions pour projeter les fermes inefficaces sur la frontière de production.

Bien sûr, la réduction de toute la complexité des flux et des décisions des productions animales à la formalisation d'une technologie de production résumée en quelques dimensions peut paraître une interprétation extrémiste du rasoir d'Ockham. En effet, les modèles agronomiques des productions animales sont le plus souvent des modèles holistiques complexes. Mais nous verrons dans l'article IV de ce manuscrit que cette complémentarité entre les deux approches de modélisation peut être riche d'enseignement sur l'étude des déterminants de l'éco-efficacité.

Dans un contexte de remise en cause des systèmes de productions animales et par une approche interdisciplinaire, ce travail de thèse propose donc une contribution méthodologique relative à trois pistes majeures de réflexions sur l'efficacité environnementale et économique des productions animales. Dans la première partie de ce manuscrit, nous nous focaliserons sur les gains potentiels que peut apporter une réduction de l'inefficacité. Néanmoins, nous ne nous situons pas ici dans le cadre de la thématique « closing the efficiency gap » identifiée par la FAO et décrite précédemment. En effet, ce « gap » désigne en réalité des différences d'efficacité entre différents systèmes d'élevage sur la planète et dans ce chapitre nous nous intéressons aux écarts d'efficacité au sein d'un ensemble de fermes homogènes. Nous parlons alors d'analyse de l'efficacité intra-systèmes, que nous comparerons dans la discussion générale aux analyses d'efficacité inter-systèmes. Néanmoins, en stipulant que les gains d'efficacité majeurs devront venir des systèmes de productions des pays en voie de développement, c'est bien d'une augmentation de l'efficacité intra-système que promeut la FAO. L'efficacité en agronomie est souvent résumée par des niveaux de pollution émis par niveaux de production ou de ressources utilisées. Grâce à la mobilisation des modèles de frontières d'efficacité, nous pourrions dans ce chapitre définir des scores de performance basés sur les niveaux de plusieurs inputs, outputs et outputs indésirables. De plus, si à l'échelle internationale, la communauté scientifique cherche à identifier des systèmes qui produisent plus, avec moins de ressources et en émettant moins d'externalités négatives, la situation n'est pas aussi consensuelle dans les différents jeux d'acteurs qui animent les bassins de productions animales à travers le monde. Ainsi, dans ce premier chapitre où nous

tentons de quantifier les gains potentiels par réductions de l'inefficience, nous avons distingué différents points de vue, allant de la réduction de l'inefficience en se focalisant uniquement sur la réduction de l'impact environnemental jusqu'à une vision plus productiviste focalisée sur l'optimisation des outils de production (en passant évidemment par des points de vues intermédiaires entre ces deux visions). Afin de parvenir à prendre en compte les outputs indésirables, les différents points de vue sur la réduction de l'inefficience, ou encore la possibilité de réallouer des ressources entre firmes pour atteindre une situation optimale à l'échelle du secteur, de nombreuses modifications des modèles classiques doivent être réalisées, en s'inspirant des travaux actuels en recherche opérationnelle. Les articles I et II présentés dans ce chapitre constituent un éclairage empirique de ces modèles spécifiques et tentent d'illustrer comment il est possible de quantifier les gains potentiels d'efficience environnementale et économique.

La seconde partie de ce manuscrit se focalise sur un enjeu majeur dans la définition de nouveaux systèmes d'élevage : l'évaluation économique des externalités non-monétaires des productions animales. En effet, comme nous l'avons brièvement mentionné dans le tableau 1, et comme l'INRA le synthétise par « l'élevage ne sert pas qu'à produire des aliments » (INRA, 2013), l'élevage fournit de nombreux services, mais émet également de nombreuses émissions indésirables non-monétaires. Bien que critiquée comme nous le verrons en discussion, l'évaluation économique de ces externalités négatives tout comme des services écosystémiques générés par l'élevage est une voie prometteuse pour intégrer ces nouvelles dimensions à notre analyse de la productivité des systèmes d'élevage. Bien que ce sujet puisse paraître éloigné des modèles de frontière d'efficience abordés dans le premier chapitre, nous verrons ici qu'au contraire, il découle naturellement de la définition d'une technologie de production et de la construction d'une frontière d'efficience à l'aide de la programmation linéaire. En effet, si le premier chapitre s'est concentré sur l'efficience en termes de quantités via une approche primale, ce deuxième chapitre s'appuie sur le même cadre théorique pour explorer l'approche duale et donc l'interprétation économique de ces mêmes quantités. Nous insisterons sur l'évaluation économique des externalités environnementales négatives que sont les émissions de gaz à effet de serre et l'excédent azoté. Nous verrons que cette interprétation économique soulève à la fois des questions sur la nature de ces indicateurs mais également sur la différence de perception de ces derniers.

Enfin, dans un troisième chapitre, nous allons nous intéresser aux déterminants de l'éco-efficience. En d'autres termes, nous allons tenter de comprendre les raisons pour lesquelles certaines fermes se situent sur la frontière efficiente quand d'autres opèrent en dessous de celle-ci. Bien sûr, la raison évidente est que les firmes inefficientes utilisent plus d'inputs, pour produire moins d'outputs en émettant plus d'outputs indésirables, mais pour quelles raisons ? L'idée est ici d'explorer plus en profondeur les sources de l'éco-efficience, et de comprendre les raisons d'ordre technique ou décisionnel qui expliquent les différences de performances entre les différentes fermes. Malheureusement, cette exploration nécessite de disposer non seulement des jeux de données classiques (inputs, outputs, outputs indésirables) mais également d'une batterie d'indicateurs quantitatifs et qualitatifs exogènes inhérents à la gestion technique de l'exploitation (système fourrager, gestion des extrants,...) mais aussi

aux performances en termes économiques (rentabilité, marge brute,...) et environnementaux (efficacité azotée, efficacité énergétique, ...). Ce type de jeu de données étant très difficile à construire, nous proposons dans ce troisième chapitre de mettre à profit la capacité des modèles de simulation agronomique de type « whole-farm » à générer un ensemble de fermes simulées. De cette manière, nous expliquerons comment nous avons pu générer 5000 fermes simulées et contrôler leur pertinence dans le contexte agronomique de l'île de La Réunion. Nous verrons également que cette nouvelle approche s'inscrit dans les recherches actuelles combinant simulation et optimisation, mais surtout couplant des techniques de modélisation différentes dans une seule et même approche.

L'ensemble des réflexions développées dans les trois chapitres de ce document a fait l'objet de travaux empiriques sur le secteur laitier de l'île de La Réunion. En effet, bien que de nombreux jeux de données aient été réunis dans le cadre du programme ANR-EPAD, le cas particulier de l'île de La Réunion s'est révélé pertinent à plusieurs titres. L'insularité du contexte réunionnais et son éloignement de la France métropolitaine exacerbe les phénomènes décrits dans la première partie de cette introduction : croissance démographique importante et limites des ressources naturelles, gestions des émissions indésirables, rôle important dans l'activité économique, etc... De plus, grâce à l'étroite collaboration avec les chercheurs du CIRAD à La Réunion, nous avons pu approfondir la connaissance de ces systèmes de production et développer des modèles au plus près des questions que soulève actuellement l'émergence de systèmes de productions animales tropicaux basés sur de hauts niveaux d'intrants. La limite de cet éclairage empirique focalisé sur un système de production particulier fera l'objet d'une réflexion dans la discussion générale de ce manuscrit.

L'approche interdisciplinaire développée dans cette recherche nécessite à la fois une connaissance profonde des nouveaux enjeux des productions animales, mais également la maîtrise de nombreux concepts théoriques en analyse de la productivité. Ainsi, chacun des trois chapitres présentés précédemment suivra la même organisation :

- Un chapeau méthodologique qui présentera les outils théoriques tels que les fonctions de production, la dualité lagrangienne, la « weak disposability » des outputs indésirables, des considérations statistiques sur ce type de modèle, etc...
- La présentation d'articles scientifiques publiés, en cours de publication ou en cours de soumission, qui constitue l'application des modèles présentés aux enjeux des productions animales et à l'augmentation de leur éco-efficience.

Enfin, une discussion générale permettra d'une part de synthétiser les principaux résultats que constituent nos travaux de recherche et leurs limites, mais surtout de proposer des pistes de recherche ultérieures que soulève cette approche interdisciplinaire de l'éco-efficience des productions animales.

CHAPITRE I : L'impact environnemental de l'élevage : les marges de progression par l'amélioration de l'éco-efficience

« In the coming decades, the growing demand for livestock products will have to be met from an increasingly scarce natural resource base. The livestock sector thus has to significantly increase its natural resource use efficiency to meet society's growing food and environmental needs. »

FAO –Global Agenda for Sustainable Livestock

1 Cadre théorique de l'analyse de l'efficacité par la méthode DEA

L'objectif de ce chapitre est de présenter les outils d'analyse de l'efficacité et de la productivité pour améliorer l'éco-efficacité des conduites d'élevages. Les analyses opérationnelles portent sur une base de données relative aux systèmes laitiers de l'île de La Réunion. Les concepts théoriques et les principaux résultats empiriques ont fait l'objet de deux publications constituant l'ossature de ce chapitre. Néanmoins, le format d'un article scientifique ne permettant pas de présenter en profondeur l'axiomatique, les hypothèses et l'historique des modèles de frontières d'efficacité, il nous apparaît nécessaire de les développer en partie introductive¹.

1.1 Des fonctions de productions à l'analyse de l'efficacité

La fonction de production est un concept central dans l'analyse micro-économique de la productivité des entreprises. Mathématiquement, il semblerait que le premier à avoir explicitement formulé le concept soit l'économiste anglais Philip Wicksteed (1894), bien que Humphrey (1997) atteste de traces écrites du concept par l'économiste allemand Johann von Thünen dès les années 1840 (Mishra, 2007).

Partant du postulat que la relation entre inputs et outputs pouvait être formalisée algébriquement, de nombreux chercheurs ont développé au cours du XX^{ème} siècle des modèles simplifiés de transformation de deux inputs (le plus souvent capital et travail) en un unique output. De vifs débats ayant lieu sur les hypothèses sous-jacentes des technologies modélisées, on assiste alors au développement de nombreuses fonctions de production. Par exemple, les différents points de vues sur l'élasticité de substitution entre les inputs (dans quelles mesures ils sont complémentaires ou substituables entre eux), ont abouti à différentes fonctions de production. Si la fonction de Cobb-Douglas (1928) assume une élasticité de substitution unitaire (à output constant, la diminution dans une certaine proportion d'un input peut être compensée par l'augmentation dans la même proportion d'un autre input), la fonction de production de Leontief (1937) fait l'hypothèse qu'il n'existe aucune substituabilité entre inputs (les inputs sont utilisés dans des proportions fixes). La fonction de production CES (Constant Elasticity of Substitution) généralisera alors ces fonctions de production en permettant de ne pas contraindre les élasticités de substitution à des valeurs spécifiques. A la question posée par Paul H. Douglas lors de son adresse présidentielle à

¹ La présentation faites dans cette partie des différents axiomes sur lequel se base la méthode DEA est très synthétique et s'appuie sur les travaux de Tarnaud (2014) qui a mené une analyse plus approfondie et théorique dans le cadre de son doctorat.

l'American Economic Association, en 1947 : « existe-t-il des lois de la production ? », les premiers développements théoriques simplifiés prenant en compte deux inputs et un output semblent répondre par l'affirmative. Dans la deuxième partie du XXème siècle, les modèles vont alors se complexifier, notamment par la prise en compte de plusieurs outputs par les développements théoriques des productions jointes, synthétisés par exemple par Kurz (1986).

La fonction de production, ainsi formulée, par la relation déterministe d'une fonction de transformation mathématique, fait implicitement l'hypothèse que tous les systèmes de production opèrent de manière efficiente. En effet, Shephard (1970) définit la fonction de production comme la relation entre la quantité maximale d'outputs techniquement faisable et les inputs nécessaires à la production de cette quantité d'output. Ainsi, en ajoutant la notion de maximisation aux fonctions de production initiales, se dessine la notion de frontière de production, i.e. de valeur maximale d'outputs potentiels pour tout niveau d'inputs (ou inversement). La frontière de production ne caractérise donc pas une relation générique entre inputs et outputs mais seulement la borne maximale d'un ensemble de production défini comme « le lieu de toutes les combinaisons possibles d'inputs qui permettent d'atteindre un certain niveau d'outputs compatible avec la technologie » (Leleu, 1997).

1.2 Les différents types de frontières d'efficience et la justification du choix de la méthode Data Envelopment Analysis

Bien qu'elles aient été amplement décrites dans la littérature, nous allons synthétiser dans cette partie les différents types de frontières d'efficience et les hypothèses qui les sous-tendent, afin de mieux les comprendre mais surtout de cerner quels sont leurs atouts et leurs inconvénients. Plus que de tenter de déterminer si l'une prévaut sur l'autre, nous tenterons de montrer dans quelle mesure chacune des méthodes est adaptée à des cas théoriques précis et à des échantillons de données.

1.2.1 Les frontières paramétriques

Comme leurs noms l'indiquent, les frontières paramétriques intègrent un certain nombre de paramètres pour construire la frontière de production. Ainsi, cette approche fait l'hypothèse qu'un nombre fini de paramètres permettra de définir la frontière d'efficience via la définition d'une fonction analytique (Ambapour, 2001). L'approche paramétrique est donc assez étroitement liée aux recherches économétriques de la production. Ainsi, l'approche paramétrique associe une « forme fonctionnelle » à la fonction de production, ce qui permet de définir une frontière d'efficience et d'évaluer l'inefficience des firmes en fonction de leur distance à cette frontière. Très schématiquement, Aigner et al (1977) décrivent alors la fonction de production ainsi :

$$y_i = f(x_i, \beta) + \varepsilon_i, \quad i = 1, \dots, N \quad (1)$$

L'équation 1 fait clairement apparaître une fonction de production où les inputs de la firme i peuvent produire une quantité maximale d'outputs. Cette fonction est le plus classiquement une fonction de production choisie a priori de type Cobb-Douglas, CES, Leontief, Translog... Le terme β est un vecteur de paramètres inconnus qu'il s'agit d'estimer avec des méthodes mathématiques ou statistiques alors que le terme ε est ici la variable d'ajustement entre les inputs et le niveau maximal d'outputs, i.e., l'inefficacité entre la firme et la frontière de production. Cette approche développée par Afriat (1972), qui attribue l'ensemble de la différence entre outputs réels et outputs optimaux à l'inefficacité technique, est appelée déterministe. On fait l'hypothèse implicite que les facteurs exogènes, les erreurs de mesures ou l'omission de variables explicatives sont nulles. Cette approche a été critiquée pour sa sensibilité aux données et au manque d'informations statistiques sur la robustesse de la frontière. Ainsi, Aigner et al (1977) proposent une approche stochastique des frontières paramétriques illustrée par l'équation suivante :

$$y_i = f(x_i, \beta) + v_i \quad i = 1, \dots, N \quad \text{où } v_i = \varepsilon_i + \mu_i \quad (2)$$

Par rapport à l'équation (1), on voit que le terme v_i se décompose en deux parties ε_i et μ_i . Le terme μ_i désigne l'erreur inhérente à la récolte des données, à la possibilité de variations liées à des variables non prises en compte dans le modèle. Également, ce terme intègre les variations d'outputs qui peuvent venir de facteurs exogènes tels que le climat, les subventions, etc... (Deprins et Simar, 1989). C'est l'intégration de ce terme qui donne la nature stochastique à ce type de frontière d'efficacité. Le terme ε_i représente l'inefficacité technique stricte de la firme i . On comprend ainsi qu'il est difficile de savoir ce qui dans la variation du terme v_i dépend de la variation du « bruit » statistique des données (μ_i) ou de l'inefficacité technique (ε_i). De plus, afin de contrôler le modèle, il est nécessaire de faire un certain nombre d'hypothèses sur ces variables. Par exemple, il est nécessaire de faire l'hypothèse d'une loi de distribution particulière pour le score d'inefficacité. Le terme lié à l'incertitude sur les données est supposé quant à lui suivre une loi normale. Enfin, on suppose que ces deux termes suivent des distributions indépendantes et qu'il n'existe aucune corrélation entre l'inefficacité et les régresseurs contenus dans X .

Ainsi, on peut à juste titre s'interroger sur la pertinence des scores d'efficacité obtenus tant le modèle repose sur un certain nombre d'hypothèses restrictives. Par rapport à cette approche paramétrique, il convient de mobiliser un cadre d'analyse introduisant un nombre plus restreint d'hypothèses par le biais des frontières d'efficacité non paramétriques.

1.2.2 Les frontières non-paramétriques

Les frontières non-paramétriques ne présupposent aucune forme fonctionnelle de la fonction de production, et n'introduisent aucun paramètre pour formaliser *a priori* la relation entre inputs et outputs. La méthode DEA est la méthode non-paramétrique la plus utilisée dans la

littérature et tient son nom de la construction de la frontière d'efficacité à partir des firmes efficaces et leurs combinaisons linéaires. Le terme d'enveloppement de données est donc ici parfaitement approprié car l'ensemble des firmes efficaces forment un polytope formé de différentes facettes connectées par des firmes observées (Färe et al, 1989), et englobant les firmes inefficaces. Compte-tenu du nombre peu importants d'hypothèses qui influencent la construction de la frontière, on a pour habitude de dire que la méthode DEA « laisse s'exprimer » le jeu de données. Borodak (2007) synthétise les atouts de la méthode en quelques points : i) elle permet de calculer des scores uniques attestant les améliorations simultanées des niveaux d'inputs et d'outputs, ii) la méthode permet l'intégration d'inputs et d'outputs d'unités différentes sans aucun recours aux prix de ces quantités, iii) bien sûr, elle nécessite aucune hypothèse sur la forme fonctionnelle de la fonction de production. Il convient de noter ici que si la méthode DEA appartient aux méthodes non-paramétriques de mesure d'efficacité, sa mise en œuvre nécessite toutefois de définir un certain nombre d'axiomes, qui contraignent le lien mathématique entre les inputs et les outputs.

L'inconvénient majeur de la méthode DEA est qu'elle ne prend pas en compte de termes induits par les erreurs de mesures ou l'impact des facteurs exogènes sur la frontière d'efficacité. Une des réponses apportées par les recherches théoriques sur la robustesse des approches non-paramétriques est le développement des approches de type « sub-sample » ou bootstrap. Très schématiquement, ces méthodes statistiques permettent de tester la robustesse des scores d'efficacité en approximant les valeurs de la population dont est issu l'échantillon en effectuant un nombre important de tirages de sous-échantillons. Compte tenu de l'importance capitale que revêt cette notion de robustesse statistique des frontières d'efficacité dans le cadre d'analyse DEA menées sur des jeux de données simulées, ces notions seront analysées plus en profondeur dans le troisième chapitre de la thèse. Au-delà de cette approche déterministe de la méthode DEA qui semble être intrinsèquement incomparable avec les approches stochastiques, Kuosmanen (2006) propose une approche qui combine les vertus des approches paramétriques et non-paramétriques dans un seul cadre. Il recense également dans son papier les différentes approches pour introduire l'aléa lié aux données dans la méthode DEA (Cazals et al., 2002) ou à l'inverse des approches de type SFA qui introduisaient une semi-paramétrisation des frontières (Park et Simar, 1994). Cette nouvelle approche est alors dénommée StoNED pour "Stochastic Nonparametric Envelopment of Data". Même si les auteurs soulèvent des réserves, notamment sur les précautions à prendre pour interpréter les résultats, la méthode apparaît comme un parfait hybride des approches SFA et DEA. Dans un papier plus récent, Kuosmanen et Kortelainen (2012) développent la méthode StoNED en la dénommant cette fois-ci : « Stochastic Non-smooth Envelopment of Data ». La méthode établit dans un premier temps une frontière grâce à la méthode des moindres carrés convexe non-paramétrique (NCLS) puis détermine grâce à un estimateur de type pseudo maximum de vraisemblance la part de résidu due à l'inefficacité technique et celle due au bruit statistique inhérent au jeu de données. Compte tenu de l'hypothèse de distribution faite sur le terme d'efficacité et sur celui d'aléa du jeu de données, la méthode est qualifiée de semi-paramétrique. Bien que le cadre théorique de cette approche en soit encore à ses balbutiements et que les études empiriques soient encore rares, Andor et Hesse (2014) n'hésitent pas à parler de « l'âge du StoNED » et vont jusqu'à appeler les méthodes SFA et

DEA les « oldies ». Les différents types de frontières d'efficacité sont résumés dans le tableau 2 ci-dessous :

Tableau 2 : Synthèse des différentes familles de frontière d'efficacité (basé sur Kuosmanen, 2006)

	Paramétrique		Non-paramétrique
Déterministe	Afriat (1972)		DEA
Stochastique	SFA Aigner et al (1977)	StoNED Kuosmanen (2006)	-

1.2.3 Choix de la méthode DEA en fonction des objectifs de recherche

Au regard de ce panel de méthodes de frontières disponibles, le lecteur pourra s'étonner que seule l'approche déterministe non-paramétrique ait été développée dans ce travail de thèse. Néanmoins, comme le souligne Oluwaseun (2013), le secteur agricole dispose d'un certain nombre de spécificités qui en font un objet d'étude particulièrement approprié pour la méthode DEA. En effet, avec plus de 258 articles recensés par Liu et al (2013), l'agriculture apparaît comme le troisième secteur d'application de la méthode DEA, derrière le secteur des banques et de la santé publique. Une particularité importante de l'agriculture, et plus spécifiquement des productions animales, est la considération de plusieurs inputs, mais surtout de plusieurs outputs. En effet, dans le secteur laitier, il convient le plus souvent de considérer la production laitière mais également les sorties carnées du système de production. Si les vaches réformées pourraient être facilement approximées par la production laitière, la vente des veaux mâles ou de génisses doit être prise en compte dans les outputs de la ferme car elle participe à la stratégie de l'éleveur et au sens plus microéconomique, à la définition d'une technologie de production rigoureusement identique aux pratiques observées. Dans le cas particulier de La Réunion, nous verrons dans la partie 3 qu'il a même été nécessaire d'introduire les fourrages vendus dans la technologie de production afin de tenir compte du cas particulier des systèmes de productions laitiers Réunionnais (si l'éleveur parvient à couvrir ses besoins fourragers, il peut décider de vendre le surplus). Or, une des spécificités de la méthode DEA qui a justifié notre choix est la possibilité d'exploration de l'efficacité sur des technologies multi-outputs au travers d'une approche primale basée sur les seules quantités.

Un dernier argument qui pourrait paraître anecdotique pour justifier le choix de la méthode DEA est l'appropriation plus aisée et plus intuitive des concepts qui la sous-tendent par un public non-économiste associé à des projets de recherche pluridisciplinaires. En effet, l'approche non-paramétrique comme DEA, et spécifiquement le modèle primal, permet une appropriation rapide des concepts économiques élémentaires d'efficacité, de technologie de production, d'inefficacité allocative, d'échelle etc... En effet, les méthodes paramétriques comme SFA auraient nécessité une phase d'appropriation des concepts beaucoup plus longue (statistiques, élasticités, etc.).

2 La méthode DEA : cadre théorique, concept d'efficacité et modèle classique

Cette partie a pour objectif de décrire la méthode DEA, les axiomes et les hypothèses sur lesquelles elle repose et les concepts d'efficacité qui émergent de ce cadre théorique. Bien que la méthode soit de plus en plus utilisée comme un outil « plug and play » grâce au développement de logiciel pour les personnes non-expertes (nous y reviendrons dans la discussion finale), cette partie a pour objectif de rappeler l'ensemble des étapes nécessaires à la construction théorique d'un modèle DEA. Le plan de cette partie suivra donc le raisonnement sur lequel s'appuie l'implémentation de la méthode DEA : la définition de la technologie de production, la définition d'hypothèses mathématiques et économiques pour formaliser l'ensemble des possibilités de production et enfin la définition d'une mesure pour quantifier les inefficiences.

2.1 La définition d'une technologie de production

2.1.1 La sélection d'un ensemble d'inputs et d'outputs

La sélection d'un nombre restreint d'inputs et d'outputs pour caractériser une production, qui plus est agricole, est une étape primordiale dans l'analyse de l'efficacité d'un ensemble de firmes. Deux questions apparaissent naturellement quant au choix des inputs : lesquels sont nécessaires pour définir correctement un processus de production et sous quelles conditions il est possible de les intégrer pour caractériser la technologie de production (corrélation, complémentarité, substituabilité...)?

Concernant la première question, elle a fait l'objet de nombreux débats dans la recherche opérationnelle. En effet, on pourrait être tenté de spécifier un nombre important d'inputs et d'outputs pour être le plus proche possible de l'ensemble des intrants qu'utilise une firme et également de l'ensemble des productions qu'elle génère. Cependant, l'introduction d'un nombre trop important de dimensions dans le modèle DEA peut influencer les scores d'efficacité obtenus :

- Chaque dimension ajoutée dans le modèle rajoute *de facto* une firme efficace. En effet, la firme qui possède le minimum d'un input ou le maximum d'un output se verra automatiquement devenir efficace, quelle que soit la valeur des autres dimensions. Par exemple, un éleveur qui possède le nombre minimal de vaches et utilise des quantités importantes d'autres inputs pour une production assez limitée sera jugé efficace alors qu'il est manifestement inefficace.
- Plus intuitivement, on comprend que plus on rajoute de dimensions, plus on donne aux firmes l'opportunité d'être performantes sur au moins une dimension. Ainsi, il est également préférable d'utiliser des inputs ou des outputs agrégés, plutôt que

des indicateurs très spécifiques (en élevage, on décomposera rarement les coûts de production en frais d'élevage, frais vétérinaire, petits matériels...).

Ainsi, on voit que le choix d'inputs et d'outputs est étroitement lié au nombre d'individus considéré dans l'analyse DEA. Ainsi, Bowlin (1987) fait l'hypothèse que deux firmes doivent être prises en compte pour chaque considération d'un input ou d'un output. Il explique alors laconiquement que ce résultat heuristique s'appuie sur des tests empiriques de Charnes, Cooper et d'autres auteurs... Ainsi, pour une technologie de production intégrant 4 inputs et 2 outputs, il faudra $2 \times (4+2) = 12$ firmes. Bien que très hasardeuse, cette règle approximative (« rule of thumb ») est reprise dans la littérature pour justifier du nombre de firmes à considérer pour une étude DEA (Golany et Roll, 1989 ; Dyson et al., 2001 ; Ramanathan, 2005 ; Zhou et al., 2008...) et se décline même d'une autre manière où le nombre de firme doit cette fois être égal au produit des inputs et des outputs. Plus récemment, Cook et al. (2014) spécifient bien que ces règles n'ont aucune véracité statistique mais qu'elles sont communément admises. Ils ajoutent que contrairement au cas de la régression statistique où la taille de l'échantillon est primordiale, DEA comme outil de Benchmarking est *a priori* moins sensible à la taille de l'échantillon. Les auteurs précisent également que la taille de l'échantillon nécessaire pour l'analyse DEA dépend du nombre de firmes dans le secteur concerné. Enfin, les auteurs concluent en disant qu'il n'existe pas de « formule magique » pour déterminer le nombre d'inputs et d'outputs pertinent pour une analyse DEA, mais qu'une bonne connaissance des processus de production et de la population globale dont est issu l'échantillon sont des clés décisionnelles.

Concernant la relation entre les inputs, ou entre les outputs, il est à noter que la méthode DEA est moins contraignante que les méthodes économétriques où le choix des variables doit faire l'objet d'une étude statistique rigoureuse. En effet, l'introduction de variables auto-corrélées dans un modèle économétrique perturbe le comportement global du modèle et rend l'interprétation des variables explicatives difficiles. Même si ces problèmes sont bien connus dans le cas de la régression linéaire et qu'il existe des alternatives pour contrôler la multicolinéarité des variables explicatives (expertise des variables, régression des moindres carrés partiels, régression sur une ACP des variables explicatives...), cette étape préalable n'est pas nécessaire dans le cadre de la méthode DEA. En effet, quand bien même nous utiliserions deux inputs très corrélés comme le nombre de veaux et de vaches laitières, ou deux outputs très corrélés comme la production de lait et la vente de viande vive, les résultats des programmes d'optimisation resteraient interprétables.

Ainsi, sélectionner un ensemble d'inputs et d'outputs pour définir une technologie de production est une étape primordiale qui doit être guidée par l'objectif de décrire le plus précisément le « process » étudié (Cook et al., 2014).

Au-delà des difficultés de définir empiriquement un processus de transformation d'inputs en outputs, d'un point de vue mathématique la technologie de production se définit simplement comme un ensemble de combinaison d'inputs-outputs « techniquement faisable ». Cette définition s'appuie sur les travaux théoriques de Shephard (1953) et Färe (1986). De manière très synthétique on peut alors écrire :

$$T(x, y) = \{(x, y) : x \text{ peut produire } y\} \quad (3)$$

Cette définition de la technologie de production est générique et ne définit qu'un cadre très global d'analyse où un certain nombre d'inputs peuvent être transformés en output via une technologie de production spécifique. Afin de donner plus de structure à l'ensemble considéré, mais surtout afin de s'assurer de la véracité de la nature de la transformation des inputs en outputs, la méthode DEA repose sur certains axiomes. Ces derniers ont pour objectif de donner un sens économique à l'ensemble input-output construit et ainsi à la frontière efficiente qui borne cet ensemble.

2.1.2 Ensemble d'axiomes nécessaire à la construction de la frontière efficiente

L'axiome « No free lunch » est inspiré du célèbre aphorisme d'origine incertaine attestant qu'il n'existe pas de productions qui puisse être réalisées sans que des ressources aient été utilisées. Même si cette notion est au cœur de la théorie économique selon de nombreux économistes, nous ne développerons pas les débats autour de cette notion. Très concrètement, l'impact de cet axiome dans la méthode DEA s'exprime comme suit :

$$\text{si } (x, y) \in T \text{ et } x = 0, \text{ alors } y = 0 \quad (4)$$

En d'autres termes, un agriculteur ne pourra pas produire de lait, de viande ou de fourrage si aucun input n'entre dans la technologie de production. Bien qu'elle puisse passer pour une vérité de Lapalisse, cette affirmation exclut certains cas particuliers. Par exemple, certains types d'élevage très extensifs ne nécessitent pas d'intrants au moins durant une période de l'année (transhumance) mais il convient dans ce cas de prendre en compte le travail de l'éleveur ou les surfaces exploitées même s'ils ne font pas l'objet d'échanges monétaires. Pour tout système générant une production, l'utilisation de la méthode DEA implique de définir un vecteur d'inputs non-nul.

L'axiome de « possibilité d'inaction » s'inscrit dans la logique de l'axiome précédent et spécifie que la firme qui n'utilise aucune ressource et ne produit rien peut faire partie de l'ensemble de production :

$$(0, 0) \in T \quad (5)$$

Comme le précise Tarnaud (2014), Shephard (1970) préfère présenter cet axiome sous la forme :

$$(x, 0) \in T \text{ for any } x \geq 0 \quad (6)$$

Ici, l'axiome s'interprète plus comme l'idée qu'il est possible qu'une firme, quel que soit son niveau d'inputs, puisse ne rien produire.

L'axiome de disposition des inputs et des outputs est défini par Färe et al. (1994) comme la capacité à « [...] stocker, éliminer ou gaspiller des marchandises indésirables ». En d'autres termes, même s'il paraît évident qu'un agriculteur est libre de gaspiller sa production laitière s'il le souhaite, ou de donner à son cheptel plus de fourrages ou de concentrés que nécessaire pour couvrir les besoins nutritionnels, il convient de définir cela de manière mathématique. Pour les inputs, la libre disposition s'exprime grâce à l'axiome ci-dessous :

$$\text{si } (x, y) \in T \text{ et } (x', y) \geq (x, y) \text{ alors } (x', y) \in T \quad (7)$$

L'équation (7) spécifie que s'il est possible de produire une certaine quantité d'outputs (y) à partir d'une quantité précise d'input (x), alors on fait l'hypothèse que le producteur sera capable de produire cette même quantité d'output à partir d'une quantité plus importante d'inputs (x'). Cette définition ne prend donc pas en compte le cas de la congestion, où l'utilisation excessive d'inputs peut affecter négativement la production des outputs. Concernant les systèmes de productions d'élevage, on peut penser par exemple à l'utilisation excessive d'aliments concentrés qui peut détériorer l'équilibre bactérien des animaux poly-gastriques et donc affecter la production laitière, ou encore l'utilisation excessive de fertilisants organiques qui peut diminuer la productivité prairiale et *in fine* la production laitière. Dans la même logique, la libre disposition des outputs s'exprime :

$$\text{si } (x, y) \in T \text{ et } (x, y') \leq (x, y) \text{ alors } (x, y') \in T \quad (8)$$

Ici, l'équation (8) précise que si un éleveur parvient à produire une certaine quantité d'outputs à partir d'un nombre donné d'inputs, il pourra également produire moins à partir de cette même quantité d'inputs. En d'autres termes, on autorise le gaspillage des outputs. Nous verrons en 3.1 que l'introduction des outputs indésirables dans les modèles DEA a entraîné de nombreuses réflexions car la pollution ne peut pas être gérée librement comme une production classique.

L'ensemble de production est un ensemble fermé. Mathématiquement, on définit un ensemble fermé par rapport à son complémentaire qui par opposition est ouvert. Bien que très abstraite, cette notion est capitale lorsque l'on utilise les méthodes de frontières d'efficacité car c'est grâce à cet axiome que la frontière d'efficacité elle-même fait partie intégrante de l'ensemble de production. Les connaisseurs de la méthode DEA seront surpris de lire cet axiome car la plupart des graphiques en deux dimensions inputs-outputs montrent bien que les inputs ne sont pas bornés vers l'infini. Ainsi, il convient de préciser que le fait que les inputs soient effectivement définis sur $[0 ; +\infty[$ n'est en rien antinomique avec l'hypothèse que l'ensemble est fermé. Concernant les outputs, ceux-ci sont bornés en fonction des valeurs maximales observées sur chacune des dimensions.

L'axiome de convexité permet de distinguer deux types de technologies, la technologie DEA classique qui fait l'hypothèse de la convexité de l'ensemble de production et celle appelée FDH (pour Free Disposal Hull) qui ne fait pas cette hypothèse. En deux dimensions, il est assez intuitif de déterminer si un ensemble est convexe : il est impossible de relier deux points d'un ensemble convexe par un trait qui n'est pas entièrement inclus dans l'ensemble.

Pour définir en plusieurs dimensions cet axiome de convexité, il s'agit de considérer une combinaison de vecteurs (u_1, u_2, \dots, u_k) d'inputs et d'outputs. L'ensemble sera alors convexe si toutes les combinaisons de $k = (1, 2, \dots, J)$ de ces vecteurs appartiennent à l'ensemble. Mathématiquement, on exprime l'hypothèse de convexité comme suit :

$$\sum_k \lambda_k u_k \in T \quad \forall \left\{ (u^1, u^2, \dots, u^k) \in T; \lambda_k \geq 0 \quad \forall k; \sum_k \lambda_k = 1 \right\} \quad (9)$$

L'axiome de rendement d'échelle, amène à s'interroger sur les hypothèses que nous réalisons sur les coûts marginaux associés à la technologie de production modélisée. On distingue classiquement 4 types de rendements d'échelles :

- Les rendements d'échelle constants (CRS) font l'hypothèse que les coûts marginaux sont identiques quels que soient les niveaux d'inputs et d'outputs. Les premiers développements théoriques de la méthode DEA, notamment le modèle dit de Charnes, Cooper et Rhodes (CCR, Charnes et al. (1978)) se sont appuyés sur cette hypothèse.
- Les rendements d'échelle variables (VRS) ont été introduits par Banker, Charnes et Cooper (1984) et fournissent une alternative au modèle CRS. Dans ce cas, l'augmentation du niveau d'inputs peut entraîner une quantité d'outputs produite proportionnellement plus élevée ou plus faible. En d'autres termes, les coûts marginaux varient en fonction des niveaux d'inputs ou d'outputs. Dans le cas d'un modèle VRS, les firmes inefficaces seront comparées à des firmes ou combinaisons de firmes de tailles similaires.
- Les rendements d'échelle non-croissants (NIRS) font l'hypothèse que plus une entreprise va disposer d'inputs, plus il lui sera coûteux de produire des outputs, i.e. le coût marginal est supérieur au coût moyen. Dans ce cas, les firmes seront comparées à des firmes plus petites qu'elles-mêmes.
- Les rendements d'échelle non-décroissants (NDRS) spécifient que la production d'une unité supplémentaire va entraîner une baisse des coûts liés à l'utilisation des inputs. Dans ce cas, le coût marginal est inférieur au coût moyen et les firmes inefficaces seront comparées à des firmes plus grandes.

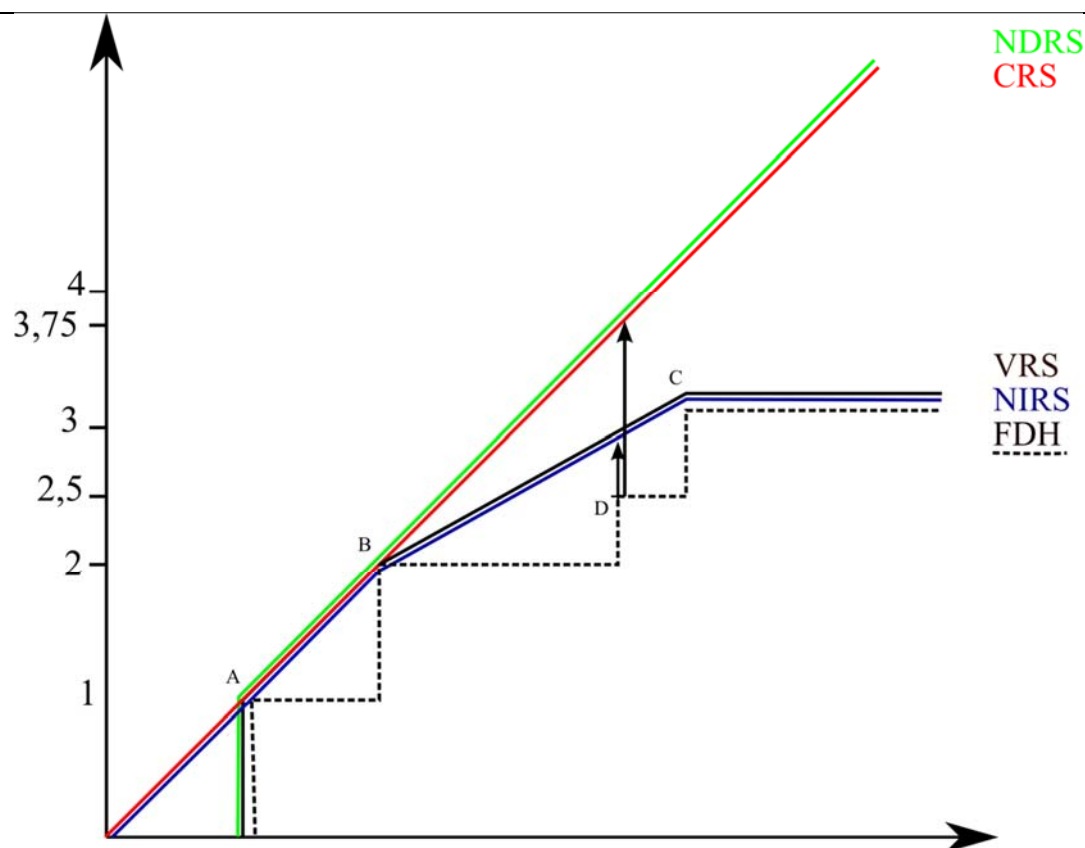


Figure 2 : Illustration des axiomes de convexité et de rendement d'échelle

La figure 2 met en évidence l'impact des axiomes présentés ci-dessus sur la structure de la frontière. Le trait vertical sous le point A et le trait horizontal à droite du point C représentent par exemple la libre disposition des outputs et des inputs respectivement. Le passage par l'origine du graphique dans le cas de rendement d'échelle constant souligne également l'axiome de possibilité d'inaction. La frontière en pointillée permet également de voir la forme spécifique « en escalier » d'une frontière efficiente en « free disposal hull ». Enfin les différentes frontières en couleurs permettent de constater l'impact majeur de l'hypothèse de rendement d'échelle pour une technologie de production. En effet, en prenant l'exemple de la firme D, on constate qu'elle peut être jugée comme efficiente en FDH, avoir des marges de progression de 20% dans le cas des modèles VRS et NIRS, ou enfin pouvoir augmenter sa production de 50% dans le cas de l'hypothèse de rendements constants ou non décroissants. Ces différences significatives entre les scores d'efficacité selon les hypothèses réalisées mettent en évidence la nécessité de justifier des choix réalisés, en s'appuyant notamment sur une connaissance empirique du secteur étudié.

2.2 Mesure de l'efficacité

2.2.1 Définition des concepts d'efficacité

Nous l'avons vu, la construction de la frontière efficiente est basée sur quelques hypothèses économiques et mathématiques et détermine l'enveloppe supérieure de l'ensemble des

processus de production. Afin de caractériser le degré d'inefficience des firmes qui ne sont pas sur la frontière et la nature de cette inefficience, Farrell (1957) a établi les bases d'un cadre théorique qui s'inspire aussi des travaux de Koopmans (1951) et Debreu (1951). Ainsi, il n'est pas rare de trouver différentes sources bibliographiques dans les articles scientifiques pour ce concept d'efficacité.

Comme le rappelle Fried et al. (2008), il convient de distinguer deux types d'efficacité : l'efficacité technique et l'efficacité allocative. L'efficacité technique relève de la capacité à éviter le gaspillage, en produisant autant d'outputs que possible au regard de la technologie de production étudiée et du niveau actuel des inputs de la firme, ou en utilisant le moins possible d'inputs en fonction de la même technologie de production et du niveau d'output actuel. En termes d'ingénieur, on peut dire que la réduction de l'inefficience technique se fait « en l'état actuel » de la firme, c'est-à-dire compte tenu des proportions précises d'outputs et d'inputs qu'elle utilise et également en fonction de sa taille (si on spécifie des rendements d'échelles variables).

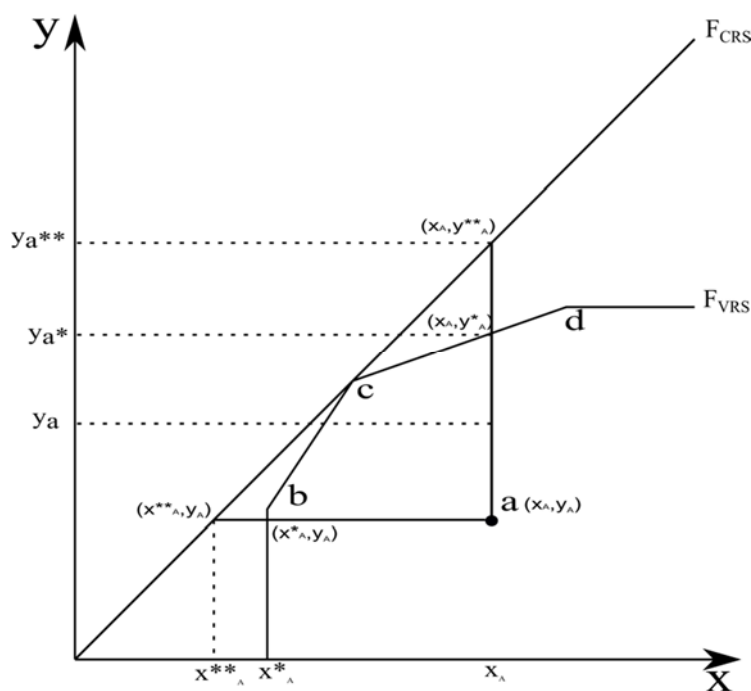


Figure 3 : Illustration du concept d'efficacité technique et d'efficacité d'échelle

La figure 3 illustre très synthétiquement la notion d'efficacité technique, en input comme en output, mais également la notion d'inefficience d'échelle, avec la comparaison des modèles en VRS et en CRS. On voit que si l'individu a se compare aux meilleures firmes b, c et d qui constituent la frontière d'efficacité, il peut réduire ses inputs jusqu'à x^* et augmenter sa production d'output jusqu'à y^* . Ainsi, en fonction de la direction choisie, on peut définir son efficacité comme suit :

$$\begin{aligned} \text{Inefficacité technique input} &= 1 - f_a^I \text{ avec : } f_a^I = \frac{x_a^*}{x_a} \\ \text{Inefficacité technique output} &= f_a^O - 1 \text{ avec : } f_a^O = \frac{y_a^*}{y_a} \end{aligned} \quad (10)$$

Néanmoins, on voit sur la figure 3 que la firme C opère avec la meilleure productivité et en assumant des rendements d'échelle constants, on peut faire l'hypothèse que la firme A puisse également opérer avec ce niveau de productivité. Les gains potentiels sont alors évalués en projetant la firme A sur la frontière CRS :

$$\begin{aligned} \text{Inefficacité totale input} &= 1 - g_a^I \text{ avec : } g_a^I = \frac{x_a^{**}}{x_a} \\ \text{Inefficacité totale output} &= g_a^O - 1 \text{ avec : } g_a^O = \frac{y_a^{**}}{y_a} \end{aligned} \quad (11)$$

Enfin, il est très intéressant de pouvoir quantifier pour une firme, les gains potentiels liés d'une part à la réduction de l'inefficacité technique et d'autre part à la modification de la taille de son processus de production pour atteindre un meilleur niveau de productivité. Ceci est possible en décomposant l'inefficacité globale entre l'inefficacité technique définie en (10) et l'inefficacité d'échelle définie par :

$$\begin{aligned} \text{Inefficacité d'échelle input} &= 1 - h_a^I \text{ avec : } h_a^I = \frac{x_a^{**}}{x_a^*} \\ \text{Inefficacité d'échelle output} &= h_a^O - 1 \text{ avec : } h_a^O = \frac{y_a^{**}}{y_a^*} \end{aligned} \quad (12)$$

L'efficacité technique, tout comme l'efficacité d'échelle, permet de caractériser les gains potentiels pour une firme, en optimisant la gestion de son processus de production, ou en changeant la taille de cet outil de production. Par ailleurs, l'efficacité allocative est inhérente à l'utilisation dans des proportions optimales des inputs et des outputs, et requiert des informations sur le coût et le prix de ces derniers. Cette fois-ci, pour réduire son inefficacité, la firme va devoir augmenter un input par rapport aux autres et/ou pareillement produire plus d'un output qu'un autre. En ce sens, la réduction de l'inefficacité allocative nécessite un vrai changement structurel de la firme.

La figure 4 illustre schématiquement les concepts d'efficacité allocative, en input comme en output.

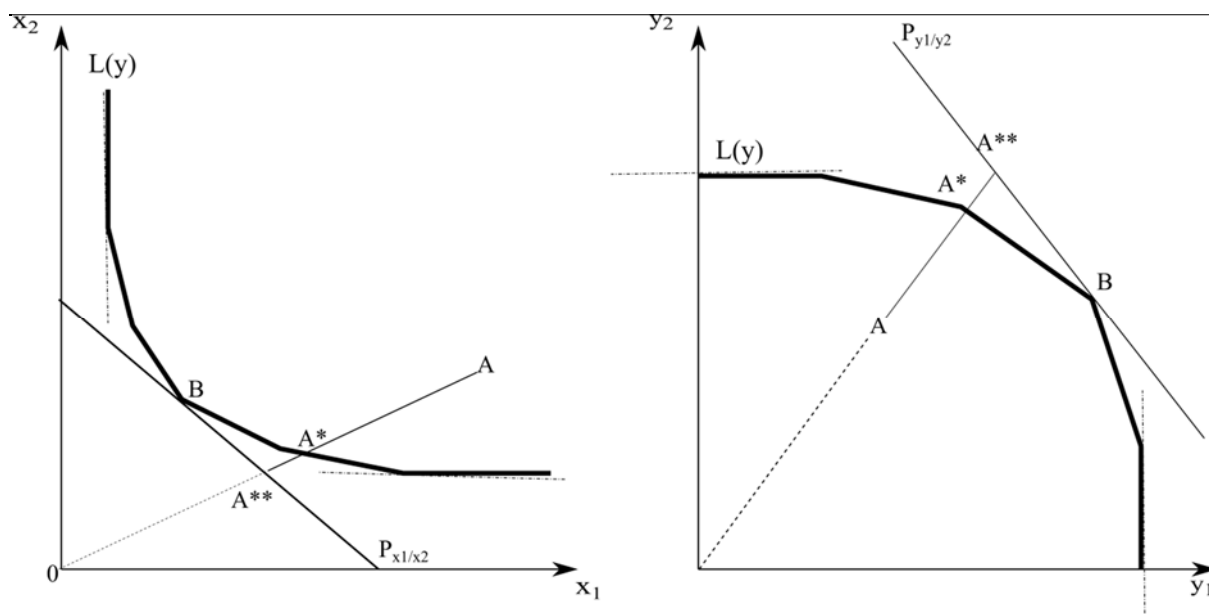


Figure 4 : Inefficiency allocative en input (à gauche) et output (à droite)

A gauche de la figure 4, l'isoquant $L(y)$ représente la frontière efficiente constituée par des firmes produisant la même quantité d'outputs. Pour expliquer très schématiquement ce type de graphique très classique en microéconomie, soit une entreprise utilise beaucoup d'input 2 et peu d'input 1 (partie gauche du graphique), soit elle utilise beaucoup d'inputs 1 et peu d'inputs 2 (partie droite du graphique). Entre ces deux extrêmes se trouve l'ensemble des proportions intermédiaires dans l'utilisation de ces deux inputs. L'utilisation préférentielle d'un input par rapport à un autre s'explique bien sûr par les spécificités du processus de production de la firme, mais aussi et surtout par le système de prix (rapport entre le prix de l'input 1 et de l'input 2). Les systèmes de prix extrêmes sont symbolisés par les tangentes en pointillés à la frontière d'efficacité. A la gauche du graphique, la tangente quasi-verticale est caractérisée par un coefficient directeur quasi-infini, et donc à un rapport P_{x1}/P_{x2} très élevé. Ainsi, dans cette zone gauche du graphique, le prix de l'input 1 est beaucoup plus élevé que le prix de l'input 2 et on comprend alors que les firmes techniquement efficaces présentes sur cette partie de la frontière privilégient un usage important de l'input 2. A l'opposé, le système de prix quasi-horizontale sur la partie droite du graphique est caractérisé par un coefficient de direction proche de 0 et donc un rapport P_{x1}/P_{x2} très faible, i.e un prix de l'input 2 beaucoup plus élevé que l'input 1.

Ici, on voit que la firme A peut réduire son inefficiency en diminuant les quantités d'inputs 1 et 2, en étant projeté sur la frontière en A^* . Néanmoins, on constate qu'en se basant sur un système de prix (P_{x1}/P_{x2}) en trait plein, le point le plus efficace est la firme B qui, pour ce système de prix, utilise la proportion d'inputs 1 et 2 la plus optimale. Tout en préservant la même proportion dans l'utilisation des inputs, l'inefficiency allocative de la firme A est évaluée en la projetant jusqu'en A^{**} , par le ratio OA^{**}/OA^* . Finalement, l'efficacité économique peut être déduite de l'efficacité technique et allocative comme suit :

$$\text{Efficience économique (OA**/OA)}$$

=

$$\text{Efficience technique (OA*/OA)} * \text{Efficience allocative (OA**/OA*)}$$

Bien que l'on voit que les concepts théoriques de l'efficacité permettent de distinguer différents types d'efficacité en se basant sur des systèmes de prix et d'allocation des ressources, nous ne développerons pas de réflexion dans ce travail de thèse sur les aspects économiques et inhérents à l'allocation optimale des inputs ou à la production d'outputs en proportion optimale en fonction des systèmes de prix. En effet, bien que le programme EPAD ait permis l'acquisition de très nombreux jeux de données à travers le monde, la plupart d'entre eux ne contenaient que des informations très disparates sur le coût des intrants et les prix des productions (lait, viande) pour chaque individu.

2.2.2 Différentes mesures de l'inefficacité technique

Une question primordiale, tant sur le point de vue empirique que théorique lorsque l'on s'intéresse au niveau d'inefficacité d'une firme, est la mesure que l'on va adopter pour évaluer la distance qui la sépare de la frontière des meilleures pratiques observées. Cook et al. (2014) ne s'y trompent pas en faisant une des questions prioritaires à se poser lorsque l'on construit un modèle DEA. À partir d'une même frontière d'efficacité, la mesure utilisée pour analyser l'inefficacité d'une firme va significativement conditionner son niveau d'inefficacité. Pour expliciter cette notion de direction de la mesure, il nous faut prendre le cas classique d'un modèle DEA. En se basant sur la technologie de production décrite en (3), on peut considérer N entreprises produisant O outputs avec I inputs, auxquels on peut associer les ensembles d'indices respectifs et les quantités suivantes :

$$\begin{aligned} \mathfrak{N} &= \{1, \dots, N\}, \quad \mathfrak{I} = \{1, \dots, I\}, \quad \mathfrak{O} = \{1, \dots, O\} \\ \text{et les quantités associées :} & \\ \mathbf{x}^I &= (x^1, \dots, x^I) \in R_+^I, \quad \mathbf{y}^O = (y^1, \dots, y^O) \in R_+^O \end{aligned} \tag{13}$$

Ainsi, l'ensemble des productions possibles peut être formulé comme suit :

$$\begin{aligned} \sum_{n \in \mathfrak{N}} \lambda_n y_n^o &\geq y_e^o, \quad \forall o \in \mathfrak{O} \\ \sum_{n \in \mathfrak{N}} \lambda_n x_n^i &\leq x_e^i, \quad \forall i \in \mathfrak{I} \\ \sum_{n \in \mathfrak{N}} \lambda_n &= 1 \\ \lambda_n &\geq 0, \quad \forall n \in \mathfrak{N} \end{aligned} \tag{14}$$

On le voit, cet ensemble de production reprend les axiomes cités précédemment, et la troisième contrainte met en évidence le choix de considérer des rendements d'échelles variables. Néanmoins, l'équation (14) montre simplement qu'une technologie de référence (à

gauche des inégalités dans les premières et secondes équations) doit être plus efficaces (produire plus d'inputs ou utiliser moins d'inputs) qu'une firme évaluée située à droite de l'inégalité dans les deux premières contraintes. Afin de permettre la mesure effective de l'inefficacité des firmes, mais aussi la programmation informatique de cette opération, il convient de rajouter une fonction d'optimisation à ce jeu de contraintes, et c'est là qu'intervient la question de la nature de la mesure et de la direction à prendre en compte. De manière très synthétique, les mesures les plus classiques et les directions les communément utilisées peuvent être synthétisées comme ci-dessous en se basant sur l'équation (14).

Tableau 3 : Différents types de mesures de l'inefficacité (outputs, inputs, proportionnelle, hyperbolique)

Direction output	Direction input
$\begin{aligned} & \text{Max } \theta_e \\ & \lambda_n, \theta_e \\ & \sum_{n \in \mathcal{N}} \lambda_n y_n^o \geq \theta_e y_e^o, \forall o \in \mathcal{O} \\ & \sum_{n \in \mathcal{N}} \lambda_n x_n^i \leq x_e^i, \forall i \in \mathcal{I} \\ & \sum_{n \in \mathcal{N}} \lambda_n = 1 \\ & \lambda_n \geq 0, \forall n \in \mathcal{N} \end{aligned}$	$\begin{aligned} & \text{Min } \theta_e \\ & \lambda_n, \theta_e \\ & \sum_{n \in \mathcal{N}} \lambda_n y_n^o \geq y_e^o, \forall o \in \mathcal{O} \\ & \sum_{n \in \mathcal{N}} \lambda_n x_n^i \leq \theta_e x_e^i, \forall i \in \mathcal{I} \\ & \sum_{n \in \mathcal{N}} \lambda_n = 1 \\ & \lambda_n \geq 0, \forall n \in \mathcal{N} \end{aligned}$
Proportionnelle input-output	Hyperbolique input-output
$\begin{aligned} & \text{Max } \theta_e \\ & \lambda_n, \theta_e \\ & \sum_{n \in \mathcal{N}} \lambda_n y_n^o \geq (1 + \theta_e) y_e^o, \forall o \in \mathcal{O} \\ & \sum_{n \in \mathcal{N}} \lambda_n x_n^i \leq (1 - \theta_e) x_e^i, \forall i \in \mathcal{I} \\ & \sum_{n \in \mathcal{N}} \lambda_n = 1 \\ & \lambda_n \geq 0, \forall n \in \mathcal{N} \end{aligned}$	$\begin{aligned} & \text{Max } \theta_e \\ & \lambda_n, \theta_e \\ & \sum_{n \in \mathcal{N}} \lambda_n y_n^o \geq \theta_e y_e^o, \forall o \in \mathcal{O} \\ & \sum_{n \in \mathcal{N}} \lambda_n x_n^i \leq \frac{1}{\theta_e} x_e^i, \forall i \in \mathcal{I} \\ & \sum_{n \in \mathcal{N}} \lambda_n = 1 \\ & \lambda_n \geq 0, \forall n \in \mathcal{N} \end{aligned}$

Le Tableau 3 illustre bien qu'il est possible d'utiliser différentes mesures sur un même ensemble de production pour calculer la distance qui sépare les firmes inefficaces de la frontière. Dans le cas de la direction output, la fonction d'optimisation se focalise sur l'augmentation de tous les outputs de la technologie de production, à niveau d'inputs donné. Inversement, la direction input permet de quantifier les quantités d'inputs qu'il est possible de réduire en conservant le même niveau de production. Les deux approches dans la partie inférieure du tableau 3 sont différentes dans le sens où la fonction objectif du programme linéaire permet à la fois l'augmentation des inputs et la réduction des outputs. Par exemple, dans le cas de la direction proportionnelle input-output, on comprend aisément que la

maximisation du facteur θ va permettre de maximiser d'un facteur $(1+\theta)$ les quantités d'outputs et minimiser la quantité d'inputs du facteur $(1-\theta)$, et pareillement dans le cas de l'hyperbolique input-output (même si dans ce cas le modèle considéré n'est plus linéaire). Ces quatre exemples de mesures qui paraissent assez différentes ont néanmoins un point commun important : il s'agit de mesure radiale de l'efficacité. En effet, ces modèles ne font apparaître qu'une contrainte pour les inputs et les outputs mais il est important de rappeler qu'il y a autant de contraintes que d'inputs et d'outputs considérés (ici, O+I). Ainsi, lorsque le modèle avec une direction output calcule un score de 1.1 d'amélioration, il s'agit d'une augmentation de l'ensemble des outputs considérés de 10%. Le même raisonnement amène également à conclure dans le cas d'une direction input qu'un score de 0.9 aboutit à une réduction de l'ensemble des inputs de 10%. Dans le cas de la mesure proportionnelle input-output, le calcul d'un score d'inefficacité de 10% permet même d'affirmer que la firme pourra réduire tous ces inputs de 10% et simultanément augmenter tous ces outputs de 10%. Enfin le cas de la mesure hyperbolique est un peu moins intuitif que ceux précédemment mentionnés. En effet, un gain de 10% de tous les outputs sera accompagné d'un gain pour chaque input de 9.09% $((1/1.1)*100)$. On comprend rapidement que cette mesure radiale peut masquer des marges d'amélioration plus élevées sur chaque dimension, mais que la structure même du modèle implique d'attribuer le même score aux différents inputs ou outputs. Ces marges sont en fait aisément calculables et sont égales aux écarts entre les niveaux de la technologie (éléments à gauche des contraintes) et les niveaux des éléments à droite des inégalités. Nous ne détaillerons pas ici la nature de ces « slacks » mais il faut préciser que des modèles spécifiques ont été proposés (Slack Based model (SBM), Tone, 2001) pour évaluer les « slacks » liés à une mesure d'efficacité et s'assurer que l'ensemble des gains par réduction de l'inefficacité est quantifié. En distinguant des mesures différentes pour chaque input et/ou output, ces modèles SBM constituent un exemple de mesures non-radiales de l'efficacité. Constatant ce défaut de la mesure d'efficacité radiales dites de Farrell, Färe et Lovell proposent une mesure dite de Russel (1978). Pour être très schématique, cette mesure quantifie les gains maximums sur chaque dimension (sans « slacks »), et la fonction d'optimisation maximise la moyenne de l'ensemble de ces gains. Ainsi, on voit bien que la moyenne masque encore une fois des gains potentiels plus importants, mais surtout laisse croire à des gains supérieurs à ceux réellement possibles sur certaines dimensions. On le voit, il est difficile de dresser un paysage exhaustif de l'ensemble des mesures qu'il est possible d'utiliser pour quantifier l'efficacité technique. Néanmoins, il est primordial de comprendre que, tout comme le choix de rendement d'échelle ou l'hypothèse de convexité, la mesure sélectionnée conditionne les résultats obtenus.

3 Spécificités des modèles pour quantifier les marges de progression de l'éco-efficiency en fonction du point de vue des acteurs

3.1 Les outputs indésirables dans les modèles DEA

D'après Scheel (2001), dès le premier papier fondateur de Koopmans (1951), il était précisé qu'un processus de production pouvait également générer des outputs indésirables, comme des émissions gazeuses ou des déchets. Dans un premier temps, ces outputs indésirables posaient un vrai problème théorique pour les micro-économistes : dans un cadre théorique régi par la minimisation des inputs et la maximisation des outputs, la prise en compte d'un output de la technologie de production que l'on cherche à minimiser apparaissait comme une gageure. Néanmoins, une bibliographie de Zhou et al. (2008) recense plus de 100 publications scientifiques entre 1983 et 2006 impliquant la méthode DEA dans l'analyse de problématiques énergétiques ou plus globalement environnementales. Même en se restreignant aux études impliquant uniquement les méthodes non paramétriques, il apparaît ici impossible d'exposer l'ensemble des développements théoriques des méthodes de frontière d'efficacité pour intégrer les externalités environnementales dans la modélisation des processus de production. Néanmoins, en suivant l'approche développée par Zhou et al. (2008), Schell (2001), Sahoo et al. (2011) et Leleu (2013) pour classifier toutes ces études, on peut distinguer 2 grandes familles

La première est appelée « indirecte » par Scheel (2001) car elle nécessite une transformation des données. Pour être un peu schématique, cette approche fait le constat de l'impossibilité d'introduire « en l'état » les outputs indésirables dans les modèles DEA classiques. Une solution classique consiste donc à transformer les outputs indésirables par une fonction monotone décroissante. En d'autres termes, on transforme le vecteur de données pour l'output indésirable afin que celui-ci puisse être considéré comme un output classique et on s'assure que les firmes qui polluent le plus soit les moins performantes. Ainsi, une firme qui émettait beaucoup d'outputs indésirables disposera de très peu d'outputs désirables résultant de la transformation de données. A l'inverse, une firme qui polluait très peu, va se voir « produire » beaucoup de l'output désirable issu de la transformation de données. Ainsi, en ayant « reconstruit » cette variable, on va pouvoir maximiser cet output désirable comme c'est classiquement le cas, et grâce à la fonction réciproque de la fonction monotone décroissante, on pourra déterminer les niveaux de pollution optimaux. De nombreux débats théoriques ont discuté de la fonction la plus appropriée pour effectuer cette transformation, si la forme additive ($f(U) = -U$) a été la première utilisée, la forme multiplicative inverse ($f(U) = 1/U$), est également utilisée (Lovell et al., 1995) mais sa non-linéarité abolit l'axiome de convexité (Lewis et Sexton, 1999). Cette approche, déjà évoquée par Koopmans

(1951) présente l'avantage de ne pas impliquer de modifications des modèles DEA mais, nous l'avons vu, la transformation des données n'est pas exempte de controverses théoriques.

La deuxième approche pour intégrer les outputs indésirables dans les modèles est de modifier la structure des modèles pour prendre en compte la nature complexe de ces outputs que l'on cherche à minimiser. Cette approche, initiée par Färe et al. (1989) introduit deux notions capitales pour la prise en compte des bads outputs. La première est la notion de production jointe entre outputs désirables et indésirables, *i.e* pour une firme efficiente la production d'une unité d'output désirable entraîne nécessairement l'augmentation des outputs indésirables associés. La seconde notion est due à l'impossibilité d'appliquer l'hypothèse de libre disposition des biens aux outputs indésirables. En effet, pour les outputs désirables, la libre disposition des outputs permet d'affirmer que si un éleveur arrive à produire une quantité x d'outputs pour un niveau d'inputs donné, libre à lui de gaspiller une partie de ces outputs ou même leur totalité (fermeture de l'ensemble de production). En revanche, si pour une quantité donnée d'inputs un éleveur émet x quantités d'émissions indésirables, il n'est pas libre de les « gaspiller », et de ne pas les produire...il a bien produit ces outputs indésirables qu'il lui faut gérer. D'un point de vue mathématique, pour pouvoir définir la « weak disposability », il nous faut ajouter les outputs indésirables aux dimensions good outputs et inputs déjà prises en compte dans (13) :

$$\begin{aligned} \mathcal{N} &= \{1, \dots, N\}, \mathcal{I} = \{1, \dots, I\}, \mathcal{G} = \{1, \dots, G\}, \mathcal{B} = \{1, \dots, B\} \\ &\text{et les quantités associées :} \\ x^I &= (x^1, \dots, x^I) \in R_+^I, y^G = (y^1, \dots, y^G) \in R_+^G, y^B = (y^1, \dots, y^B) \in R_+^B \end{aligned} \quad (15)$$

Ainsi, il nous est possible de définir la « weak disposability » en suivant les notations de Kuosmanen et Podinovski (2009) :

$$\text{Si } (x, y^G, y^B) \in T \text{ et } \theta \in [0;1] \text{ alors } (x, \theta y^G, \theta y^B) \in T \quad (16)$$

De manière plus explicite, l'équation 16 stipule que si un couple d'outputs désirable et indésirable est réalisable, alors toute contraction proportionnelle de ces deux outputs est également faisable. Ainsi, on comprend que la notion de « weak disposability » est étroitement liée à la notion de production jointe.

L'introduction de la « weak disposability » dans les modèles classiques (équation (14)) a entraîné de très nombreuses publications dans le champ de la recherche opérationnelle. S'il est impossible de d'exposer la teneur de ces débats de manière exhaustive dans ce document, nous pouvons évoquer synthétiquement deux notions théoriques qui ont particulièrement divisé la communauté scientifique.

- Färe et al (1989) ont introduit une égalité sur la contrainte des outputs indésirables dans les programmes linéaires afin de prendre en compte leur « weak disposability ». Cette proposition a été remise en question par Hailu et Veenman (2001) qui ont rétabli l'inégalité sur cette contrainte en traitant les outputs indésirables comme des inputs. Färe et Grosskopf (2003) ont alors répondu que

considérer les outputs indésirables comme des inputs entraînerait une frontière irréaliste où une quantité limitée d'inputs pourrait émettre des quantités infinies d'output indésirable. Par la suite, de nombreuses critiques ont été émises à l'encontre de cette égalité car elle entraînerait un shadow price des outputs indésirable non-contraint (Leleu, 2013 ; Førsund (2008) ; Murty et al. (2012)...). Cette notion fera l'objet du chapitre 2 où nous montrerons comment l'intégration de la « weak disposability » dans les modèles DEA impacte les coûts implicites associés aux outputs indésirables.

- Un autre point clé est l'introduction d'un facteur d'abattement pour lier la production d'outputs désirables et l'émission d'outputs indésirables. En effet, Färe et Grosskopf (2003) proposent d'introduire dans le modèle DEA une nouvelle variable qui permet de lier les outputs désirables et indésirables. Néanmoins, Kuosmanen (2005) remet en question l'ajout d'un facteur d'abattement identique, arguant qu'il n'est pas réaliste de faire l'hypothèse que le facteur liant outputs désirables et indésirables est le même pour toutes les firmes. Färe et Grosskopf (2009) justifient alors que les modèles proposés par Kuosmanen, avec un facteur d'abattement spécifique à chaque firme, élargissent l'ensemble de production et biaisent ainsi les scores d'efficacité. En réponse à ce dernier article, Kuosmanen et Podinovski (2009) démontrent que le modèle qu'ils proposent est le modèle le plus approprié pour conserver l'hypothèse de convexité et introduire la « weak disposability » dans les programmes linéaires de la méthode DEA.

Ainsi, en partant de modèles classiques comme présentés en tableau 3, et en introduisant les spécificités liées à l'introduction des outputs indésirables, il est possible de définir le modèle suivant, avec une mesure classique radiale en output:

$$\begin{aligned}
 & \underset{\theta, \lambda, \omega}{\text{Max}} \theta \\
 & \sum_{n \in \mathcal{N}} \lambda_n y_n^G \geq \theta y_e^G, \forall g \in \mathcal{G} \\
 & \sum_{n \in \mathcal{N}} \lambda_n y_n^B = y_e^B, \forall b \in \mathcal{B} \\
 & \sum_{n \in \mathcal{N}} (\lambda_n + \omega_n) x_n^i \leq x_e^i, \forall i \in \mathcal{I} \\
 & \sum_{n \in \mathcal{N}} (\lambda_n + \omega_n) = 1 \\
 & \lambda_n \geq 0, \forall n \in \mathcal{N} \\
 & \omega_n \geq 0, \forall n \in \mathcal{N}
 \end{aligned} \tag{17}$$

A des fins didactiques, nous avons choisi ici de choisir un modèle classique avec une direction radiale en output. Le modèle spécifie également des rendements d'échelles variables grâce à la dernière contrainte contraignant la somme des variables λ et ω à être égale à 1 pour chaque firme. On voit que le modèle intègre les spécificités liées à l'intégration des outputs indésirables. La contrainte sur les outputs indésirables implique ici une égalité, remplaçant les inégalités habituelles dans les modèles de frontière d'efficacité. On voit également que s'ajoute au λ classiquement utilisé la variable ω pour les inputs. Grâce à l'ajout de cette dernière, on constate que les outputs désirés et indésirables sont sujet au même facteur d'abattement λ tandis que les inputs sont sujet aux deux variables λ et ω .

Une nouvelle approche est proposée par Lozano et al. (2009) pour prendre en compte les outputs indésirables dans l'analyse de l'efficacité avec la méthode DEA: la combinaison de l'analyse de cycle de vie et de la méthode DEA. Schématiquement, l'idée de cette technique de modélisation des outputs indésirables est de combiner les atouts des deux méthodes pour pallier les difficultés de traiter directement les outputs indésirables dans DEA. Dans une première étape, une analyse de cycle de vie est menée sur un jeu de données et permet d'obtenir l'impact environnemental d'un ensemble de firmes. Dans un deuxième temps, une analyse DEA permet de définir les réductions potentielles d'inputs en réduisant l'éco-inefficacité, et de définir des « valeurs cibles » d'inputs spécifiques à chaque firme. Enfin, une analyse LCA est menée à l'aide de ces valeurs cibles, et permet de déterminer le volume d'outputs indésirables qui serait émis si la firme réduisait son niveau d'inputs. En comparant les émissions indésirables produites actuellement et celles émises si la firme réduisait sa consommation d'inputs, les auteurs arrivent alors à définir le niveau d'éco-efficacité inclinant les outputs indésirables. L'ensemble de la démarche est très clairement synthétisé par Iribarren et al. (2011). Cette approche, contournant élégamment les problèmes théoriques liés à l'introduction des outputs indésirables dans la méthode DEA a fait l'objet de nombreuses applications empiriques (Iribarren et al., 2010 ; Vazquez-Rowe et al., 2010 ; Lozano et al., 2010 ; Vazquez-Rowe et al., 2012 ; Ali et al., 2013). Néanmoins, il faut noter que la méthode introduit les impacts environnementaux en tant qu'inputs dans les modèles DEA, et que l'implémentation de la méthode nécessite la double compétence en analyse de cycle de vie et en analyse de frontière d'efficacité. En se basant sur les travaux de thèse de Thévenot (2014), l'implémentation de cette méthode sur la filière avicole réunionnaise, mais en intégrant cette fois-ci explicitement les outputs indésirables pour quantifier les réductions en inputs, apparaît comme une piste de recherche prometteuse pour poursuivre les réflexions menées dans ce doctorat.

Toujours dans la même philosophie de focaliser l'étude des outputs indésirables sur l'utilisation des inputs, plus que sur leur lien avec une production désirée, de récentes publications ont démontré l'importance de prendre en compte différents types d'inputs. Førsund (2009) identifie par exemple 6 types d'inputs : « dirty », « clean », « green », « pure », « purification » and « integrated purification ». Sans entrer plus en détails dans la méthodologie basée sur l'utilisation « material balance », on comprend aisément que l'approche permet de distinguer des inputs qui impactent lourdement les indicateurs environnementaux (dirty) de ceux qu'il conviendrait d'optimiser comme les recyclages des

résidus de transformation des outputs désirables. Dans le contexte des productions animales, ce type de modèle permettrait par exemple d'optimiser l'utilisation du fumier, qui impacte lourdement les indicateurs environnementaux liés à la gestion de l'azote, et réduire l'achat d'engrais minéraux. Bien qu'avec une approche théorique différente, les travaux de Murty et al. (2012) s'inscrivent également dans cette nouvelle voie des outputs indésirables basée sur l'analyse précise de la contribution de chaque input. En capturant pleinement le processus de co-production, et en considérant des inputs impliqués dans la génération de pollution (« pollution-causing inputs »), les auteurs distinguent deux types d'inefficience : l'inefficience liée à la production escomptée et l'inefficience liée aux résidus indésirables inévitablement coproduits.

3.2 Les fonctions distance directionnelles : une mesure « sur mesure » de l'inefficience

Nous l'avons vu en 2.2.2, il existe de nombreux outils théoriques pour mesurer la distance qui sépare une firme de la frontière de production efficiente. Les mesures les plus classiquement utilisées sont des mesures radiales en inputs ou en outputs. Elles quantifient respectivement les diminutions potentielles de tous les inputs de la firme ou l'augmentation de chacun des outputs. Comme mentionné précédemment, ces approches ne permettent pas de mesurer tous les gains potentiels par réduction de l'inefficience selon les marges de manœuvre possibles ou souhaitées du décideur. En effet, un producteur n'a pas toujours la même facilité à réduire l'ensemble de ces inputs pour atteindre la frontière d'efficacité. Par exemple, un éleveur aura plus de facilité à réduire ses achats d'engrais en palliant le déficit en azote par d'autres sources organiques, que de diminuer la quantité de concentrés dans les rations qu'il lui sera difficile de combler uniquement avec du fourrage. De la même manière, si un éleveur laitier produit principalement du lait, il produit également de la viande (vente de veaux mâles ou vaches de réforme) mais un éleveur laitier souhaite surtout optimiser sa production laitière. Ainsi, une mesure radiale output qui optimise à la fois la production laitière et la production de viande n'atteste pas réellement des objectifs de production de l'éleveur et de son intérêt à réduire son inefficience. Faisant le constat des limites des directions radiales en inputs et outputs, Chambers et al. (1996) généralisent la fonction de Shephard et proposent la fonction distance directionnelle. Celle-ci, en permettant la réduction de l'inefficience de manière asymétrique entre différents inputs, outputs et/ou outputs indésirables, apparaît comme une forme généralisée de la fonction de Shephard, prenant en compte plus précisément les contraintes des producteurs (Zhang et Choi, 2014). En permettant la mesure de l'inefficience dans toutes les directions possibles pour chaque firme étudiée, la fonction distance directionnelle englobe l'ensemble des autres mesures existantes (Watanabe et Tanaka, 2014). Par sa capacité à distinguer les améliorations potentielles sur les outputs désirables et les outputs indésirables, les fonctions distances directionnelles ont été un des outils théoriques les plus favorisés pour les recherches sur l'efficacité et la recherche de compromis entre

productivité et respect de l'environnement. On peut citer entre autres Picazo-Tadeo et Prior (2009), Macpherson et al. (2010), Picazo-Tadeo et al. (2012) or Yu-Ying Lin et al. (2013), qui ont tous mis en œuvre les fonctions distances directionnelles dans des modèles d'analyse de l'efficacité incluant les outputs indésirables. Plus récemment, Zhang et Choi (2014) ont confirmé la pertinence de l'utilisation des fonctions distance directionnelles dans la perception des problématiques énergétiques et environnementales en réalisant une revue de littérature spécifique.

En se basant sur le modèle présenté en (17), la formalisation mathématique de la fonction distance directionnelle se fait comme ci-dessous :

$$\bar{D}(x, y^G, y^B) = \sup \left\{ \alpha / (x + \alpha d^X, y^G + \alpha d^G, y^B + \alpha d^B) \in T \right\} \quad (18)$$

La spécification des vecteurs d^X , d^G et d^B , permet de définir très précisément la direction choisie pour atteindre la frontière efficiente. Ainsi, si on remplace la mesure radiale en output utilisée dans le modèle (17) par une mesure directionnelle définie en (18), on aboutit au modèle suivant :

$$\begin{aligned} \bar{D}(x, y^G, y^B) &= \text{Max } \alpha \\ \sum_{n \in \mathfrak{N}} \lambda_n y_n^G &\geq y_e^G + \alpha d^g, \forall g \in \mathfrak{G} \\ \sum_{n \in \mathfrak{N}} \lambda_n y_n^B &= y_e^B + \alpha d^b, \forall b \in \mathfrak{B} \\ \sum_{n \in \mathfrak{N}} (\lambda_n + \omega_n) x_n^i &\leq x_e^i + \alpha d^i, \forall i \in \mathfrak{I} \\ \sum_{n \in \mathfrak{N}} (\lambda_n + \omega_n) &= 1 \\ \lambda_n &\geq 0, \forall n \in \mathfrak{N} \\ \omega_n &\geq 0, \forall n \in \mathfrak{N} \end{aligned} \quad (19)$$

Ainsi en combinant la prise en compte des outputs indésirables et l'utilisation des fonctions distance directionnelles par la mobilisation de tous les concepts ci-dessus exposés, l'article suivant illustre la pertinence de l'outil micro-économique pour l'analyse de l'éco-efficacité des productions animales.

Finding the right compromise between productivity and environmental efficiency on high input tropical dairy farms: a case study

(Article 1)

Cet article est en cours de révisions mineures pour le « Journal of Environmental Management » (révisions envoyées à l'éditeur le 28/03/2014).

Il a fait l'objet d'une présentation aux 7èmes Journées de recherches en sciences sociales à Agrocampus Ouest (Centre d'Angers), les 12 et 13 décembre 2013.

Finding the right compromise between productivity and environmental efficiency on high input tropical dairy farms: a case study

Abstract

This study focused on the trade-off between milk production and its environmental impact on greenhouse gas (GHG) emissions and nitrogen surplus in a high input tropical system. We first identified the objectives of the three main stakeholders in the dairy sector (farmers, a milk cooperative and environmentalists). The main aim of the farmers and cooperative's scenarios was to increase milk production without additional environmental deterioration but with the possibility of increasing the inputs for the cooperative. The environmentalist's objective was to reduce environmental deterioration. Second, we designed a sustainable intensification scenario combining maximization of milk production and minimization of environmental impacts. Third, the objectives for reducing the eco-inefficiency of dairy systems in Reunion Island were incorporated in a framework for activity analysis, which was used to model a technological approach with desirable and undesirable outputs. Of the four scenarios, the sustainable intensification scenario produced the best results, with a potential decrease of 238 g CO₂-e per liter of milk (i.e. a reduction of 13.93% compared to the current level) and a potential 7.72 liter increase in milk produced for each kg of nitrogen surplus (i.e. an increase of 16.45% compared to the current level). These results were based on the best practices observed in Reunion Island and optimized manure management, crop-livestock interactions, and production processes. Our results also showed that frontier efficiency analysis can shed new light on the challenge of developing sustainable intensification in high input tropical dairy systems.

Keywords: efficiency analysis, sustainable intensification, nitrogen surplus, greenhouse gas

1. Introduction

Milk production has been increasing steadily for the last 50 years. The United Nations reported an increase in world production from 344.2 million metric tons (MMT) in 1961 to 719.2 MMT in 2010 (FAOSTAT, 2013) representing an average annual growth rate of 1.51%. Boosted by livestock production policies, this increase followed the world demographic growth trend (1.69% per year) over the same period (United Nations, 2010). In the past, livestock production policies were mainly assessed using an efficacy criterion defined as the ratio of observed production to the production targets. More recently, the expected continuous growth of livestock production linked with population growth trends (i.e. a predicted world population of nine billion in 2050) has been called into question in major reports due to potential environmental deterioration. A Food and Agriculture Organization report (FAO, 2010) including a life cycle assessment pinpointed the significant amounts of greenhouse gas (GHG) emissions caused by the dairy sector (from 1.3 to 7.5 kg CO₂-e per kg of fat and protein corrected milk). In the Millennium Ecosystem Assessment

(MEA, 2005), nitrogen was also identified as a major issue in livestock production, since the nutrient balance is generally positive (nitrogen leaks into the natural environment) in industrialized countries, whereas it is mostly negative in South America and Africa (decline in soil fertility; Cobo et al., 2010). Finally, the MEA identified 15 ecosystem services out of the 24 that are threatened, mainly by the worldwide intensification of agriculture that is causing global warming, pollution, and over-exploitation (Steinfeld et al., 2006). More specifically, the dairy sector is characterized by high costs for both storage and transport due to the high perishability of milk (Knips, 2005). These costs have a significant impact on life cycle assessment. On the other hand, milk production is also a steady source of income and milk products are a source of nutrients for 750 million people, mainly in developing countries, and production is expected to increase by 25% in these countries by 2025 (FAO, 2013).

The efficient use of inputs in the production process and the mitigation of the potential negative environmental impacts of dairy production consequently raise a number of questions. We define efficiency as the achievable maximum output from a given level of inputs, or alternatively, the minimum level of inputs needed to produce a given level of outputs. In addition, a distinction can be made between good/desirable outputs, i.e. those that produce a positive income, and bad/undesirable outputs such as detrimental emissions, that have to be considered as social costs. The FAO recently published its “Global Agenda of Action in Support of Sustainable Livestock Sector Development” in which one of the three main themes was “Closing the Efficiency Gap”. In it, the FAO (2012a) states that “Initially, a Global Agenda of Action will focus on the improvement of resource-use efficiency in the livestock sector to support livelihoods, long-term food security and economic growth while safeguarding other environmental and public health outcomes”. Clearly both productivity and environmental efficiency have to be taken into account in the assessment of current policies, and the best solution would be a continuous increase in milk production with a concomitant decrease in undesirable environmental impacts, in a process called “sustainable intensification” of dairy systems as defined by Godfray et al. (2010).

In this paper, we propose an activity analysis model (Koopmans, 1951; Baumol, 1958), which models a production process that transforms a set of inputs into good and bad outputs. Our framework allows us to include the main features of the dairy sector. First, as underlined by the FAO in “Closing the efficiency gap”, the bulk of producers continue to use practices that are often extremely inefficient. We consequently wanted a frontier estimation that identifies the best observed practices compared to more standard and econometric approaches. Second, since the dairy production process is clearly multi-dimensional, inputs such as cattle, feed, land, labor or capital need to be linked with good outputs such as milk, and with bad outputs including GHG emissions and nitrogen surplus. We therefore needed an approach that made it possible to include this multi-dimensionality in a model setting based on physical quantities without using a dual framework in which prices are needed to perform cost benefit analyses. Following Farrell (1957), who proposed an applied framework for the activity analysis model of Koopmans (1951), Data Envelopment Analysis² (DEA) was shown to be an appropriate way to estimate production frontiers. In DEA, bad outputs can be easily

² For an introduction to Data Envelopment Analysis, we refer the reader to Fried et al. (2008).

included as a joint product of milk output, and therefore play an active role in the efficiency measurement.

Finally, the model also includes the role of the stakeholders in the dairy sector. We identified three stakeholders, who, in the model, are named 'Farmers', a dairy 'Cooperative', and 'Environmentalists', whose objectives and behaviors differ with respect to productivity and environmental issues. These three stakeholders are representative of the current attitudes to livestock production in Reunion Island. While farmers want to increase their income because of the high price of inputs, the cooperative primarily wishes to increase local production and is ready to encourage farmers to use more inputs. Moreover, as emphasized by Knips (2005), cooperatives play a very particular role in the dairy sector. As most individual farmers would be unable to produce enough milk to directly supply a processing plant, dairy farmers have to sell their milk to a cooperative that pools the milk and transports it to the processing plant. In return, the cooperative guarantees farmers their daily production will be purchased. This specific characteristic of the dairy cooperatives explains why we chose to include the cooperative's scenario in our paper. On the other hand, the environmentalists wish to limit the impact of livestock production on the environment, which is also expressed as an economic objective to protect tourism, this being based on a unique natural environment (Reunion Island is on the UNESCO World Heritage list). Schematically, each scenario can be described as a different livestock development pathway rooted in the particular features of the dairy sector in Reunion Island:

- To increase the efficiency of livestock production to achieve a higher level of productivity despite the high cost of inputs imported into Reunion Island, and land scarcity (the Farmers' scenario).
- To promote the economic development of the livestock production sector and develop dairy systems to increase local milk production (the Cooperative's scenario).
- To increase the attractiveness of Reunion Island to tourists based on its remarkable natural assets and, to this end, limit the environmental externalities of livestock production as much as possible (the Environmentalist's scenario).
- To explore a possible compromise approach to livestock production that can satisfy both the need to preserve the environment and fulfill the demand for dairy products with local production (sustainable intensification scenario).

By considering specific objective functions for each stakeholder, we designed different scenarios to analyze the trade-off between production and environmental concerns. In addition to the behavior of the three stakeholders, we also modeled a sustainable intensification scenario, with an increase in milk production combined with minimization of its environmental impacts. Our model setting relies on the use of directional distance functions and undesirable outputs in frontier efficiency models like those developed by Picazo-Tadeo and Prior (2009), Macpherson et al. (2010), Picazo-Tadeo et al. (2012) or Yu-Ying Lin et al. (2013).

Here we describe the application of the model to the dairy sector in Reunion Island, a French overseas region located in the Indian Ocean. Since the creation of the milk cooperative in 1962, milk production in Reunion Island has increased steadily in response to the growing local demand for local products, mainly driven by genetic improvement,

specialized production systems, and the increasing use of feed concentrate. Reunion Island's dairy system is an interesting case as it is representative of the high input systems that are currently emerging in tropical regions. Because it is small, Reunion Island also has to face serious environmental concerns such as natural resources conservation, land scarcity, and ecosystem weaknesses due to the fact it is an island. Reunion Island thus provides an ideal opportunity to analyze the interplay of stakeholders' objectives and to find a satisfactory compromise between productivity and environmental efficiency using a DEA model that explicitly considers milk production and the associated GHG emissions along with nitrogen surplus.

2. Materials and methods

2.1. Modeling production technology by data envelopment analysis

Activity analysis, which was originally developed by Koopmans (1951) and Baumol (1958), is a linear programming-based technique for modeling a production technology with multiple inputs and multiple outputs. Following Farrell (1957), who introduced inefficiency in the model, the literature for measuring technical efficiency under the DEA label subsequently grew exponentially (Charnes et al., 1978). The DEA model is an appropriate alternative to the purely statistical approach found in econometric models, as it is based on a more engineered approach. In a multidimensional space (inputs, desirable and undesirable outputs), the production function is defined by the observed best practices and results in a piecewise linear frontier from which any deviations can be interpreted either as inefficiency or as potential improvements in productivity.

In this section, we focus on the two main adjustments we made to the traditional DEA model so as to be able to include undesirable outputs and to model the behaviors of the three types of stakeholders through directional distance functions.

2.1.1. Undesirable outputs in frontier efficiency methods.

Many authors have discussed the introduction of undesirable outputs in DEA (see for example, Färe and Grosskopf, 2009; Hailu and Veenman, 2001; Kuosmanen, 2005; Färe et al., 1989). The main discussion was based on two assumptions concerning the disposability and the "jointness" of good and bad outputs:

- (i) Weak disposability: an approach used to model the "jointness" of good and bad outputs was proposed by Shephard (1974) through the weak disposability axiom. Intuitively, this axiom states that - for efficient dairy farms - any decrease in bad outputs necessarily implies a decrease in good outputs. Therefore bad outputs cannot be reduced without affecting the production of good outputs. This approach is particularly useful when modeling polluting outputs. Starting with the paper of Färe et al. (1989), many studies have featured this approach. In equation [2], we implement weak disposability to introduce undesirable outputs in the DEA model. It should be noted that Hailu and Veenman (2001) proposed an alternative way of modeling bad outputs in DEA without implementing Shephard's weak disposability (they treated bad outputs as inputs, arguing

that they must be treated as a (shadow) cost). Nonetheless, as Färe and Grosskopf (2003) criticized this approach, which leads to physical inconsistency (infinite emission of undesirable outputs is possible from a limited amount of inputs), we chose to implement Shephard's weak disposability in equation [2] to model undesirable outputs.

(ii) Free disposability: in a traditional DEA model, inputs and outputs are both considered to be freely disposable assuming that the same level of outputs can be produced with more inputs than necessary or that outputs can be disposed of once they are produced by a given level of inputs. In other words, waste is feasible. Thus, in equation [2], inputs and desirable outputs are modeled under the free disposability hypothesis.

2.1.2. Modeling stakeholders' objective functions by specific projection directions

Usually in DEA, a radial efficiency measure is considered such that the chosen direction to reach the frontier is a proportional extension of the output vector or a proportional reduction of the input vector, leading to, respectively, the traditional output direction or input direction (Lee, 2005). Other projection directions can be used to measure non-proportional variations in the input/output vector, making it possible to model more general objective functions depending on the different stakeholders' behaviors. The latter are therefore explicitly defined through the introduction of direction vectors in DEA linear programs. These direction vectors are flexible tools that make it possible to score the eco-inefficiency of each of the inputs, outputs, and bad outputs, and hence to adapt a general objective function to any specific concern related to the different stakeholders' behaviors. For example, since the introduction of undesirable outputs in frontier efficiency models, the most frequent use of directional function is the joint maximization of desirable production and minimization of bad outputs (Chung et al., 1997; Färe et al., 2007). Here, we use directional distance vectors to model the different behaviors of the stakeholders in the dairy sector.

In this paper, we consider three stakeholders and four specific directions rooted in the specificities of the dairy sector in Reunion Island. First, the objective function of individual 'Farmers' was to get the most out of their milk production given current high costs (labor, cost of feed, livestock units and available land). They were not able to increase inputs since they had already incurred significant structural debt to fulfill their herd's nutritional needs (purchase of feed concentrate and fodder). In this scenario, reducing eco-inefficiency does not imply either increasing or reducing inputs. Since GHG emissions and nitrogen surplus are not valued or taxed, the individual producer has no economic interest in decreasing bad outputs. Nevertheless, given the serious environmental concerns caused by the insularity of Reunion Island, the producers already face implicit pollution constraints and could not justify additional pollution. In this context, their reaction was to focus on milk production (Huijps et al., 2010) and their eco-inefficiency was measured against the potential growth of milk production with respect to current levels of inputs and bad outputs. As weak disposability links efficient milk production and undesirable outputs, we have to underline that increasing milk production without increasing undesirable outputs is only possible in the case of inefficient farms. Indeed, farms that are already eco-efficient would necessarily increase their undesirable outputs if they increased milk production.

Second, the dairy 'Cooperative' had always promoted an increase in milk output in Reunion Island and its current objective was to increase local production by 50%. However,

the Cooperative was aware of environmental issues and the direction chosen would not increase bad outputs. The specificity of this approach was the possibility of increasing variable inputs to reach a higher level of productivity. To this end, the dairy Cooperative focused on milk production and encouraged producers to increase their purchase of inputs to reach the highest level of production. However, in Reunion Island, livestock production is limited to higher altitudes as sugar cane is the main agricultural product below 400 m a.s.l. Even though livestock production above this altitude is facilitated by lower temperatures (heat stress and pressure from parasites are minimal), higher land is very steep making extensive cultivation of forage difficult. Given the scarcity of available land, reducing eco-inefficiency by reducing the area of land is not possible and increasing the total amount of land used for livestock rearing is constrained by other agricultural activities in the lowlands. These empirical considerations are in agreement with the conclusion of Godfray et al. (2010), who stated that “[...] more food will need to be produced from the same amount of (or even less) land”. Given the current level of undesirable outputs, the Cooperative’s choice was therefore focused on increasing inputs and good outputs.

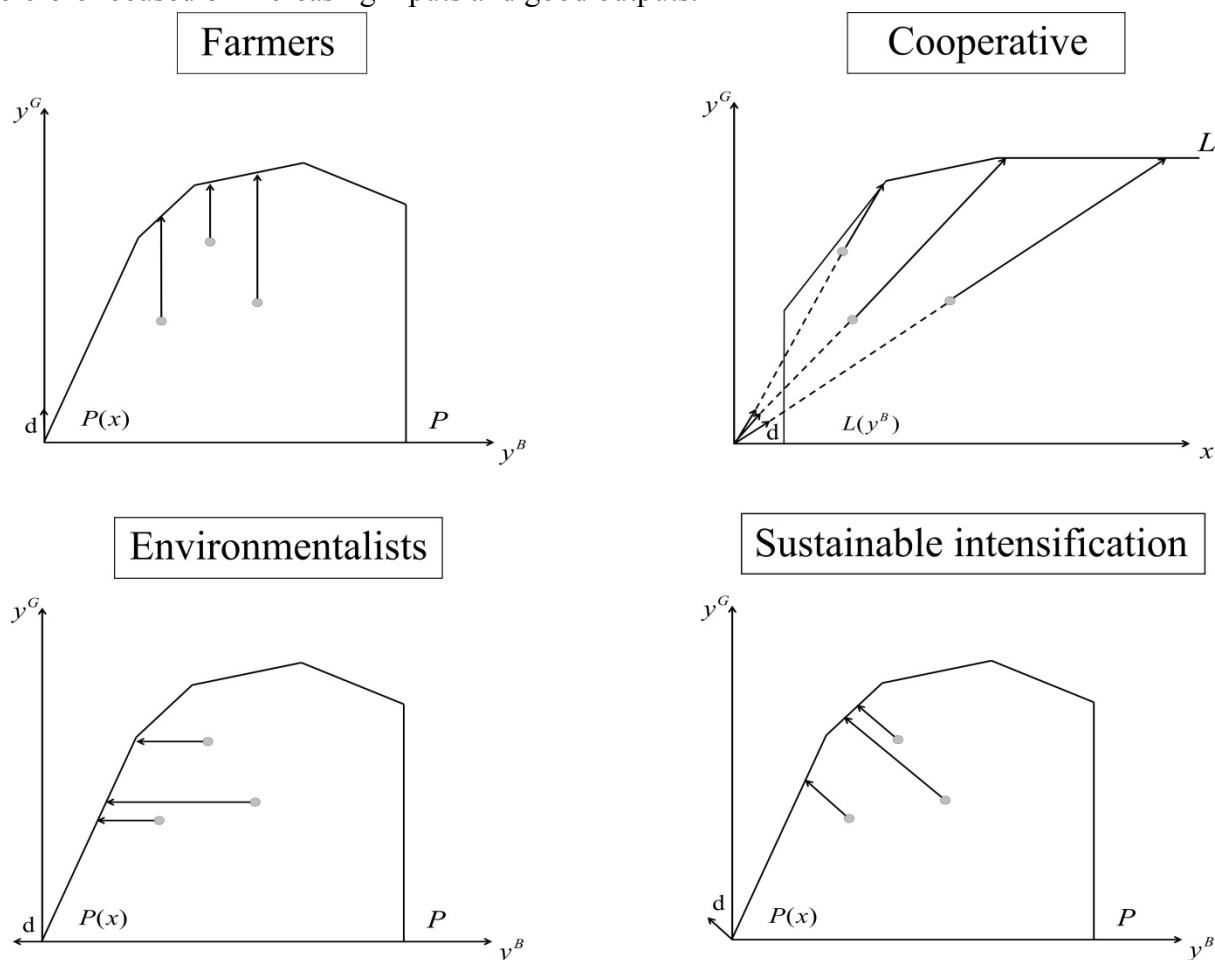


Figure 1. Graphic representation of the projection direction according to three stakeholders’ objectives and the sustainable intensification perspective (where y^G , y^B and x are respectively good outputs, bad outputs and inputs; d is the direction vector, $P(x)$ is the

output production set and ∂P its frontier. $L(y^B)$ is the input/output production set and ∂L its frontier).³

Third, to take environmental concerns into account, we introduced stakeholders we called “Environmentalists” and assumed that these stakeholders would focus on the environmental impact of livestock production. Nevertheless, since livestock production creates employment in Reunion Island as well as supplying local products, Environmentalists wished to maintain local milk production. Their chosen direction was thus to minimize bad outputs for a given level of inputs and good outputs.

Finally, in line with sustainable intensification of dairy systems defined as “producing more food from the same area of land while reducing the environmental impacts” (Godfray et al., 2010), the fourth direction simultaneously maximized milk output (with a potential increase in inputs, with the exception of increased access to agricultural land) while minimizing environmental impacts. All the above stakeholders’ objectives are listed in figure 1.

More formally, a projection direction can be defined by the direction vectors in Table 1.

Table 1
Stakeholders’ objective functions according to specific projection directions

Stakeholders	Objectives	Direction vectors
Farmers	The only objective is to increase milk production	$(d^V, d^G, d^B) = (0, y_a^G, 0)$
Dairy Cooperative	The aim is to increase milk production with the possibility of increasing the level of inputs	$(d^V, d^G, d^B) = (x_a^V, y_a^G, 0)$
Environmentalists	The aim is to reduce environmental impacts	$(d^V, d^G, d^B) = (0, 0, -y_a^B)$
Sustainable intensification	This intermediate scenario favors an increase in milk production with a potential increase in inputs combined with a reduction in environmental deterioration	$(d^V, d^G, d^B) = (x_a^V, y_a^G, -y_a^B)$

We now turn to the theoretical model and the associated DEA linear program. We considered a production technology T defined as the transformation of V variable inputs and F fixed inputs into G good outputs and B bad outputs for N dairy farms, associated with the following index sets: $\aleph = \{1, \dots, N\}$, $\mathcal{G} = \{1, \dots, G\}$, $\mathfrak{B} = \{1, \dots, B\}$, $\mathfrak{V} = \{1, \dots, V\}$ and $\mathfrak{F} = \{1, \dots, F\}$. We also defined $y^G = (y^1, \dots, y^G) \in R_+^G$, $y^B = (y^1, \dots, y^B) \in R_+^B$, $x^V = (x^1, \dots, x^V) \in R_+^V$ and $x^F = (x^1, \dots, x^F) \in R_+^F$ as the quantity vectors of desirable outputs, undesirable outputs, variable and fixed inputs, respectively. A definition of the production technology T is given by:

³ The “sustainable intensification” scenario has been simplified. In addition to the minimization of undesirable outputs and the maximization of milk production, this objective assumes an increase in the level of inputs depicted in the Cooperative’s scenario. However, due to the complexity of presenting this objective in 3 dimensions, we simplified the representation by reducing it to 2 dimensions.

$$T = \left\{ (x^V, x^F, y^G, y^B) : (x^V, x^F) \text{ can produce } (y^G, y^B) \right\} \quad [1]$$

Equation [1] simply states that it is feasible to produce good and bad outputs from a set of inputs. As stated, the set T is very general and has no strong mathematical structure. In order to give more structure to T , we first accept that all the production processes used by the farms are feasible and belong to T . From these initial elements, by adding some axioms such as convexity, variable return to scale, and free or weak disposability, we formally defined the mathematical structure of T from which the DEA linear program was derived. We follow Kuosmanen (2005) and Kuosmanen and Matin (2011) in the choice of the axioms to implement the following DEA programs including undesirable outputs and the direction vectors of each stakeholder.

$$\begin{aligned}
 & i) \max_{\lambda, \omega, \alpha_a} \alpha_a \\
 & ii) \sum_{n \in \mathbb{N}} \lambda_n y_n^g \geq y_a^g + \alpha_a d^G, \forall g \in \mathcal{G} \\
 & iii) \sum_{n \in \mathbb{N}} \lambda_n y_n^b = y_a^b + \alpha_a d^B, \forall b \in \mathcal{B} \\
 & iv) \sum_{n \in \mathbb{N}} (\lambda_n + \omega_n) x_n^v \leq x_a^v + \alpha_a d^v, \forall v \in \mathcal{V} \\
 & v) \sum_{n \in \mathbb{N}} (\lambda_n + \omega_n) x_n^f \leq x_a^f, \forall f \in \mathcal{F} \\
 & vi) \sum_{n \in \mathbb{N}} (\lambda_n + \omega_n) = 1 \\
 & vii) \omega_n \geq 0, \forall n \in \mathbb{N} \\
 & viii) \lambda_n \geq 0, \forall n \in \mathbb{N}
 \end{aligned} \quad [2]$$

Program [2] measures the efficiency of farm 'a' with its associated production plan $(x_a^v, x_a^f, y_a^g, y_a^b)$. The objective function (i) is the measure of efficiency α_a of the farm being evaluated defined as the maximum extension of its production plan in direction (d^V, d^G, d^B) . In other words, α_a is the potential improvement of farm a according to the different stakeholders' objectives; and λ and ω define the linear combinations of observed farms that build the frontier and ensure the weak disposability assumption between good and bad outputs. The left-hand side of constraint (ii) to (v) defines the best practices located on the production frontier. On the right-hand side, we specify the direction vectors according to each stakeholder's objectives. Program [2] was then run for each farm in the sample and for each scenario listed in Table 1. To ensure the robustness of our analysis and to provide a standard error for the margin for progress (Table 3), we implemented a bootstrap with 1,000 replications, based on subsampling methods (Simar and Wilson, 2011). More explicitly, we

performed a draw with replacement on the sample of 51 dairy farms and calculated the progress margin for each scenario with 1,000 replications.

2.2. Data

Reunion Island is located 800 km east of Madagascar (218060S, 558320E) in the Indian Ocean. Most dairy herds are kept above an altitude of 400 m asl., where the climate is temperate. In 2007, the dairy sector comprised 120 herds with around 4000 lactating cows, mainly purebred Holstein (90%) and Brown Swiss (10%), originally introduced from France. Average 305-day mature equivalent milk yield was 6,100 kg and there has been a 10% yearly increase in total milk production since 1990, due to both genetic improvement and better feed. Data on 51 dairy farms was collected in 2007 from an accounting management center and in interviews with farmers. The survey covered 49% of the dairy farms in Reunion Island and the sample was considered to be representative of the diversity of local dairy production systems (Alary et al., 2002). Alary et al. (2002) identified six types of dairy farms in Reunion Island based on economic, social and agricultural criteria, and each type is represented in the sample we used for analysis in the present paper. However, for time and logistical reasons, the sample was limited to 51 farms. Although most farms in the sample were located in the main milk production area in the highlands, particular care was taken to include marginal production areas (the eastern lowlands where the climate is very humid, and peri-urban farms in the south) to ensure the representativeness of the sample.

Milk production was the main source of the farmers' income (sale of forage, or of other livestock products, and agro-tourism were negligible) and family consumption was also negligible with respect to the total production volume. Milk production was thus the only desirable output included in this study. Four inputs were included as factor endowments for dairy production technology (herd size, feed supply, labor and surface area of land used for livestock production). Herd size is expressed in livestock units (LSU) so as to take animals of different size into account (e.g. 1 LSU for a dairy cow and 0.6 LSU for a one- to two-year old heifer). In this way, all the animals in the production process are taken into account, not only lactating cows directly correlated with milk production. In addition to the LSU data in Table 2, we should mention that the number of lactating cows in the sample was also heterogeneous, ranging from 11 to 85 lactating cows for a mean productivity of 6,300 liters per lactating cow per year. Feed supply (FS) includes all expenditures for feed concentrate and purchased fodder in kg of dry matter. Labor (L), expressed in hours, includes the farmer, family labor, and hired labor. Land surface area (LS), expressed in hectares (ha), includes all the different land uses on the farm (pasture, forage crops and buildings). Due to land scarcity in Reunion Island, this input has special status in our model. We consider it as fixed, meaning that we take farm size as given and neither an increase nor a decrease in size are modeled.

Two indicators (greenhouse emissions and nitrogen surplus) were used to assess the environmental impact of dairy farms. Indeed, even though the insularity of Reunion island makes it particularly sensitive to ecological threats (loss of biodiversity, erosion, invasive species, etc.), for statistical reasons, we had to choose only two indicators. This represents a limit when tackling the global and interconnected environmental impact of dairy systems, but

our choice was based on our main aim, which was to deal with the two major concerns in Reunion Island. These indicators represent the environmental impact at two analytical scales: GHG is an indicator of the international global warming, nitrogen surplus is a local issue that can affect ground water or waterways within a given territory. A life cycle analysis was performed on the dairy sector in 2007 (Thevenot et al., 2011). GHG emission factors were adapted from the French Guidelines for GHG evaluation in agriculture (Gac et al., 2010). Based on the Intergovernmental Panel on Climate Change estimate (IPCC, 2001), GHG emissions were then transformed into CO₂ equivalent (CO₂-e) as a unit of measure for the environmental impact category of the Global Warming Potential (20 years). This method quantifies all GHG emissions associated with dairy farming including those related to the production and transport of inputs (fertilizer, pesticides, and cattle feed), as well as to enteric fermentation and manure management. The nitrogen surplus, defined as the difference between farm nitrogen outputs and inputs, was also included in the dataset. This parameter is also called “partial nitrogen balance” since nitrogen losses through the soil (lixiviation), the air (volatilization) and plants (organic fixation) are not taken into account. A positive nitrogen balance means that nitrogen has been released into the environment and is thus an undesirable output (Reinhard and Thijssen, 2000). Regarding nitrogen surplus and its comparison with values in the literature, we decided to illustrate both nitrogen surplus per unit area and nitrogen surplus per unit of milk production. As demonstrated by Schröder et al. (2003), allocation of nitrogen surplus per unit of area is advantageous in the case of extensive farming, which uses extensive areas of grassland. Although such farming systems are acknowledged to provide multi-function services (CO₂ sequestration, water retention, acting as a protective barrier against forest fires, etc.), the Environmentalists would prefer to use the land for other purposes. In these conditions, Environmentalists could promote intensive livestock systems in a limited area as a way of encouraging the extension of the National Park, at the same time encouraging better management of nitrogen leakage (increase manure storage capacity, promote organic fertilization, etc.) and the nitrogen surplus per unit of production could be more appropriate. We decided to include both indicators to account for this duality (Table 4). Inputs, outputs and undesirable outputs are listed in Table 2 with a summary descriptive analysis.

Table 2
Data sets: descriptive analysis of inputs and outputs (n=51)

Input (x)/Output (y)	Units	Mean	SD	Minimum	Maximum
Milk production: y^g	Metric tons of milk	285.8	140.5	83.7	669.4
Nitrogen surplus: y^h	kg of nitrogen	6090.8	3673.5	1371.5	21780.4
Greenhouse gases (GHG): y^{h_2}	Metric tons of gas (eq. CO ₂)	488.4	244.1	148.6	1149.6
Livestock unit (LSU): x^i	LSU	61.4	26.3	27	131.2
Feed Supply (FS): x^j	Metric tons of dry matter	231.9	114.1	69.19	525.1
Total labor (L): x^k	Total labor (hours)	7414.8	3398.2	2190.0	18158.0
Surface area of land (LS): x^F	Area (ha)	22.2	16.0	3.0	72.0

3. Results and discussion

3.1. Potential improvement as a function of the stakeholder's objectives

To enable comparison of the stakeholder's objectives and sustainable intensification based on a reduction in eco-inefficiency, Table 3 summarizes possible improvements in milk production, environmental impacts, and variation in the level of inputs, if all farms reached the benchmark based on best eco-efficiency performances.

Table 3
Potential improvements resulting from different objectives aimed at reducing inefficiency, mean of 1000 bootstrapped results and standard error of the mean (GHG: Greenhouse gases; NS: Nitrogen Surplus; LSU: Livestock units; FS: Feed supply; L : Labor)

	Milk production	Environmental impacts		Variable inputs		
		GHG	NS	LSU	FS	L
Farmers	5.75% (±0.048)					
Cooperative	14.26% (±0.104)			17.44% (±0.120)	14.56% (±0.119)	20.10% (±0.123)
Environmentalists		-13.59% (±0.113)	-13.66% (±0.113)			
Sustainable intensification	6.60% (±0.058)	-8.21% (±0.060)	-8.45% (±0.061)	7.92% (±0.065)	8.37% (±0.064)	8.57% (±0.065)

Using the same efficiency frontier in each case, different progress margins can be assessed based on the assumptions made on the way to reaching the frontier. Where classic radial

direction is mostly used in DEA studies to reduce all inputs or outputs (or both) in the same proportion, in this paper, we argue that the directional distance function is an appropriate tool to model different policies to improve eco-efficiency, as expressed in this paper by the four scenarios.

Table 3 also lists the hypotheses represented by the four scenarios aimed at reducing eco-inefficiency. The unshaded areas represent the progress margin computed from program [2]. The Farmers' scenario only achieved a 5.75% increase in milk production. This limited increase in outputs can be explained by the constraints faced by the Farmers. Farmers were assumed to focus on dairy production, i.e. inputs and undesirable outputs remained constant. This choice was justified by an individual objective to improve existing production systems. Thus, the result can be interpreted as the level of technical inefficiency in Reunion Island's dairy systems today. This result demonstrates that, if only technical efficiency is considered, most farms already operate quite close to the efficiency frontier and eco-inefficiency rates are relatively low. Allowing for an increase in the amount of inputs needed to reach the optimum milk production system, the Cooperative's objective could lead to a 14.26% increase in milk production. Clearly, the increase in inputs needs to be considered in the specific context of Reunion Island where Farmers already pay a lot to purchase inputs. Nonetheless, the identification of a possible 20.1% increase in total labor in the livestock sector is a significant result in an island characterized by a high level of unemployment. On the other hand, the 17.7% increase in livestock units (LSU) and the 14.6% increase in feed supply (FS) must be questioned given the current capacities of Reunion Island, for instance in terms of veterinary infrastructure for LSU and local concentrate feed production for FS. The Cooperative's results are in line with those of D'Haese et al. (2009), who demonstrated that the size of dairy farms in Reunion Island is not optimal. In contrast to the Cooperative's productivist perspective, the Environmentalists' goal to reduce environmental deterioration led to a 13.6% reduction in both GHG emissions and nitrogen surplus. These figures are noteworthy because they are consistent with the current level of inputs and milk production, which did not change in this scenario. As farms are assumed to be inefficient, a reduction in environmental impacts does not necessarily imply a reduction in milk production. This is not the case of eco-efficient farms, for which any change in environmental impact would imply a proportional change in milk production. There is ample room for improvement by reducing environmental impacts, thus highlighting the currently high level of eco-inefficiency in environmental management in Reunion Island. However, it also highlights the fact that some dairy farms in Reunion Island already use good emission management practices, so one challenge is to see how these good practices can be extended to other farms. It should also be noted that, since our sample of 51 farms is not exhaustive, our measure of eco-inefficiency should be considered as a lower bound. Finally, according to the sustainable intensification scenario, both a reduction in environmental deterioration and optimization of milk production are possible: with an increase of 7.92%, 8.37% and 8.57% in LSU, FS and labor (L) inputs, respectively, this scenario led to a 6.6% increase in milk production combined with a 8.21% reduction in GHG emissions and an 8.45% reduction in nitrogen surplus.

Overall, the results in Table 3 underline the position of each stakeholder with respect to reducing eco-inefficiency. With an individual objective of increasing milk production but with no structural modification in their current production systems, Farmers could reduce

their technical inefficiency by adopting existing observed best practices. The Cooperative and the Environmentalists represent two extreme behaviors that promote the sustainable development of livestock systems. Even if Environmentalists focused on environmental impacts and the Cooperative on productivity, the order of magnitude of the margin of progress in respectively GHG emissions and nitrogen surplus, and milk production combined with an increase in inputs, was very close. With a slightly higher increase in milk production than in the Farmers' scenario but significantly lower than in the Cooperative's scenario, and a significantly lower reduction in environmental impacts than in the Environmentalists' scenario, sustainable intensification failed to provide a notable progress margin with respect to the best practices observed in our sample of 51 farms. Nevertheless, sustainable intensification is the only scenario to jointly optimize dairy production and its environmental impact.

The results in Table 3 indicate possible improvement in inputs, outputs or undesirable outputs based on the stated objective of the scenario concerned. In order to apply an agronomic point of view using a standard environmental ratio, next section is dedicated to exploring standard indicators that combine levels production and environmental impacts.

3.2. Environmental ratio for each objective, comparison with other agronomic contexts and other methodological approaches

Regarding nitrogen surplus expressed in kg per ha, Table 4 emphasizes our choice of considering agricultural land as a fixed input as explained in 2.1.2. Indeed, only the two objectives that focus on the environmental impact (the Environmentalists' objective and sustainable intensification) would allow improvement beyond the current level of nitrogen surplus in kg per ha. Although the Environmentalists' objective would allow more progress with respect to this indicator than the sustainable intensification objective, optimized levels were close to current levels as the increase in eco-efficiency does not imply minimizing land. In contrast, the analysis of nitrogen efficiency (kg L/kg nitrogen surplus) revealed significant differences between existing and optimized levels as a function of the stakeholder's objective. By optimizing their production system to increase their milk production, Farmers would produce 2.7 additional liters of milk per kg of nitrogen surplus. By focusing on productivity and environmental impacts, the Cooperative and the Environmentalists would increase their nitrogen efficiency by 6.69 and 7.43 liters of milk per kg of nitrogen surplus, respectively. As the potential increase in milk production in the Cooperative's scenario is close to the potential decrease in environmental impacts in the Environmentalists' scenario, it is easy to understand why the environmental ratios proposed by these two stakeholders are similar. Nevertheless, this result shows that an increase in milk production is compatible with an improvement in eco-environmental efficiency. Even if these two objectives appear to promote diverging pathways to develop the livestock sector in Reunion Island, it is interesting to see that the environmental ratios in the two scenarios are very close.

Table 4

Nitrogen surplus per ha, nitrogen efficiency (kg L/kg NS) and GHG (CO₂-eq) emitted per liter of milk in Reunion Island and comparison with the literature

	NS		GHG
	kg NS/ha	kg L/kg NS	kg CO ₂ -e/L
Current levels in Reunion Island	273.82	46.93	1.709
Optimized levels			
Farmers	273.82	49.63	1.616
Cooperative	273.82	53.62	1.496
Environmentalists	236.40	54.36	1.477
Sustainable intensification	250.67	54.65	1.471
Literature References	166.00 ^a 450.00 ^b	85.00 ^c 150.00 ^d	1.3 ^e 7.5 ^f

^aAarts et al., 2000: Dairy farms in sandy regions in the Netherlands

^bFangueiro et al., 2008: 20 dairy farms in northwest Portugal

^cNevens et al., 2006: Flemish dairy farms (Netherlands)

^dBeukes et al., 2012: Dairy farms in Waikato region, New Zealand

^eHaas et al., 2001: intensive German farms

^fFAO, 2010: Maximum levels observed in dairy systems

Finally, sustainable intensification appeared to be the best way to improve environmental indicators per unit of production. Indeed, with 54.65 liter per kg of nitrogen surplus, the objective of jointly reducing undesirable outputs and increasing milk production by increasing inputs, could improve both components of the environmental ratio.

Comparison with European nitrogen surpluses per ha revealed that Reunion Island's dairy farms lie between the very intensive dairy farms in Northwest Portugal (Fangueiro et al., 2008) and the most ecologically responsible dairy farms in the Netherlands (Aarts et al., 2000). The reduction in eco-inefficiency made possible by the Environmentalists' objective and the sustainable intensification scenario is not high (respectively 37.4 and 23.1 kg per ha) in comparison with the wide range of nitrogen surplus per ha documented in Europe (from 166 to 450 kg per ha). In comparison with dairy farms in the Netherlands and in New Zealand (Beukes et al., 2012), nitrogen efficiency in Reunion Island appears to be low, probably due to the high level of feed concentrate required to cover the herd's nutritional needs. The low level of nitrogen efficiency in Reunion Island cannot be attributed to low productivity, which is close to the average value in mainland France (6,300 liters/cow per year). Moreover, mean productivity in New Zealand was only 3,700 liters/cow per year in 2008/2009 but nitrogen efficiency was nevertheless high. In addition, the comparison between the dairy systems in Reunion Island and New Zealand should be interpreted with caution as the production systems are very different (feeding strategies, breeding of heifers, etc.).

As a farm is considered to be a "black box" with respect to the farm-gate nitrogen balance (or partial nitrogen balance), we can only analyze nitrogen flows by monitoring each nitrogen

input and each nitrogen output in the production system. This specificity made the wide use of this kind of nitrogen balance possible as it can be based on data from accountancy centers (as in Nevens et al., 2006) without the need for surveys or field measurements. In this context, it is easy to understand that farms that use a high proportion of feed concentrate have a high nitrogen surplus, since feed represents a significant proportion of nitrogen inputs (71.8% for dairy farms in Reunion Island). Obviously, when dairy cows are mainly fed with forage produced on the farm, the nitrogen content of forage and grasslands is not taken into account as nitrogen inputs, as they are in the "black box" (but one can assume that fertilizer levels would be slightly higher). It is thus clear that reducing the nitrogen surplus is not only a problem of managing livestock manure but also a matter of self-sufficiency in animal feed, particularly in a context where land is scarce. In Reunion Island, a significant decrease in nitrogen surplus would be possible by optimizing feed self-sufficiency, although improving manure storage and fertilization is also a key issue in nitrogen management in dairy systems.

We observed the same tendency in the results concerning GHG emissions (Table 4). The Farmers' objective of reducing eco-inefficiency by increasing milk production would reduce the current emission rate by only 93 g CO₂-e per liter of milk. Although the Cooperative's and Environmentalists' objectives offer higher rates of reduction (respectively 213 and 232 g CO₂-e/l), the objective of sustainable intensification in reducing eco-inefficiency was once again close to the Environmentalists' objective and offers the maximum potential reduction, 238 g CO₂-e/l. Table 4 lists the level of CO₂-e per liter of milk on intensive dairy farms in Germany (Haas et al., 2001) and the maximum levels of emissions in dairy farms identified by the FAO (2010). Current and optimized levels of GHG emitted per liter of milk in Reunion Island were significantly lower than the highest level reported by the FAO. This result was not surprising as production systems in Reunion Island are intensive and highest level of GHG emission are specific to extensive livestock production systems in developing countries (FAO, 2010). The current level in Reunion Island, and more specifically the optimized level made possible by a sustainable intensification of production systems, are close to the results obtained by Haas et al. (2001) for intensive farms in Germany. As dairy systems in Reunion Island rely heavily on feed concentrates, which are known for their major impact on GHG emissions (due to the high level of GHG emissions by cereal crops), the level of GHG emission per liter of milk in Reunion Island is high. But a high level of GHG emission by the dairy system in Reunion Island is not directly due to the emission allocated to transport (as frequently assumed) but rather to the scarcity of land, which forces farmers to rely on feed concentrates to cover their cattle's nutrient needs.

Other empirical works involving DEA have also addressed the sustainable intensification of agriculture. However direct comparisons between studies are always difficult because technology specifications are not the same (different inputs, desirable outputs and undesirable outputs), the types of frontier are different (stochastic, deterministic, assumption on the return to scale, etc.) and/or the choices of direction are different (radial measure, non-radial measure, Russell measure, directional measures). In their work, Hoang and Alauddin (2012), used an input oriented DEA to identify the best combination of inputs to minimize both environmental impacts and total costs. Toma et al. (2013) used DEA, including undesirable outputs, to assess the effect of two divergent strains of Holstein-

Friesian cows and feeding management on the eco-efficiency scores. Beside these technical insights into the determinants of eco-efficiency, other authors, for example Jan et al. (2012), focused on the tradeoff between environmental efficiency and productive efficiency. These authors underline that a tradeoff between environmental and economic efficiency does not exist, but that a positive relation links the two dimensions of eco-efficiency. They proposed an indicator to combine several environmental impacts, which appears as a very useful tool for policy makers. Aggregation of the three pillars of sustainable development (social, economic and environmental) is a key concept regularly encountered in literature concerned with the sustainable intensification of agriculture, not only in the efficiency frontier approach. For instance, Barnes and Thomson (2014) developed an approach based on positive matrix factorization to weight several variables in an overall sustainability index, and emphasized the lack of consideration for social and ethical aspects in classical farm account data networks. Another recurrent idea in the literature on the sustainable intensification of agriculture is the use of life cycle analysis, which is still the most widely used method to analyze environmental impact. Nevertheless, in the case of livestock production in heterogeneous territories like Reunion Island (significant variation in climatic conditions), Thévenot (2013) demonstrated that life cycle analysis should be used with caution, or alternatively, the diversity of farms should be taken into account. Finally, it should be mentioned that an integrated approach combining life cycle analysis and data envelopment analysis was developed by Iribarren et al., (2010) and produced promising results in the Galician dairy sector. After this very brief overview of the different approaches to eco-efficiency in livestock production, the main advantages of our approach is its ability to provide a general framework to model different stakeholders' points of view on eco-efficiency with the directional distance function. Indeed, the generic formulation of the model expressed in equation 2 will allow further implementation with the addition of other stakeholders' points of view. An interesting development of the current research would be to include consumers' points of view on the sustainable development of the dairy sector (Baskaran et al., 2014). Empirically, our paper based on an on-farm survey, provides references for other high input dairy sectors in terms of environmental impacts but also in terms of possible improvement of eco-efficiency. Further studies on the sustainable intensification of livestock sectors in island territories would confirm or refute the way to improve the eco-efficiency identified in this paper.

3.3. Global consideration of the compromise between global food security and the environmental impact of agriculture

Following Keynes's aphorism "When the final result is expected to be a compromise, it is often prudent to start from an extreme position" (Keynes, 1919), we implemented extremely different behaviors to reduce eco-inefficiency to enable analysis of the potential impacts of each objective and the relevance of a compromise. In other words, with the aim of identifying livestock systems that will be able to feed 9 billion people, and simultaneously reduce their environmental impact, we decided to model the two opposed potential solutions: produce

more milk (with an increase in inputs for the Cooperative and without an increase for Farmers) or focus on environmental impacts (Environmentalists). Not surprisingly, these extreme scenarios led to the best individual progress margin since they only focused on one particular aspect (milk production or environmental deterioration). However, regarding efficient environmental ratios that combine milk production and externalities, sustainable intensification was shown to be the most appropriate compromise to improve the current situation.

With respect to the observed progress margin, Farmers', Cooperative's and Environmentalists' objectives implicitly promoted different development paths for livestock production in Reunion Island. While the Farmer's objective could be implemented by reducing eco-inefficiency, the Cooperative's objective to increase inputs and output would entail a change in the dairy system, mostly an increase in size to achieve a higher level of production. This decision to promote livestock production could have a positive impact on the whole economy of the island linked to the livestock sector (the Cooperative, technical support, suppliers of inputs, etc.). However, Farmers already face cash flow problems and any increase in inputs would need to be accompanied by incentives or specific subsidies, at least during the transition period until the resulting increase in outputs cover these additional costs. On the other hand, the Environmentalists' way of reducing eco-inefficiency only by minimizing environmental impacts could create a new activity sector (green technology) and new technical support to help farmers implementing existing best-practices for the management of environmental externalities (an environmental awareness raising program, technical training in manure management, etc.). Still, Farmers and the Cooperative would have to be made aware of -and trained to implement- these agricultural practices (manure management, compost production, crop rotation, etc.) which represent an investment cost for the dairy sector (training programs, imports of new equipment, etc.).

If the Environmentalists' and Cooperative's scenarios imply deep structural changes in the existing dairy system in Reunion Island, the environmental ratio in the sustainable intensification scenario could be as profitable as those in the other scenarios and, in addition, offer a judicious approach to the development of the dairy sector. Thanks to joint optimization of milk production and environmental externalities, i.e. a minor reduction in volume compared to extreme objectives, the development of more sustainable dairy production systems could reduce the constraints inherent to the extreme scenarios that focus on only one of these two dimensions (environment and production). With respect to the multifaceted challenge represented by the sustainable intensification of agriculture, Godfray et al. (2010) emphasized that "more research is required to allow a better assessment of competing policy options". Our paper meets this need for ex-ante assessment of different policy options to reduce eco-inefficiency, by assessing the potential progress margin in the three scenarios.

From an economic point of view, the objectives focused on reducing eco-inefficiency discussed in this paper raise the question of economic valuation of environmental externalities in agriculture. Indeed, if GHG emissions and nitrogen surplus were not costly for society (in terms of biodiversity loss, pollution of groundwater, global warming, etc.),

even Environmentalists would not see the interest in reducing them. At the opposite end of the scale, nitrogen surplus could be interpreted as additional income if nitrogen were managed judiciously (e.g., use of an appropriate manure management system). The FAO (2012b) recently declared that “incorporating external costs and benefits into the incentives available to farmers and private investors and into the calculations underlying public investment decisions is crucial to ensure patterns of investment that are optimal from a social perspective”. In other words, a promising way to pursue the approach described in this paper would be to explore the external costs and benefits of environmental deterioration with respect to the different stated objectives. Since the use of DEA dual models allows undesirable outputs to be included, the implicit price of undesirable outputs can be determined and taken into account in the overall cost of a specific objective to reduce eco-inefficiency (Berre et al., 2013). It should be noted that even if we implemented a primal model in which implicit prices and costs are not explicitly expressed, they are nonetheless part of the model as they are the shadow prices or costs associated with desirable and undesirable output constraints in the linear program. Another promising approach to explore the economic valuation of environmental externalities is based on the eventuality that farmers have to pay for their GHG. In this case, a reduction in their GHG emission via an increase in eco-efficiency would allow them to sell the avoided emission on the carbon market.

At a more global scale, this paper questioned the sustainability of the dairy sector as a threat to the environment and as an uncertain source of income for farmers. To tackle this problematic, we need to adopt a global point of view of Reunion Island, and more specifically its sustainable development as an island territory. As emphasized by Christophakis et al. (2009), insular territories present a particular sensitivity that affects the three pillars of the sustainable development: (i) ecological sensitivity due to their small size and increased biodiversity, (ii) social and cultural sensitivity due to high external influence on small societies, (iii) economic sensitivity due to the limited development and the limited competition of many production activities. Because in insular territories, the agricultural sector is recognized to be one the main motors of the economic development, as well as social and environmental stability, public authorities have been promoting its development for years. Maintaining milk production in Reunion Island is thus vital. From a social perspective, the dairy sector is composed of 37 firms with 640 direct employees, plus indirect jobs in the agri-food industry and in agricultural support (Agreste, 2013). In a territory that currently has a 30% unemployment rate, livestock production represents a substantial labor pool. From a more economic perspective, the dairy sector is the third most important sector in the agri-food industry with an annual turnover of 137 million euros and an expected annual growth of 5% due to a nutritional awareness policy for dairy products in school canteens and collective catering (Agreste, 2013). In this respect, a number of noteworthy programs and initiatives are being developed including subsidies to maintain milk production and support the marketing of local products, creation of a local brand to help consumers identify local agricultural products. Combining the strong socio-economic role of livestock production and the preservation of the remarkable natural environment of Reunion Island is a multifaceted challenge. The methodology proposed in this paper emphasizes the fact that the eco-efficiency of the dairy sector should be tackled using an integrated approach that includes

both productive and environmental aspects. Paradoxically, the high level of eco-inefficiency is a good sign for the sustainable intensification of livestock production in Reunion Island, as it attests to best practices that are already implemented, and which should be investigated in depth to see whether they can be expanded to inefficient dairy systems.

4. Conclusions

In this paper, we describe a frontier efficiency framework with two methodological specificities: the incorporation of undesirable outputs and the directional distance function. These models enabled us to distinguish between different objectives aimed at reducing eco-inefficiency, from purely productive objectives to purely environmental considerations, via a compromise scenario in which an increase in production is linked to the minimization of environmental deterioration. This study showed that sustainable intensification is the most profitable way to reduce eco-inefficiency in terms of the environmental ratio, even if the extreme scenarios, which focused either on milk production or on environmental externalities, allowed even greater progress in terms of volume. Beyond this empirical illustration of a high-input tropical dairy sector, our method adds a new perspective to the debate surrounding sustainable dairy production systems capable of feeding 9 billion people in 2050. Thanks to the ability of a frontier efficiency method such as DEA to test many eco-inefficiency reduction policies, the fact that undesirable outputs can be included in the characterization of frontier efficiency, and that the implicit price of environmental externalities and ecosystem services can be explored, means it can be profitably used to gain further agronomic, economic and environmental insights into the global food security challenge.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors would like to thank two anonymous referees for their helpful comments on an earlier draft of this paper. The authors thank all their partners in the dairy sector in Reunion Island (FRCA, CERFRANCE, SICALAIT and the farmers) and wish to acknowledge the EPAD project "Environmental Efficiency and livestock productions for sustainable development" (French National Research Agency) for funding this study.

REFERENCES

- Aarts, H.F.M., Habekotté, B., Van Keulen H., 2000. Nitrogen (N) management in the 'De Marke' dairy farming system. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 56, 231-240.
- Agreste La Réunion, Panorama des industries agroalimentaires à La Réunion, 2013. Agence régionale de développement d'investissement et d'innovation, 82, 1-32.

- Alary, V., Messad, S., Taché, C., Tillard, E., 2002. Approche de la diversité des systèmes d'élevage laitiers à La Réunion. *Rev. Elev. Med. Vet.* 55, 285-297.
- Barnes, A.P., Thomson, S.G., 2014. Measuring progress towards sustainable intensification: how far can secondary data go? *Ecol. Indic.* 36, 213-220.
- Baskaran, R., Cullen, R., Colombo, S., 2014. Estimating values of environmental impacts of dairy Farming in New Zealand. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 52, 377-389.
- Baumol, W.J, 1958. Activity analysis in one lesson. *Am. Econ. Rev.* 58, 837-873.
- Berre, D., Boussemart, J-P, Leleu, H., Tillard, E., 2013. Economic value of greenhouse gases and nitrogen surpluses: Society vs Farmers' valuation. *Eur. J. Oper. Res.* 226, 325-331.
- Beukes, P.C., Scarsbrook, M.R., Gregorini, P., Romera, A.J., Clark, D.A., Catto, W., 2012. The relationship between milk production and farm-gate nitrogen surpluses for the Waikato region, New Zealand. *J. Environ. Manage.* 93, 44-51.
- Charnes, A., Cooper, W.W., Rhodes, E., 1978. Measuring the efficiency of decision making units. *Eur. J. Oper. Res.* 2, 429-444.
- Christophakis, M., Mergos, G., Papadaskalopoulos, A., 2009. Sustainable and balanced development of insular space: the case of Greece. *Sustainable Development* 17, 365-377.
- Chung, Y.H., Färe, R., Grosskopf, S., 1997. Productivity and undesirable outputs: a directional distance function approach. *J. Environ. Manage.* 51, 229-240.
- Cobo, J.G., Dercon, G., Cadisch, G., 2010. Nutrient balances in African land use systems across different spatial scales: A review of approaches, challenges and progress. *Agric. Ecosyst. Environ.* 136, 1-15.
- D'Haese, M., Speelman, S., Alary, V., Tillard, E., D'Haese, L., 2009. Efficiency in milk production on Reunion Island: Dealing with land scarcity. *J. Dairy Sci.* 92, 3869-3879.
- Fangueiro, D., Pereira, J., Coutinho, J., Moreira, N., Trindade, H., 2008. NPK farm-gate nutrient balances in dairy farms from Northwest Portugal. *Eur. J. Agron.* 28, 625-634.
- FAO. 2010. Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector. A Life Cycle Assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO. 2012a. Global Agenda of Action: Greening livestock sector growth: closing the efficiency gap in natural resource use. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO. 2012b. The state of food and agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

FAO, 2013. Milk and dairy products in human nutrition. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

FAOSTAT. 2013. FAOSTAT data 2013. <http://faostat.fao.org/> Accessed May 09, 2013.

Färe, R., Grosskopf, S., Lovell, C.A.K., Pasurka, C., 1989. Multilateral productivity comparisons when some outputs are undesirable: a nonparametric approach. *Rev. Econ. Stat.* 71, 90-98.

Färe, R., Grosskopf, S., 2003. Nonparametric productivity analysis with undesirable outputs: comment. *Am. J. Agric. Econ.* 85, 1070-1074.

Färe, R., Grosskopf, S., Pasurka Jr., C.A., 2007. Environmental production functions and environmental directional distance functions. *Energy.* 32, 1055-1066.

Färe, R., Grosskopf, S., 2009. A comment on weak disposability in nonparametric production analysis. *Am. J. Agric. Econ.* 91, 535-538.

Farrell, M.J., 1957. The Measurement of Productive Efficiency. *J. R. Stat. Soc.* 120, 253–281.

Fried H.O., Knox Lovell, C.A., Schmidt, S.S., 2008. *The Measurement of Productive Efficiency and Productivity Growth.* Oxford University Press.

Gac, A., Deltour, L., Cariolle, M., Dollé, J.B., Espagnol, S., Flénet, F., Guingand, N., Lagadec, S., Le Gall, A., Lellahi, A., Malaval, C., Ponchant, P., Tailleur, A., 2010. Guide méthodologique pour l'estimation des impacts des activités agricoles sur l'effet de serre. *Projet CASDAR GES.*

Godfray, H.C.J., Beddington, J.R., Crute, I.R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J.F., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S.M., Toulmin, C., 2010. Food security: The challenge of feeding 9 billion people. *Science.* 327, 812-818.

Haas, G., Wetterich, F., Köpke, U., 2001. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agric. Ecosyst. Environ.* 83, 43-53.

Hailu, A., Veenman, T.S., 2001. Non-parametric productivity analysis with undesirable outputs: An application to the Canadian pulp and paper industry. *Am. J. Agric. Econ.* 83, 605-616.

Huijps K., Hogeveen, H., Lam, T.J.G.M., Oude Lansink, A.G.J.M., 2010. Costs and efficacy of management measures to improve udder health on Dutch dairy farms. *J. Dairy Sci.* 93, 115-124.

Hoang, V-N., Alauddin, M., 2012. Input-oriented data envelopment analysis framework for measuring and decomposing economic environmental and ecological efficiency: an application to OECD agriculture. *Environ. Resource Econ.* 51, 431-452.

IPCC, 2001. *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.*

Iribarren, D., Vazquez-Rowe, I., Teresa Moreira, M., Feijoo, G., 2010. Further potentials in the joint implementation of life cycle assessment and data Envelopment analysis. *Sci. Total Environ.* 408, 5265-5272.

Jan, P., Dux, D., Lips, M., Alig, M., Dumondel, M., 2012. On the link between economic and environmental performance of Swiss dairy farms of the alpine area. *Int. J. Life Cycle Assess.* 17, 706-719.

Keynes, J.M., 1919. *The economic consequences of the peace.* Palgrave Edition.

Knips, V., 2005. *Developing Countries and the Global Dairy Sector – Part I : Global Overview.* FAO-PPLPI Working paper No. 30.

Koopmans, T.C., 1951. *Activity analysis of production and allocation.* Cowles Commission for Research in Economics Monograph no. 13. John Wiley and Sons, New York.

Kuosmanen, T., 2005. Weak disposability in nonparametric production analysis with undesirable outputs. *Am. J. Agric. Econ.* 87, 1077-1082.

Kuosmanen, T., Kazemi Matin, R., 2011. Duality of weakly disposable technology. *Omega.* 39, 504-512.

Lee, M. 2005. The shadow price of substitutable sulfur in the US electric power plant: A distance function approach. *J. Environ. Manage.* 77, 104-110.

Macpherson, A.J., Principe, P.P., Smith, E.R., 2010. A directional distance function approach to regional environmental-economic assessments. *Ecol. Econ.* 69, 1918-1925.

Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and human well-being. Vol. II: scenarios.* Island Press, Washington, DC.

Nevens, F., Verbruggen, I., Reheul, D., Hofman, G., 2006. Farm gate nitrogen surpluses and nitrogen use efficiency of specialized dairy farms in Flanders: Evolution and future goals. *Agric. Syst.* 88, 142-155.

Picazo-Tadeo, A.J., Prior, D., 2009. Environmental externalities and efficiency measurement. *J. Environ. Manage.* 90, 3332-3339.

Picazo-Tadeo, A.J., Beltrán-Esteve, M., Gómez-Limón J.A., 2012. Assessing eco-efficiency with directional distance functions. *Eur. J. Oper. Res.* 220, 798-809.

Reinhard, S., Thijssen, G., 2000. Nitrogen efficiency of Dutch dairy farms: a shadow cost system approach. *Eur. Rev. Agr. Econ.* 27, 167-186.

- Schröder, J.J., Aarts, H.F.M., Ten Berge, H.F.M., Van Keulen, H., Neeteson, J.J., 2003. An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *Eur. J. Agron.* 20, 33-44.
- Shephard, R.W. 1974. Indirect Production Functions. *Mathematical Systems in Economics* No. 10, Anton Hain, Meisenheim am Glan.
- Simar, L., Wilson, P.W. 2011. Inference by the m out of n bootstrap in nonparametric frontier models. *J. Prod. Anal.* 36, 33-53
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., De Haan, C., 2006. *Livestock's Long Shadow: Environmental Issues and Options*, Food and Agricultural Organization. United Nations, Rome.
- Thevenot, A., Vigne, M., Vayssières, J., 2011. Referential for energetic analysis and global warming power assessment of livestock production in Reunion Island. CIRAD technical report.
- Thevenot, A., Aubin, J., Tillard, E., Vayssières, J., 2013. Accounting for farm diversity in Life Cycle Assessment studies – the case of poultry production in a tropical island. *J. Clean. Prod.* 57, 280-292.
- Toma, L., March, M., Stott, A.W., Roberts, D.J., 2013. Environmental efficiency of alternative dairy systems: a productive efficiency approach. *J. Dairy Sci.* 96, 7014-7031.
- United Nations. 2010. Population Division of the Department of Economic and Social Affairs of the United Nations Secretariat. *World Population Prospects: The 2010 Revision*. <http://esa.un.org/unpd/wpp/index.htm>. Accessed May 09, 2013.
- Yu-Ying Lin, E., Chen, P-Y., Chen, C-C. 2013. Measuring the environmental efficiency of countries: a directional distance function metafrontier approach. *J. Environ. Manage.* 119, 134-142.

3.3 Agrégation de technologies individuelles et modèles sectoriels : gains d'efficacité par réallocation des ressources

Comme nous l'avons vu dans le premier article, le contexte insulaire de La Réunion met en exergue les défis que les nouveaux systèmes de productions animales devront relever au 21^{ème} siècle. Au-delà de l'efficacité de chaque ferme, on peut s'interroger sur l'efficacité globale d'un secteur en agrégeant les efficacités observées à l'échelle individuelle. L'avantage majeur de cette approche est, bien sûr, que l'efficacité agrégée se révèle être plus que la simple addition de l'efficacité observée à l'échelle individuelle. En effet, en considérant l'échelle sectorielle et en définissant correctement une technologie de production sectorielle, nous permettons intuitivement au modèle de réallouer les ressources entre les firmes afin que chacune d'elles opère de la manière la plus efficace au regard de la production globale du secteur. L'agrégation des technologies individuelles a soulevé d'importants questionnements théoriques sur la conservation des propriétés mathématiques et économiques des frontières individuelles (Li, 1995 ; Li et Chung, 1995). Ces derniers ont par exemple démontré que, sous l'hypothèse de convexité, la technologie sectorielle T^S , somme des technologies individuelles T , conserve leurs propriétés mathématiques et économiques et permet donc l'analyse de l'efficacité à l'échelle du secteur :

$$T^S = \sum_{n \in N} T = N \times T \quad (20)$$

Briec et al. (2003) ont également exploré les problèmes théoriques que soulevait l'agrégation des technologies de production dans le cas d'une mesure de l'efficacité à l'aide des fonctions distance directionnelles. Ils ont précisé que le problème de l'agrégation de comportement économique individuel était une réflexion qui avait agité la communauté scientifique en économétrie durant les années 40 avec notamment les articles majeurs de Klein (1946) et Nataf (1948). En effet, en faisant l'hypothèse de réallocations potentielles de ressources entre les firmes, ce type de modèle sectoriel s'appuie sur les fondements microéconomiques de la production et sur les comportements économiques établis à l'échelle d'entreprises individuelles. Cependant, la possibilité de gains supplémentaire d'efficacité par ré-allocation des ressources postule qu'il est possible d'allouer librement les ressources entre les entreprises. L'hypothèse sous-jacente à ces réallocations possibles est que ces entreprises individuelles ne sont pas limitées par des contraintes de capacité.

Afin de comprendre comment l'utilisation d'un modèle sectoriel permet d'identifier des gains supplémentaires (réduction d'inputs ou augmentation d'outputs) à la simple efficacité technique, la figure 5 et le tableau 4 expose un cas illustratif simpliste.

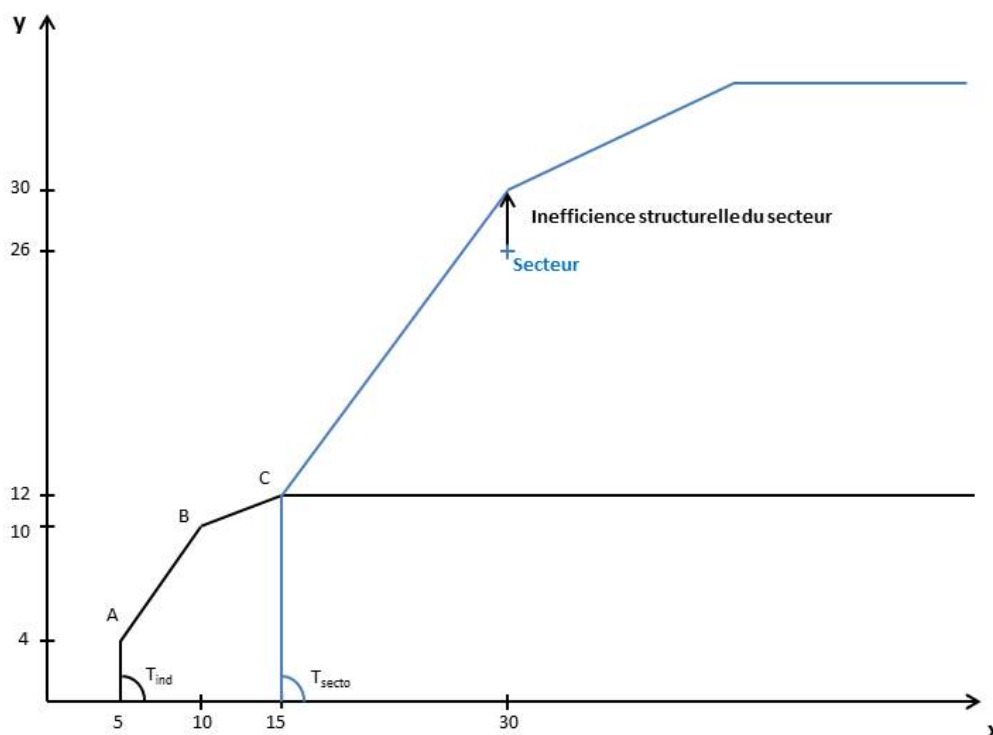


Figure 5 : modèle sectoriel et réallocation des ressources

Tableau 4 : Impact de la réallocation des ressources sur l'efficience globale du secteur

	Inputs totaux	Outputs totaux	Efficience secteur (Y/X)
Sans réallocation	30	26	0.86
Avec réallocation	30	30	1

On voit qu'un modèle DEA classique n'identifierait aucune inefficience dans le cas de l'analyse des trois firmes A (5,4), B (20,10) et C (15,12). En effet, ces 3 firmes se situent sur la frontière efficiente et aucun gain en input ou output est possible par réduction de l'inefficience. L'utilisation d'un modèle sectoriel, en construisant une frontière de production agrégée va permettre de réallouer les ressources aux firmes opérant à la taille optimale et au meilleur mix d'inputs et d'outputs. En effet, pour un secteur donné, le modèle va analyser la taille la plus optimale et la proportion dans lesquelles sont utilisées les inputs et sont produits les outputs. Dans ce cas simplifié en deux dimensions, on voit que la firme B possède la meilleure productivité. Ainsi, si on alloue 5 inputs de la firme C à la firme A, ces deux firmes qui opéraient respectivement à une échelle de production trop grande et trop petite, l'ensemble des ressources seront désormais valorisées avec le niveau maximal de productivité de la firme B. Ainsi, alors que le modèle classique ne permettait pas de trouver d'améliorations potentielles du niveau d'outputs, le modèle sectoriel permet d'identifier une marge de progression de 14% de la production totale du secteur (ici la somme des firmes A, B et C). D'autres éclairages graphiques théoriques ont été réalisés par Li et Cheng (2007) et

permettent de comprendre la différence entre une frontière de production individuelle et sectorielle (dans un espace output-output). Si cet exemple illustratif peut paraître trivial, l'application de ce type de modèles avec plusieurs dimensions d'inputs, d'outputs désirables et indésirables, permet la convergence des ressources vers les points les plus productifs dans un polytope convexe à N dimensions. Si dans le cas théorique exposé, l'ensemble des ressources étaient allouées à la firme B, dans un modèle plus complexe, les ressources seront allouées à différentes firmes correspondant aux points les plus efficaces du polytope convexe formé par l'ensemble de production.

Dans le cadre de l'analyse de l'éco-efficienc du secteur laitier réunionnais et son positionnement à l'intersection des enjeux économiques, environnementaux et sociaux de ce territoire insulaire, nous avons exploré ce type de modèle afin d'apporter un éclairage plus global. En effet, les décideurs réunionnais sont partagés entre le besoin de favoriser les productions animales (autosuffisance alimentaire, bassin d'emploi, etc...), et limiter l'impact environnemental de ce secteur économique. Dans cette perspective, il serait légitime de promouvoir des systèmes de production opérant à taille et à mix d'inputs et d'outputs optimaux par des réallocations des ressources existantes (cheptel, surface, engrais...) tout en minimisant les émissions d'outputs indésirables.

Il nous a alors paru intéressant d'approfondir les approches théoriques d'agrégation de frontière de production pour développer ce type d'approche sectorielle d'ailleurs très peu utilisé dans la littérature actuelle de l'éco-efficienc en agriculture. C'est dans ce cadre que nous avons été sollicités pour une publication dans un numéro spécial de la Revue d'Economie Politique suite à la présentation de nos résultats aux XXIXes Journées de Microéconomie Appliquée (JMA) qui se sont déroulées à Brest les 7 et 8 juin 2012.

Analyse de l'éco-efficienc du secteur laitier réunionnais : confrontation des objectifs productiviste et environnementaliste

(Article 2)

Ce papier est déjà publié sous la référence :

Berre D., Boussemart, J.P., Blancard, S., Leleu, H., Tillard, E, 2013. Analyse de l'éco-efficienc du secteur laitier réunionnais : confrontation des objectifs productiviste et environnementaliste. Revue d'économie Politique, JMA 2012 : 549-572.
(<http://www.cairn.info/revue-d-economie-politique-2013-4-page-549.htm>)

Il a fait l'objet d'une présentation aux XXIXes Journées de Microéconomie Appliquée (JMA) qui se sont déroulées à Brest les 7 et 8 juin 2012 à l'ESC Bretagne Brest

Analyse de l'éco-efficienne du secteur laitier réunionnais : confrontation des objectifs productiviste et environnementaliste

19 Juillet 2012

1. Introduction

L'élevage laitier à La Réunion a connu un essor considérable notamment sous l'impulsion de la SICA Lait (Société d'Intérêt Collectif Agricole) créée en 1962. Cette coopérative laitière avait pour missions initiales la collecte, la transformation et la commercialisation de la production. Dans les années 80, la mise en œuvre du « plan d'aménagement des Hauts »⁴ permettra à la SICA Lait de se lancer dans une véritable politique de développement grâce à l'installation de nombreux élevages. Parallèlement, de nouvelles structures ont émergées dans la filière ; certaines se consacrant à l'encadrement, l'approvisionnement et l'appui technique (l'URCOOPA, l'ARP et l'EDE⁵), d'autres à la transformation et la commercialisation des produits laitiers reprenant ainsi quelques missions de la SICA Lait (la CILAM⁶).

La croissance du nombre d'élevages s'est également accompagnée de celle de leur productivité. En effet, l'amélioration génétique, la spécialisation des ateliers, l'utilisation accrue d'intrants alimentaires et le recours à l'insémination artificielle ont permis d'augmenter considérablement la technicité des éleveurs et la production laitière locale (production non limitée par des quotas). Conjointement à cette augmentation de la production, la sensibilisation aux produits laitiers (comme par exemple dans les cantines scolaires) alliée à une forte croissance démographique ont entraîné une augmentation de la demande sur ce marché. Cette stratégie d'intensification des élevages a permis de tripler la production laitière entre 1990 et 2006 pour atteindre une production de 24,6 millions de litres et un taux de couverture du marché local de 15% (Direction de l'alimentation, de l'agriculture et de la forêt-Réunion).

Cependant, cette croissance de la production s'est interrompue et le volume de lait produit à La Réunion affiche une baisse régulière depuis 2006, pour n'atteindre que 19,9 millions de litres de lait collectés en 2011 (Fédération régionale des coopératives agricoles de La Réunion). La volatilité du prix des céréales explique en grande partie cette diminution de production. En effet, les élevages réunionnais disposent de peu de surface agricole et incorporent d'avantage d'aliments concentrés que ne le font les élevages de métropole pour atteindre leur objectif de production. Souvent contraints de puiser dans leur épargne personnelle ou d'avoir recours à de nouveaux emprunts, 10% des éleveurs ont cessé leur

⁴ On parle des Hauts pour désigner l'ensemble des sites de [La Réunion](#) qui ne sont pas littoraux, soit une vaste zone couvrant l'essentiel de l'île et dont le [relief](#) est escarpé.

⁵ URCOOPA : Union Régionale des coopératives agricoles réunionnaises ; ARP : Association Réunionnaise de Pastoralisme ; EDE : Etablissement départemental d'élevage.

⁶ CILAM : Compagnie Laitière des Mascareignes.

activité entre 2008 et 2009 suite, notamment, à des difficultés économiques. Bien que la productivité par vache laitière n'ait pas évolué (6 165 litres par an), ces cessations d'activité ont entraîné une baisse de la production, compensée par une augmentation des importations (+29% en 4 ans) également due à la croissance démographique et à l'augmentation de la demande en produits laitiers.

L'élevage à La Réunion est ainsi à une période charnière de son développement. En effet, bien que les outils de production mis en place dans les années 90 aient permis d'accroître la production et de développer la filière laitière, les élevages butent actuellement sur le prix d'intrants coûteux mais aussi très variables. Si la SICA Lait souhaite atteindre l'objectif d'une production laitière de 35 millions de litres en 2015 (Fédération Régionale des Coopératives Agricoles de La Réunion - FRCA, 2011), elle devra mener avec l'ensemble de ses partenaires une réflexion globale sur les conditions d'émergence de systèmes de production durables.

La réflexion sur l'avenir des élevages laitiers à La Réunion s'inscrit dans un contexte national et international en plein bouleversement. A l'échelle nationale, les Etats Généraux de l'Outre-Mer (EGOM) sont nés d'une volonté politique pour réagir aux crises traversées par la Guadeloupe et la Martinique. Ils ont pour objectif de repenser les modèles d'organisation des DOM imaginés depuis 1946. Les conclusions des EGOM pour La Réunion mettent en évidence la nécessité « d'inciter à la consommation de produits locaux », de « rendre éligibles aux aides aux intrants les produits ou matières premières nécessaires à la production locale en provenance de pays non européens », de « gagner 10% de part de marché en 10 ans »... Cette volonté nationale conforte le besoin d'augmenter l'autosuffisance de La Réunion, par un développement durable des productions domestiques.

A l'échelle internationale, l'élevage est mis en cause en raison de ses impacts environnementaux (« livestock's long shadow », Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) [2006]), notamment les émissions de gaz à effet de serre (GES) responsables du réchauffement climatique (FAO [2010]). En effet, le rapport de l'ONU attribue 18% des émissions totales de gaz à effet de serre d'origine anthropique au secteur des productions animales. La demande de plus en plus importante des pays émergents en produits animaux met en exergue le rôle primordial que devra jouer l'élevage dans le développement de ces pays. En effet, au-delà de sa fonction de production de produits carnés et laitiers, l'élevage fournit nombre de services (valorisation des territoires, épargne, stockage de carbone...).

C'est dans ce contexte que cette étude tente de définir les voies d'améliorations éco-environnementale des élevages laitiers à La Réunion. Pour ce faire nous nous appuyons sur des données structurelles et environnementales récoltées chez 51 éleveurs laitiers en 2007 qui représentent 49% des adhérents à la SICA Lait et qui produisent 61% de l'ensemble du secteur. L'élaboration d'un modèle économique multi-produits multi-facteurs sectoriel, nous permet de mesurer les marges de progression de la production laitière et les réductions simultanées en GES et en excédents azotés (EA) au niveau de l'ensemble du territoire réunionnais.

Le modèle DEA (Data Envelopment Analysis) retenu insiste notamment sur la notion d'agrégation des technologies individuelles pour déterminer l'efficacité au niveau de l'ensemble d'un secteur (Li [1995]). Il convient de souligner que l'analyse de l'éco-efficience issue de ce modèle sectoriel diffère d'une analyse d'efficacité individuelle traditionnelle dans

le sens où les opportunités de réallocations factorielles permettent à chaque firme d'opérer avec le processus de production optimal en terme de taille et de mix d'inputs et d'outputs (Briec et al. [2003] ; Leleu et Briec [2009]). Il est important de préciser ici que ces réallocations au sein du secteur n'ont pas pour but de fusionner ou d'éliminer des exploitations mais de permettre à chacune d'opérer avec un système de production qui maximise son efficacité et sa productivité. On sait par exemple que les DOM-TOM font face à un taux de chômage élevé et la vision sectorielle n'est pas de minimiser l'emploi mais de le réallouer pour que chaque exploitation maximise sa production de lait tout en minimisant son impact environnemental.

De plus grâce aux apports méthodologiques des fonctions-distance directionnelles (Chambers et al. [1998]) et à la modélisation rigoureuse de l'hypothèse de faible disposition des outputs indésirables (Kuosmanen [2005] ; Kuosmanen et Podinovski [2009] ; Podinovski et Kuosmanen [2011]), notre approche analyse deux points de vue productiviste et environnemental du développement du secteur. Il intègre également explicitement les effluents et les coproduits indésirables d'élevages (EA et GES) comme des externalités négatives corrélées à la production laitière. Plus précisément, dans cette application, nous considérons que l'évaluation de la performance éco-environnementale de la filière dépend étroitement de deux visions possibles du développement du secteur laitier :

- **la vision productiviste** qui vise à développer le plus possible la production laitière par une augmentation des capacités de production mais à surface donnée (forte contrainte foncière à La Réunion) et à niveaux d'émissions de GES et d'excédent azoté constants. Cette vision se justifie par le besoin d'augmenter le niveau d'autosuffisance en produits laitiers de La Réunion.
- **la vision environnementaliste** qui promeut une réduction maximale des émissions (GES et EA) liées à la production tout en conservant les bénéfices acquis de cette activité pour le développement économique du département (maintien de l'emploi, valorisation du territoire, approvisionnement local...). Cette vision se justifie par une vision plus globale du développement de l'élevage et sa remise en question sur la scène internationale suite aux rapports de la FAO (Livestock's long shadow).

La section 2 développe le modèle retenu en précisant notamment les apports des fonctions-distance directionnelles dans la prise en compte des différentes visions de l'évolution du secteur, la nécessaire hypothèse de faible disposition pour intégrer convenablement des outputs non désirés dans une technologie de production ainsi que la notion d'agrégation des technologies individuelles. La section 3 présente la base de données et les résultats obtenus en termes de progression de la production et de réduction des coproduits indésirables. Nous quantifions ainsi la progression potentielle de la production laitière et la diminution des coûts de pollution respectivement associés aux deux objectifs productiviste et environnementaliste. La section 4 discute ces principaux résultats et conclut par quelques réflexions sur l'évolution de la filière laitière à La Réunion.

2. Modélisation des technologies de production

Depuis une trentaine d'années, on assiste à un fort développement de travaux aussi bien d'ordre théorique qu'empirique sur les mesures de l'inefficacité productive. Ils confirment leur portée opérationnelle dans les méthodes d'évaluation de la performance managériale et de l'analyse de la productivité pour une très grande diversité de secteurs d'activités et de type d'organisations (Cooper et al. [2005], [2006] ; Fried et al. [2008]). Au cours de cette période,

trois développements importants pour notre analyse ont été successivement la prise en compte de la réallocation sectorielle des ressources via l'agrégation des technologies individuelles, la modélisation adéquate d'une production indésirable jointe à une production désirable dans le processus de production et enfin la spécification de différentes directions possibles pour atteindre la frontière d'efficacité (que nous interprétons ici comme des « visions » différentes des moyens de réduction d'inefficacité) grâce aux fonctions-distance directionnelles. Sur chacun de ces trois points, les premières contributions ont été respectivement celle de Li [1995], Tyteca [1996] et de Färe et al. [1996] et Chambers et al. [1998].

La frontière de production qui décrit le processus de production des entités techniquement efficaces et la mesure des écarts des entités par rapport à ce benchmark peut être estimée par plusieurs types de fonctions-distance. En règle générale, ces fonctions se distinguent selon qu'elles sont *i)* paramétriques ou non paramétriques ; *ii)* stochastiques ou déterministes. Contrairement aux fonctions paramétriques, les approches non paramétriques ne stipulent aucune relation fonctionnelle a priori entre les inputs et les outputs dans la modélisation de la technologie de production. Par rapport aux frontières déterministes, les fonctions stochastiques intègrent quant à elles un terme aléatoire supplémentaire dans l'écart du point au benchmark⁷ et en conséquence n'attribue pas toute la distance à de l'inefficacité.

2.1 Fonctions-distance directionnelle et faible disposition des outputs indésirables

Les mesures d'inefficacité productive dépendent des objectifs recherchés par les entités évaluées que l'on peut modéliser par des choix différents de direction de projection sur la frontière. A chaque direction retenue, correspond un objectif économique spécifique : maximisation de la production désirée ou minimisation des outputs indésirables. Ainsi grâce aux fonctions distance directionnelles, il est possible de distinguer des mesures de productivité en fonction des différents points de vue sur les choix de production et d'allocation des ressources. De plus, en retenant l'hypothèse de faible disposition, les fonctions-distance directionnelles sont capables de prendre en compte explicitement les effets des outputs indésirables sur l'évaluation de la productivité globale. La difficulté de modéliser ce type d'outputs comme les GES ou l'EA vient du fait qu'ils sont directement joints à la production désirée et qu'ainsi leur diminution qui est souhaitable aura forcément un coût en termes d'output désirable.

Pour la modélisation, considérons un groupe de N entreprises produisant chacune G bons outputs et B outputs indésirables avec V facteurs variables et F facteurs fixes auxquels nous pouvons associer les ensembles d'indices respectifs :

$\mathfrak{N} = \{1, \dots, N\}$, $\mathfrak{G} = \{1, \dots, G\}$, $\mathfrak{B} = \{1, \dots, B\}$, $\mathfrak{V} = \{1, \dots, V\}$ et $\mathfrak{F} = \{1, \dots, F\}$, avec $\mathbf{y}^g = (y^1, \dots, y^G) \in R_+^G$, $\mathbf{y}^b = (y^1, \dots, y^B) \in R_+^B$, $\mathbf{x}^v = (x^1, \dots, x^V) \in R_+^V$, $\mathbf{x}^f = (x^1, \dots, x^F) \in R_+^F$ les quantités respectives d'outputs et d'inputs.

La technologie individuelle de production se définit par :

$$T = \left\{ (\mathbf{x}^v, \mathbf{x}^f, \mathbf{y}^g, \mathbf{y}^b) \in R_+^{V+F+G+B} : (\mathbf{x}^v, \mathbf{x}^f) \text{ peut produire } (\mathbf{y}^g, \mathbf{y}^b) \right\} \quad (1)$$

⁷ Se référer à Coelli et al (2005) pour une typologie des frontières de production.

Signalons que comme dans toute modélisation standard DEA, on ajoute à l'ensemble T défini par (1) des axiomes qui le structure intégrant notamment la convexité. A ce propos, il convient de mentionner les travaux de Baumol et Oates [1988] qui ont montré que des cas de non-convexité pouvaient apparaître en présence d'externalités environnementales. Néanmoins, leur étude se focalise sur des externalités qui affectent négativement la production d'autres entreprises. Dans notre cas, les émissions de gaz à effet de serre et d'azote n'impactent pas directement l'activité des autres exploitations laitières et on peut donc raisonnablement affirmer que l'ensemble de production considéré demeure convexe. Néanmoins, dans le cadre d'une analyse plus globale de l'économie réunionnaise où les externalités environnementales d'origine agricole pourraient impacter les autres secteurs économiques, il conviendrait de s'interroger sur les cas de non-convexité considérés par Baumol et Oates.

L'ensemble de production T satisfait également les hypothèses de libre disposition des inputs et des bons outputs et de faible disposition pour les outputs indésirables (Chung et al. [1997]). Nous avons construit le modèle en considérant que la réduction des outputs indésirables est coûteuse grâce à l'hypothèse de faible disposition. Cette hypothèse stipule qu'une réduction des outputs indésirables n'est possible que par une réduction simultanée des bons outputs, à niveau d'inputs constant. De plus, nous émettons l'hypothèse que les bons outputs répondent à l'hypothèse de libre disposition. Enfin, la notion liant les bons outputs et les indésirables est modélisée par l'intégration de l'origine dans notre ensemble d'output. En d'autres termes, les bons outputs sont joints par la « relation-nulle » aux outputs indésirables si le seul moyen de ne produire aucun output indésirable est de ne produire aucune production désirée. On comprend alors que dès qu'une quantité de bons outputs est produite, elle s'accompagne de la production d'outputs indésirables. Puisque la frontière de production est linéaire par morceau, les taux marginaux de transformation entre outputs désirables et indésirables sont constants sur les segments mais globalement décroissants. En d'autres termes, plus la production de bon output augmente plus la production d'une unité de ce dernier entraînera une production croissante d'outputs indésirables.

Avec ces hypothèses, T peut désormais s'écrire :

$$T = \left\{ \begin{array}{l} (\mathbf{x}^v, \mathbf{x}^f, \mathbf{y}^g, \mathbf{y}^b) : \sum_{n \in \mathcal{N}} \theta_n \mu_n y_n^g \geq y^g \geq 0, \forall g \in \mathcal{G} \\ \sum_{n \in \mathcal{N}} \theta_n \mu_n y_n^b = y^b, \forall b \in \mathcal{B} \\ \sum_{n \in \mathcal{N}} \mu_n x_n^v \leq x^v, \forall v \in \mathcal{V} \\ \sum_{n \in \mathcal{N}} \mu_n x_n^f \leq x^f, \forall f \in \mathcal{F} \\ \mu_n \geq 0, \forall n \in \mathcal{N} \\ \sum_{n \in \mathcal{N}} \mu_n = 1 \\ 0 \leq \theta_n \leq 1, \forall n \in \mathcal{N} \end{array} \right. \quad (2)$$

Cette technologie est celle introduite par Kuosmanen [2005]. Le paramètre θ_n spécifique à chaque plan de production observé représente un facteur d'abattement qui permet la réduction simultanée et dans la même proportion des outputs désirables et indésirables. Cependant ce modèle qui reprend chaque axiome posé sur l'ensemble de production reste non linéaire. Kuosmanen montre que par un changement de variable adéquat, nous pouvons construire un modèle linéaire estimable par la programmation linéaire et donc opérationnel pour le calcul des fonctions-distance directionnelle et des gains d'efficacité.

L'association d'une fonction-distance directionnelle à la technologie décrite en (2) s'établit comme suit :

$$\bar{D}(\mathbf{x}_a^v, \mathbf{x}_a^f, \mathbf{y}_a^g, \mathbf{y}_a^b; \mathbf{d}^v, \mathbf{d}^g, \mathbf{d}^b) = \sup \left\{ \alpha / (\mathbf{x}^v + \alpha \mathbf{d}^v, \mathbf{x}^f, \mathbf{y}^g + \alpha \mathbf{d}^g, \mathbf{y}^b + \alpha \mathbf{d}^b) \in T \right\} \quad (3)$$

Le vecteur $(\mathbf{d}^v, \mathbf{d}^b, \mathbf{d}^g)$ spécifie les directions respectives en inputs et outputs dans lesquelles l'entité évaluée est projetée sur la frontière de production. Par exemple, dans le cas d'une mesure radiale de l'efficacité visant à maximiser les bons outputs tout en maintenant constant les inputs et les outputs indésirables, les coordonnées du vecteur \mathbf{d}^g sont égales aux quantités de l'entité évaluée, les vecteurs \mathbf{d}^v et \mathbf{d}^b sont nuls. Inversement, dans le cas d'une mesure radiale de l'efficacité visant à minimiser les outputs indésirables tout en maintenant constants les bons outputs et les inputs, les coordonnées du vecteur \mathbf{d}^b sont égales aux opposés des quantités de l'entité évaluée, les vecteurs \mathbf{d}^v et \mathbf{d}^g sont nuls. Bien sûr, toute autre direction peut être choisie par l'évaluateur en fonction de son objectif d'analyse.

L'utilisation de cette fonction-distance directionnelle générale associée à la technologie de production (2) permet d'établir le programme linéaire suivant (Kuosmanen [2005]) pour l'évaluation d'une entité 'a' donnée :

$$\begin{aligned} \overrightarrow{D}(\mathbf{x}_a^v, \mathbf{x}_a^f, \mathbf{y}_a^g, \mathbf{y}_a^b; \mathbf{d}^v, \mathbf{d}^g, \mathbf{d}^b) &= \text{Max } \alpha_a \\ \sum_{n \in \mathbb{N}} \lambda_n \mathbf{y}_n^g &\geq \mathbf{y}_a^g + \alpha_a \mathbf{d}^g, \forall g \in \mathcal{G} \\ \sum_{n \in \mathbb{N}} \lambda_n \mathbf{y}_n^b &= \mathbf{y}_a^b + \alpha_a \mathbf{d}^b, \forall b \in \mathcal{B} \\ \sum_{n \in \mathbb{N}} (\lambda_n + \omega_n) \mathbf{x}_n^v &\leq \mathbf{x}_a^v + \alpha_a \mathbf{d}^v, \forall v \in \mathcal{V} \\ \sum_{n \in \mathbb{N}} (\lambda_n + \omega_n) \mathbf{x}_n^f &\leq \mathbf{x}_a^f, \forall f \in \mathcal{F} \\ \sum_{n \in \mathbb{N}} (\lambda_n + \omega_n) &= 1 \\ \omega_n &\geq 0, \forall n \in \mathbb{N} \\ \lambda_n &\geq 0, \forall n \in \mathbb{N} \end{aligned} \quad (4)$$

avec respectivement $\mathbf{y}_a^g, \mathbf{y}_a^b, \mathbf{x}_a^v$ et \mathbf{x}_a^f les vecteurs des bons outputs, des outputs indésirable, des inputs variables et des inputs fixes de la firme évaluée 'a'. En posant $\mu_n = \omega_n + \lambda_n$ et $\lambda_n = \theta_n \mu_n \forall n$, on retrouve les coefficients d'intensité d'un programme usuel DEA pour les inputs et l'intégration des facteurs d'abattement θ_n pour les outputs comme spécifiés dans la définition de T en (2). Les vecteurs $\boldsymbol{\omega}$ et $\boldsymbol{\lambda}$ sont calculés à partir des combinaisons linéaires convexes des meilleures firmes observées formant le benchmark de référence ou la frontière de production. Le coefficient α_a s'applique à l'ensemble des vecteurs des outputs et des inputs et mesure le pourcentage d'augmentation et/ou de réduction sur les outputs et les ressources factorielles par rapport aux directions $(\mathbf{d}^v, \mathbf{d}^b, \mathbf{d}^g)$ choisies.

2.2 Agrégation des technologies individuelles et réallocation sectorielle des ressources

Les technologies individuelles décrites par T (2) peuvent être agrégées au niveau de l'ensemble des entités pour pouvoir déterminer l'efficacité globale du secteur (Li [1995]). Il convient ici de souligner que cette dernière n'est pas directement égale à la somme des efficacités individuelles. Grâce à des possibilités de réallocation des ressources au profit des firmes les plus efficaces, elle lui sera supérieure. L'écart entre l'efficacité du plan de production sectoriel (agrégation des firmes) et la somme des efficacités individuelles mesure le coût d'opportunité de maintenir au niveau de chaque entité du groupe ses propres ressources et de ne pas les réallouer pour que chacune opère conformément au plan de production jugé optimal à l'échelle sectorielle. Afin de se focaliser sur l'analyse au niveau sectoriel, nous ne détaillerons pas ici ce *distinguo* entre analyse individuelle et analyse sectorielle et n'aborderons donc pas les coûts de non-réallocation des ressources.

Plus formellement, considérons le secteur global composé de N firmes chacune partageant la technologie T , alors la technologie agrégée T^S hérite des propriétés des technologies

individuelles et se définit comme la somme de celles-ci⁸. Li [1995] a démontré, que sous l'hypothèse de convexité, la technologie agrégée est égale à N fois la technologie individuelle.

$$T^S = \sum_{n \in \mathcal{N}} T = N \times T \quad (5)$$

Le programme linéaire (4) devient pour la technologie sectorielle :

$$\begin{aligned} \vec{D}(\sum_{n \in \mathcal{N}} x_n^V, \sum_{n \in \mathcal{N}} x_n^F, \sum_{n \in \mathcal{N}} y_n^G, \sum_{n \in \mathcal{N}} y_n^B; \mathbf{d}_S^V, \mathbf{d}_S^G, \mathbf{d}_S^B) &= \text{Max } \alpha_S \\ N \sum_{n \in \mathcal{N}} \lambda_n y_n^g &\geq \sum_{n \in \mathcal{N}} y_n^g + \alpha_S \cdot d_S^g, \forall g \in \mathcal{G} \\ N \sum_{n \in \mathcal{N}} \lambda_n y_n^b &= \sum_{n \in \mathcal{N}} y_n^b + \alpha_S \cdot d_S^b, \forall b \in \mathcal{B} \\ N \sum_{n \in \mathcal{N}} (\lambda_n + \omega_n) x_n^v &\leq \sum_{n \in \mathcal{N}} x_n^v + \alpha_S \cdot d_S^v, \forall v \in \mathcal{V} \quad (6) \\ N \sum_{n \in \mathcal{N}} (\lambda_n + \omega_n) x_n^f &\leq \sum_{n \in \mathcal{N}} x_n^f, \forall f \in \mathcal{F} \\ N \sum_{n \in \mathcal{N}} (\lambda_n + \omega_n) &= N \\ \omega_n &\geq 0, \forall n \in \mathcal{N} \\ \lambda_n &\geq 0, \forall n \in \mathcal{N} \end{aligned}$$

Dans ce type de modèle sectoriel, la redistribution des dotations factorielles entre les firmes est autorisée. L'amélioration de la performance du secteur résulte à la fois de l'élimination des inefficacités au niveau de chaque élevage individuel et par une meilleure utilisation des capacités de production existantes par leurs réallocations entre les firmes (Dervaux et al [1999]).

Cette spécificité constitue l'originalité de l'approche développée dans ce papier et nécessite d'être explicitée afin de comprendre quelle est la nature de cette réallocation. Tout d'abord, il est important de préciser que la réallocation des ressources n'entraîne la disparition d'aucune exploitation. En effet, le propos n'est pas ici d'identifier quelques firmes efficaces et de leur attribuer l'ensemble des ressources au détriment des firmes inefficaces qui disparaîtraient. Mais au contraire, l'objectif de la réallocation sectorielle est de redistribuer les ressources non utilisées efficacement entre les firmes du secteur afin qu'elles puissent toutes opérer à un niveau optimal défini par les deux caractéristiques suivantes :

- Le modèle définit une taille optimale pour l'ensemble des firmes. La réduction de l'inefficacité au niveau sectoriel permet alors de réattribuer les ressources des firmes

⁸ Les technologies individuelles étant des ensembles, la technologie sectorielle résulte de la somme de ces ensembles. Mathématiquement la technologie sectorielle est définie par une somme de Minkowski des technologies individuelles.

qui sont trop grandes aux firmes qui sont trop petites afin qu'elles soient toutes à leur taille de productivité maximale.

- Le niveau optimal sectoriel définit également la meilleure combinaison d'inputs et d'outputs (les meilleurs « mix »). La réallocation permet ainsi à l'ensemble des firmes d'utiliser les mix d'inputs et/ou d'outputs les plus productifs optimisant ainsi l'utilisation des ressources du secteur.

Dans ce contexte de réallocation sectorielle, nous faisons implicitement l'hypothèse que les exploitations laitières ne sont pas limitées par des contraintes de capacité et qu'elles sont aptes à utiliser les ressources supplémentaires qui leur sont allouées.

2.3 Directions de projection et confrontation des objectifs

Les formulations générales de la fonction distance (3) et du programme linéaire (6) peuvent se décliner en plusieurs cas correspondant à différentes visions de l'avenir de la production laitière à La Réunion, et plus particulièrement à ses impacts environnementaux et à sa contribution aux besoins alimentaires des réunionnais. En retenant les deux visions productiviste et environnementaliste, l'objectif de cette étude n'est pas d'analyser l'exhaustivité des différents jeux d'acteurs dans le secteur laitier réunionnais mais davantage de cerner les marges de manœuvres existantes en termes de production ou d'impacts environnementaux à l'échelle de La Réunion. En choisissant ces deux scénarios opposés, nous souhaitons mettre en évidence les gains maximaux potentiels. Ainsi, le scénario productiviste représente le gain maximum que la filière pourrait attendre d'une réduction de l'inefficience basée sur la dimension production laitière. De la même manière, les améliorations en termes de GHG et d'EA sont les plus élevées dans le cas du scénario environnementaliste. Nous pouvons alors supposer que des scénarios intermédiaires plus ou moins axés sur une approche productiviste ou environnementaliste aboutiront à des gains situés entre ces bornes.

2.3.1 L'approche productiviste

Le secteur laitier à La Réunion assure le double rôle de subvenir partiellement aux besoins en produits carnés et laitiers des réunionnais mais également de constituer un bassin d'emploi important et un secteur économique significatif. Une vision productiviste pour réduire les inefficiences permettrait de mettre l'accent sur la production laitière et de favoriser le perfectionnement des outils de production des éleveurs. Afin de parvenir à augmenter la productivité des élevages, cette vision envisage une potentielle augmentation des inputs variables. L'augmentation des inputs variables permettra de conforter le secteur économique en augmentant les volumes d'intrants et favorisera la création d'emploi. Les inputs variables sont ici distingués du foncier qui est considéré comme un input fixe (x_n^F). En effet, la contrainte foncière est très importante pour les éleveurs laitiers et il n'apparaît pas réaliste de pouvoir réduire les inefficiences en augmentant les surfaces de production. Enfin, la vision productiviste ne se focalise pas sur la problématique environnementale mais n'entraînera pas non plus d'augmentation des quantités d'outputs indésirables émis. Cette orientation spécifique à la vision productiviste peut se formaliser pour l'ensemble du secteur laitier évalué par:

$$(\mathbf{d}_S^g, \mathbf{d}_S^b, \mathbf{d}_S^v) = \left(\sum_{n \in \mathcal{N}} y_n^g, 0, \sum_{n \in \mathcal{N}} x_n^v \right) \quad (7)$$

2.3.2 L'approche environmentaliste

La vision environmentaliste a pour seul objectif de réduire l'impact environnemental des productions animales afin de maintenir l'attrait touristique de l'île (qualité de l'eau, paysage, etc...) et plus globalement limiter les principales externalités environnementales attribuées à l'élevage laitier (émission de GES et pollution azotée). Cette vision peut paraître caricaturale car elle se focalise uniquement sur la problématique environnementale mais l'objectif est ici d'établir des visions volontairement radicales afin d'analyser leurs implications sur la gestion de l'inefficacité. La vision environmentaliste ne doit pas pénaliser les systèmes de productions actuels et les emplois générés par ce secteur, ainsi les niveaux de production et d'inputs variables resteront inchangés. Comme la production laitière et les externalités environnementales sont des productions jointes, la réduction des outputs indésirables à niveau de production donnée n'est possible que par l'élimination des inefficiences productives et la réallocation efficace des facteurs et des productions au niveau sectoriel. La direction dans ce cas est formalisée comme suit :

$$\left(\mathbf{d}_s^g, \mathbf{d}_s^b, \mathbf{d}_s^v \right) = \left(0, -\sum_{n \in \mathbb{N}} y_n^b, 0 \right) \quad (8)$$

3. Données et résultats

3.1. Présentation des données et des variables retenues

Les données que nous analysons dans cette étude ont été récoltées par l'équipe CIEEL (Conduite Intégrée des Exploitations et des filières d'Élevage) du CIRAD de St Pierre à La Réunion, en collaboration avec la FRCA, SOLAGRO, le CERFRANCE et la SICALAIT. Afin de pouvoir mener une réflexion sur l'efficacité éco-environmentale des exploitations laitières à La Réunion, il s'est avéré nécessaire d'identifier un échantillon d'éleveurs susceptibles de fournir des données structurelles (cheptel, surfaces...) mais également des données économiques exhaustives et précises, permettant à leur tour d'établir des bilans énergétiques et azotés. Ce travail amorcé en 2007 (Vigne [2007]) avec l'identification de 30 éleveurs a été complété en 2010 pour aboutir à un échantillon final de 51 éleveurs (Payet [2010]). Pour chacun de ces éleveurs, nous disposons d'un jeu de données constitué à partir d'un questionnaire d'enquêtes et des éléments détaillés du compte de gestion 2007. L'échantillon de 51 éleveurs représente 49% des éleveurs adhérents à la SICA Lait. La production globale de ces éleveurs s'élève à 14,6 millions de litres de lait, soit 61% de la production locale en 2007. La constitution de l'échantillon s'appuie sur des données issues des centres de gestion et sur une typologie des élevages réunionnais réalisée par des experts agronomiques pour représenter les différentes zones de production et les différents systèmes laitiers réunionnais (Alary [2002]). Même si la plupart des élevages échantillonnés sont issus du plus grand bassin de production (Plaine des Cafres), les autres zones de production sont également représentées (Plaine des Palmistes, Trois Bassins, Hauts de Saint-Joseph et de Saint-Pierre).

Pour la technologie, la quantité de lait est considérée comme le seul output désirable. Même s'il est vrai que l'éleveur valorise son outil de production par d'autres moyens (agrotourisme, viande, ...), cette hypothèse se justifie par une part très importante de la production laitière dans le revenu global de l'éleveur. En ce qui concerne les dotations factorielles, nous

avons décidé de retenir 4 inputs qui synthétisent les principales contraintes économiques et structurelles des éleveurs réunionnais (surface, cheptel, charge alimentaire et travail).

L'insularité de La Réunion et la part importante des terres agricoles allouées à la canne à sucre font de la surface l'une des contraintes majeures des systèmes de production laitiers. Cette contrainte foncière nous a amené à considérer cet input comme fixe. En d'autres termes, quel que soit le modèle utilisé, les marges d'améliorations identifiées pour l'ensemble des éleveurs ne pourront aboutir à une augmentation des surfaces occupées. Le deuxième input est naturellement le nombre d'UGB (Unité Gros Bovin) présents dans l'exploitation. Cette unité intégrant l'ensemble des animaux du troupeau (veaux, génisses, vaches tarées etc...) et pas uniquement les vaches laitières, permet d'appréhender avec plus de précision la taille de l'outil de production. Le troisième input considéré est la charge alimentaire exprimée en Kg de matière sèche (MS). Cette variable permet d'intégrer les quantités de concentrés achetées par l'éleveur (charge majeure des élevages réunionnais) mais aussi les achats de fourrages auxquels les exploitants ont recours lorsqu'ils ont peu de surface. Pour finir, nous intégrons les quantités de travail familial et salarié fournies dans chaque exploitation mesurées en heures totales travaillées par an.

Deux outputs indésirables associés à la production laitière ont été explicitement retenus dans la technologie de production : les GES et les EA. La méthodologie PLANETE (Pour L'ANalyse Energétique de l'Exploitation ; Bochu et al. [2010]) a permis de réaliser des bilans énergétiques pour chacun des 51 éleveurs. Cette approche, qui quantifie les flux de consommation et de production d'énergie d'une exploitation, convertit l'ensemble des composantes de l'outil de production en MJ (Méga Joule) grâce à des coefficients énergétiques. Cette méthodologie permet de synthétiser différents indicateurs d'efficacité énergétique de l'exploitation mais aussi de quantifier les émissions de GES (CO₂ : gaz carbonique, CH₄ : méthane et NO₂ : protoxyde d'azote) en équivalent CO₂, grâce au PRG (Potentiel de Réchauffement Global) de chacun des gaz considérés (respectivement 1, 21 et 310). Les données récoltées ont également permis d'établir des bilans azotés qui quantifient l'ensemble des rentrées et des sorties d'azote de l'exploitation liées à l'activité d'élevage. Ces bilans azotés sont des bilans apparents : ils ne tiennent pas compte de l'azote fixé dans le sol, perdu par lixiviation ou par émission gazeuse, du fait de la forte incertitude sur ces données. Le bilan permet de calculer l'excédent azoté (EA) qui correspond à la partie d'azote qui n'a pas été valorisée par l'élevage et qui constitue donc une source directe de pollution (lorsqu'il atteint des valeurs importantes). Les GES et les EA ont été choisis dans cette étude comme les indicateurs environnementaux les plus appropriés car ils sont classiquement utilisés dans la littérature et permettront de comparer la situation de La Réunion à d'autres contextes géographiques.

L'ensemble des variables utilisées dans notre analyse sont présentées dans le tableau 1 ci-dessous :

Tableau 5 : Analyse descriptive des variables retenues

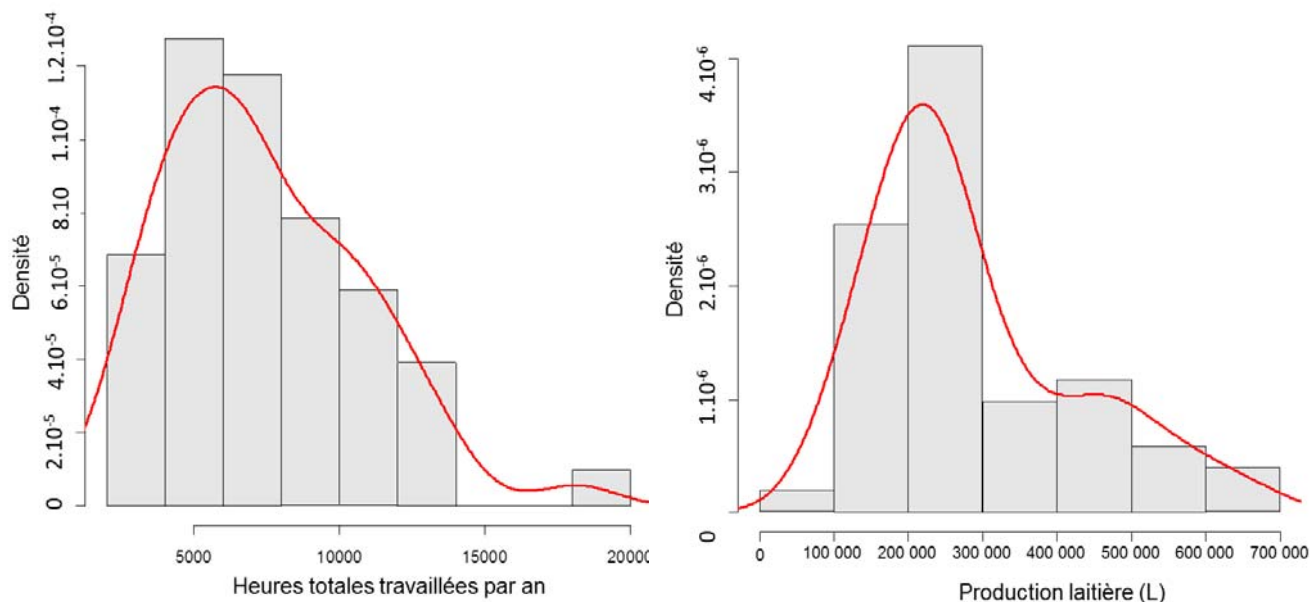
Input (x) / Output (y)	Unité/précision	Moyenne	Médiane	Ecart-Type	Min	Max
Production laitière (PL) : y^g	Tonne de litres de lait	285,8	236,48	140,5	83,7	669,4
Excédent d'Azote (EA) : y^{b1}	Tonne d'azote	6,2	5,0	3,7	1,4	21,8
Gaz à Effet de Serre (GES) : y^{b2}	Tonne de gaz	488,4	395,0	244,1	148,6	1149,6
Unité Gros Bovin (UGB) : x^{v1}	Nombre d'UGB	61,4	52,2	26,3	27	131
Charges alimentaires (CHA) : x^{v2}	Tonne de MS d'aliments	231,9	213,4	114,1	69,19	525,1
Heures Totales Travaillées (HTT) : x^{v3}	Heures travaillées par an	7414,8	6917,5	3398,2	2190	18158
Surface Agricole Utile (SAU) : x^f	Hectare	22,2	17,96	16,0	3	72

Le tableau 1 fait ressortir la forte hétérogénéité des éleveurs qui constituent notre échantillon. En effet, celui-ci étant constitué de systèmes plus ou moins intensifs, on retrouve les principales caractéristiques des différents modes de production, respectivement de grande surface (plus de 70 Ha) avec peu de charges alimentaires (moins de 70 Tonnes), et de petites exploitations (3 hectares) ayant recours à davantage d'aliments concentrés et d'achats de fourrage (plus de 500 tonnes par an). La forte variabilité de la production laitière démontre également les différences de stratégies des éleveurs dans la gestion de leurs outils de production. En effet, certains préfèrent parfois développer des activités secondaires (agricoles ou extra-agricoles) pour compléter le revenu laitier, plutôt que d'agrandir leur capacité de production (production maximale observée de 669 tonnes de lait par an). Si les moyennes observées pour les indicateurs environnementaux sont difficilement interprétables sans comparaison à d'autres situations d'élevage dans le monde, le tableau 1 permet toutefois de constater de grandes disparités dans les quantités de gaz à effet de serre et d'excédents azotés (le maximum d'émission azotée est plus de 15 fois supérieur aux émissions minimales observées).

La dispersion de l'échantillon que l'on observe sur la figure 1 montre que les variables considérées ne suivent pas précisément une répartition normale. La dispersion de la variable concernant les heures totales travaillées par an permet également d'identifier un groupe d'individu ayant un recours très important au travail. Ces répartitions soulignent encore une fois l'hétérogénéité de systèmes de productions laitiers réunionnais. Cette forte hétérogénéité des élevages fait bien apparaître la nécessité d'une analyse par optimisation. En effet, nous verrons dans la prochaine section que l'analyse de ces données par les fonctions-distance directionnelles permet d'identifier les caractéristiques optimales pour les processus de production évalués ainsi que leurs marges de progression potentielles.

Figure 5

Exploration de la dispersion de l'échantillon, exemple de la main d'œuvre (à gauche) et de la production laitière (à droite)



3.2. Scores d'inefficacité et marges de progression potentielles

Les différentes marges de progression potentielles en termes de production ou de réduction de pollution selon les deux visions proposées sont exposées dans le tableau 2 ci-dessous :

Tableau 2 : Marges de progression potentielle selon les objectifs retenus

Objectif	Production laitière	Emissions, Excédents		Inputs variables		
		GES	EA	CHA	UGB	HTT
Productiviste	53,70%			53,70%	53,70%	53,70%
Environnementaliste		-45,57%	-45,57%			

Nous rappelons que dans le cas de la vision productiviste, l'objectif est d'atteindre la production laitière maximale en permettant une augmentation des inputs variables (CHA, UGB et HTT). La direction de projection joue donc à la fois sur les dimensions des inputs variables et de l'output désiré. En ce qui concerne la vision environnementaliste, la direction ne concerne que la minimisation des outputs indésirables. Dans ce contexte, le tableau 2 met en exergue les hypothèses réalisées pour définir chacune des visions et permet de comparer leurs incidences respectives sur la production laitière, les facteurs environnementaux et le niveau des dotations factorielles. On peut noter par exemple que le scénario productiviste permet une augmentation simultanée de la production et des facteurs variables de 54% à dotation foncière constante et sans préjudice supplémentaire à l'environnement. Le choix

d'une mesure radiale (identique sur la production et les inputs variables) permet une interprétation immédiate de ce résultat. Quels que soient les prix du lait et des inputs variables, le profit sectoriel peut augmenter à hauteur de 54% de la marge sectorielle sur coûts variables. A contrario, dans le cas de la vision environnementaliste, les facteurs de pollution pourraient se réduire de 46% sans pour autant diminuer ni le niveau de la production laitière réunionnaise ni le profit sectoriel.

Les scores importants observés ici soulèvent la question de la robustesse de nos résultats. En effet, il est bien connu que la méthode DEA fournit des estimateurs de maximum de vraisemblance dont les taux de convergence sont relativement lents et dépendants du nombre de dimension retenues dans la technologie et de la taille de l'échantillon. Pour régler ce problème de « curse of dimensionality », Simar et Wilson [2008] proposent l'agrégation des inputs et des outputs en un seul input et un seul output. Cette solution « statistique » ne nous apparaît pas très judicieuse dans le cadre des systèmes laitiers car les différentes stratégies mises en œuvre par les éleveurs dans la gestion de leurs outils de production peuvent entraîner des choix de mix d'inputs et/ou d'outputs différents.

Pour tester la robustesse des scores, Simar et Wilson [2008] suggère la technique du bootstrap qui définit des intervalles de confiance des scores DEA. Leur approche se situe dans le cas standard d'une technologie individuelle qui répond à l'axiomatique de Shephard (Färe et Primont, [1995]). Elle n'est malheureusement pas applicable dans le cas de notre modèle. Premièrement, nous choisissons une technologie sectorielle qui est l'agrégation des technologies individuelles et deuxièmement, nous intégrons des outputs indésirables par le biais des coefficients d'abattement avec l'hypothèse de la faible disposition des outputs indésirables. Dès lors, le processus de génération des données n'est pas connu dans notre cas et nous ne pouvons pas appliquer la procédure de Simar et Wilson. A notre connaissance, la littérature statistique ne propose aucune solution sur ces approches plus spécifiques. Ceci implique que nous ne pouvons mener une inférence statistique sur nos résultats et, en particulier, produire des intervalles de confiance sur les scores d'efficacité. Nous avons cependant confiance dans nos estimations car notre jeu de données concentre environ 60% de la production laitière réunionnaise et repose sur une typologie très fine menée par les experts agronomes du CIRAD de La Réunion. En ce sens, elle représente bien les différents systèmes de production présents dans l'île et garantit l'absence de données aberrantes dans l'échantillon pouvant affecter la robustesse des résultats (Coelli et al. [2005]).

3.3. Analyse des ratios et comparaison aux données disponibles

Afin de pouvoir comparer la situation réunionnaise avec d'autres systèmes de production, il est nécessaire de calculer des ratios en se basant sur ceux communément utilisés dans l'évaluation de l'impact environnemental des productions animales. Nous avons choisi ici d'utiliser la quantité de gaz à effet de serre émise (en kg d'équivalent CO₂) par litre de lait (GES/L) et la quantité d'azote excédentaire sur l'exploitation (en Kg d'azote) par litre de lait (EA/L). Le tableau 3 met en évidence la forte hétérogénéité des exploitations laitières à La Réunion au regard de ces deux ratios.

Tableau 3 : Disparités des ratios de GES/L et de EA/L.

	GES/L	EA/L
25% les moins émettrices de GES et d'EA	1,24	0,014
50% avec des niveaux intermédiaires	1,74	0,021
25% les plus émettrices de GES et d'EA	2,34	0,032
Moyenne	1.77	0,022

Au-delà de ce constat de la disparité par quartile d'émission et d'excédent, il convient d'exprimer des résultats à l'échelle globale afin de saisir au mieux l'influence de chacun des scénarios sur l'évolution des indices environnementaux à La Réunion. A cet effet, nous avons illustré dans le tableau 4 les valeurs moyennes optimales observées pour chaque vision et les bénéfiques qu'apporterait une réallocation des ressources et une réduction de l'inefficacité. Ainsi et conformément aux résultats du tableau 2, on constate une baisse significative des deux indicateurs de pollution pour chaque scénario (productiviste et environnementaliste).

Tableau 4 : Marge de réduction des ratios environnementaux

Objectif	GES/L		EA/L	
	Actuel	Optimal	Actuel	Optimal
productiviste		1.11		0.014
environnementaliste	1,77	0.93	0.022	0,012

Avec ces ratios observés et optimaux, il est intéressant de situer les exploitations laitières réunionnaises par rapport à d'autres systèmes d'élevage dans le monde et en métropole. On peut voir, par exemple sur la figure 1, les émissions de GES des exploitations réunionnaises, observées et optimales, juxtaposées aux données du référentiel PLANETE 2010 (Bochut J-L et al. [2010]) basé sur 408 exploitations « bovins lait strict » de la métropole. On constate que les exploitations de La Réunion émettent légèrement plus de GES que la moyenne observée en métropole. La réduction d'inefficacité en fonction des deux visions distinguées permettrait de passer en dessous de cette moyenne mais ne permettrait pas d'atteindre les niveaux les plus bas observés en métropole (0.8 Kg eq. CO₂ / L).

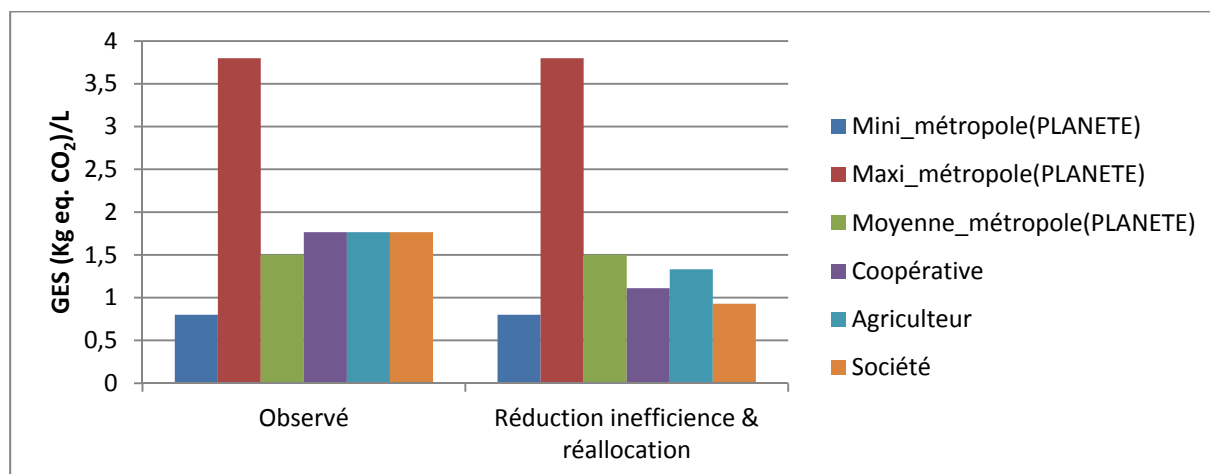
Concernant l'excédent azoté, il est plus difficile de trouver des données internationales. Nous comparons nos données à celle issues du projet « Green Dairy »⁹ et de l'étude de A. Le Gall (Le Gall et al. [2003])¹⁰. Afin de pouvoir comparer nos résultats avec les résultats de la littérature précédemment citée, l'excédent azoté est ici rapporté par ha de SAU. La figure 2 met en évidence des taux d'excédents azotés plus élevés que les moyennes observées en métropole et en Europe. Les niveaux d'excédents azotés à La Réunion restent néanmoins moins élevés que les niveaux européens les plus importants (Portugal, 500 Kg N/Ha, Chambaut [2007]).

⁹ Projet Européen interrégional réunissant 50 chercheurs et techniciens et 150 éleveurs de l'ensemble des pays européens de la zone atlantique pour une durée de 3 ans.

¹⁰ Bilan azoté de 216 exploitations laitières françaises.

Figure 6

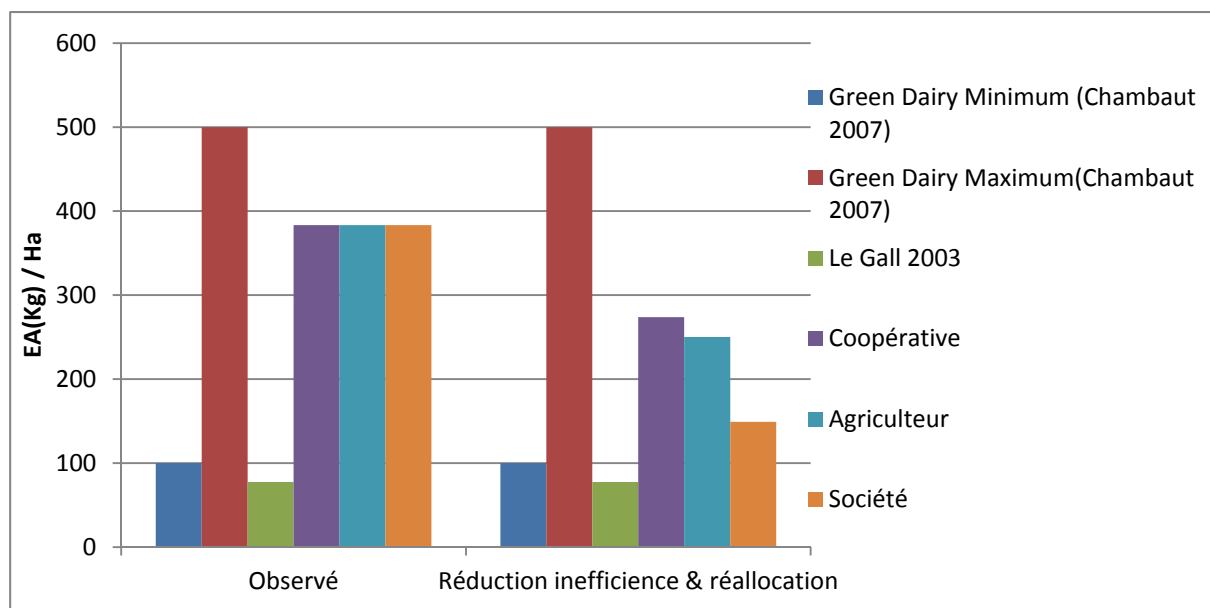
Niveau de GES/ L à La Réunion et comparaison aux données existantes



Données illustrées : Bochut J-L et al., 2010

Figure 7

Niveau d'EA/Ha à La Réunion et comparaison aux données existantes



Données illustrées : La Gall, 2003 ; Chambaud, 2007

4. Discussion

L'analyse des résultats met en évidence les marges d'amélioration éco-environnementale du secteur laitier réunionnais en considérant différentes voies possibles de réduction de l'inefficience de la filière laitière réunionnaise. Avec une progression potentielle de la production de 54%, le point de vue productiviste est évidemment celui qui permet

d'envisager les plus grandes augmentations en quantité et en profit des éleveurs. Ce résultat provient essentiellement du choix de la double direction (sur les inputs variables et sur la production laitière) retenue dans le modèle. Elle permet d'augmenter les capacités de production de l'ensemble du secteur laitier à rejets de pollution constants et améliore ainsi les indicateurs environnementaux en termes de ratios de GES/litre et d'EA/litre. Néanmoins, ces résultats s'accompagnent d'une augmentation de la charge alimentaire, du cheptel et du travail du même ordre de grandeur que la production. Dans un contexte réunionnais où les éleveurs rencontrent déjà de nombreuses difficultés pour couvrir leurs charges (surtout la charge alimentaire), on peut s'interroger sur une réelle implication de leur part dans la mise en œuvre d'un tel scénario. Dans le cas de la vision environnementaliste, on constate que les seules marges d'amélioration ne concernent que les indicateurs environnementaux. Ceci s'explique par le choix d'une seule direction visant à réduire les outputs indésirables. Dans ce scénario, les deux indicateurs environnementaux s'améliorent de 46% en cas de réduction des inefficiences environnementales tout en maintenant la production inchangée. L'analyse des inefficiences fait donc apparaître clairement les conséquences des différentes hypothèses réalisées pour chaque objectif mais ne permet pas d'identifier clairement le scénario idéal pour allier une production laitière suffisante et des indices environnementaux optimaux. En effet, une des conclusions de cette analyse est que les ratios d'émission et d'excédents obtenus dans le scénario productiviste s'avèrent être sensiblement identiques à ceux issus de l'approche environnementaliste. Les GES et EA étant rapportés au litre de lait, la maximisation de la production réduit « mécaniquement » les ratios (baisse EA et GES par litre de lait) et simultanément la minimisation des quantités de GES et d'EA aboutit à une diminution de ces indicateurs dans le même ordre de grandeur.

La comparaison des émissions de GES avec les données présentes dans le référentiel PLANETE démontre qu'en réduisant leurs inefficacités et en réallouant leurs ressources, les exploitations laitières réunionnaises pourraient émettre moins de GES que les moyennes observées en métropole. On comprend bien que l'intensification importante des systèmes d'élevages réunionnais a permis de les rapprocher des modes de production européens identifiés comme les systèmes les moins polluants par la FAO.

L'analyse des données relatives aux excédents d'azote se révèle plus délicate. En effet, il n'est pas aisé d'identifier des études comparables dans l'hémisphère sud. Quant aux données européennes, il est difficile de pouvoir s'en rapprocher tant les méthodologies employées diffèrent. En effet, ces travaux distinguent le plus souvent différents types d'élevages laitiers (avec cultures, sans cultures, avec élevage porcin...) et il est très délicat de choisir un résultat comme référence. De plus, les calculs des indicateurs européens diffèrent avec notamment la prise en compte de la fixation azotée par les légumineuses cultivées sur l'exploitation, les taux de lessivages des sols, ou encore la proportion d'azote évaporée lors de son stockage ou de l'épandage. On constate néanmoins que l'excédent azoté est plus élevé à La Réunion que les valeurs moyennes observées dans l'hémisphère Nord tout en se situant sous les niveaux élevés recensés au Portugal (Chambaut [2007]). Ce résultat s'explique en grande partie par des surfaces assez faibles allouées à l'élevage à La Réunion et par voie de conséquence à des niveaux d'UGB par hectare relativement élevés.

Il est important de rappeler ici que ces niveaux optimaux identifiés pour ces indicateurs environnementaux supposent une réallocation des ressources entre les fermes pour que chacune mette en œuvre le plan de production jugé optimal pour le secteur. En effet, cette réallocation des ressources entraîne des marges de progression peu communes dans les analyses de productivité (ici, plus de 45% d'amélioration potentielle).

5. Conclusion

Notre étude a mis en évidence les incidences de deux visions différentes de la gestion de l'éco-efficience de la production laitière à La Réunion. Des marges de progression peuvent d'ores et déjà être explorées par une meilleure utilisation des systèmes de production déjà en place mais aussi par une augmentation et une réallocation des dotations factorielles comme le travail, l'alimentation et le cheptel si l'on privilégie l'approche productiviste. Cependant, l'augmentation correspondante des charges et des investissements ne pourra se faire sans un accompagnement technique et économique des structures locales. En termes de ratios environnementaux, l'analyse fait apparaître des convergences de résultats entre les approches productiviste et environnementaliste. Ceci s'explique par le fait que le premier maintient les GES et l'EA au niveau actuel tout en augmentant la production laitière tandis que le deuxième réduit considérablement les externalités non souhaitées (EA et GES) mais à production inchangée. Ainsi, une recommandation en termes de politique publique serait de définir à l'échelle sectorielle des niveaux d'émissions ou de production en quantités absolues (plutôt que des ratios au niveau individuel) afin de mieux cibler les niveaux de pollution et/ou de production à La Réunion. En fixant des objectifs à la fois environnementaux et productifs, à l'échelle du territoire, on pourra alors mieux appréhender la notion d'éco-efficience du secteur laitier sur l'île de La Réunion.

Les niveaux d'excédents azotés sont sensiblement supérieurs aux niveaux observés en métropole mais les comparaisons ne sont pas toujours pertinentes tant le panel des méthodologies employées est large. La poursuite de ce type d'étude en zone tropicale permettra sans nul doute d'affiner la quantification des flux azotés en élevage laitiers. En effet, la nature des sols, la température, l'humidité, sont autant de facteurs qui peuvent expliquer des différences majeures dans les processus d'évaporation, de lessivage ou de fixation de l'azote par les légumineuses. Les niveaux de gaz à effet de serre apparaissent proches de ceux observés en métropole et des plus faibles recensés par la FAO.

A l'heure où La Réunion se fixe l'objectif à l'horizon 2030 « d'intégrer toutes les innovations environnementales » (programme GERRI), le positionnement sectoriel de notre analyse peut aider les décideurs locaux à identifier des compromis entre une activité de production locale (diminuer la dépendance vis-à-vis des importations, maintenir ou favoriser l'emploi, attraits touristiques, développement des Hauts ...) et les externalités associées à cette production.

Remerciements

Les auteurs remercient l'ensemble des partenaires locaux (Sicalait, CER France, Urcoopa, Proval-Sanders, Chambre d'agriculture, ARP) et bien sur les éleveurs réunionnais, sans qui cette étude n'aurait pas pu être réalisée. Ces recherches ont été financées par le projet ANR-EPAD : « Efficience Environnementale et Productions animales pour le développement durable ».

BIBLIOGRAPHIE

ALARY V., MESSAD S., TACHE C., TILLARD E. [2002], Approche de la diversité des systèmes d'élevage laitiers à la Réunion. *Revue Elev. Med. Vét. Pays trop.*, 55 (4) : 285-297.

BAUMOL W.J., OATES W. [1988], *Theory of Environmental Policy*, second edition, Cambridge university Press.

BOCHU J-L., BORDET A-C., METAYER N., TREVISOL A. [2010], *Références PLANETE 2010*. Toulouse : SOLAGRO.

BRIEC W., DERVAUX B., LELEU H. [2003], « Aggregation of Directional Distance Functions and Industrial Efficiency », *Journal of Economics*, 79 (3), p. 237-261.

CHAMBAUT H., RAISON C., LE GALL A., PFLIMLIN A. [2007], « Flux d'azote dans les fermes laitières intensives de l'Espace Atlantique Ouest européen : diagnostic des niveaux de pertes d'azote vers l'eau et l'air (projet Green Dairy) », 14ème journées des Rencontres Recherches Ruminants (3R).

CHAMBERS R.G., CHUNG, Y., FARE, R. [1998], « Profit, directional distance functions, and Nerlovian efficiency », *Journal of Optimization Theory and Applications*, 98, p. 351-364.

CHUNG Y. H., FARE R., GROSSKOPF S. [1997], « Productivity and Undesirable Outputs: A Directional Distance Function Approach », *Journal of Environmental Management*, 51, p. 229-240.

COELLI T.J., PRASADA RAO D.S., O'DONELL C.J., BATTESE G.E. [2005], *An introduction to efficiency and productivity analysis*, second edition, Springer edition.

COOPER W.W., SEIFORD L.M., TONE K. [2005], « Introduction to Data Envelopment Analysis and Its Uses: With DEA-Solver Software and References », Springer.

COOPER W.W., SEIFORD L.M., TONE K. [2006], « Data Envelopment Analysis: A Comprehensive Text With Models, Applications, References and DEA-solver Software », Springer-Verlag.

DERVAUX B., KERSTENS K., LELEU H. [1999], « Rationalisation de l'offre de soins en chirurgie. Réduction des surcapacités et réallocation sectorielle », *Revue Economique*, 50(3), p. 645-655.

FAO [2006], *Livestock's long shadow: environmental issues and options*, Rome: Food and Agricultural Organization of the United Nations.

FAO [2010], *Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector. A Life Cycle Assessment*, Food and Agriculture Organization of the United Nations.

FARE R., GROSSKOPF S., TYTECA D. [1996], « An activity analysis model of the environmental performance of firms--application to fossil-fuel-fired electric utilities », *Ecological Economics*, 18(2), p. 161-175.

FARE R., PRIMONT, D., [1995], Multi-output production and duality: theory and applications. Kluwer academic Publishers.

FRIED H.O., KNOX LOVELL C.A., SCHMIDT S.S. [2008], « The Measurement of Productive Efficiency and Productivity Growth », Oxford University Press.

KUOSMANEN T. [2005], « Weak disposability in nonparametric productivity analysis with undesirable outputs », *American Journal of Agricultural Economics*, 87, p. 1077-82.

KUOSMANEN T., PODINOVSKI V.V. [2009], « Weak disposability in nonparametric production Analysis; reply to Färe and Grosskopf », *American Journal of Agricultural Economic*, 91(2), p. 539-45.

LE GALL A., VERTES F., PFLIMLIN A., CHAMBAUT H., DELABY L., DURAND P., VAN DER WERF H., TURPIN N., BRAS A. [2003], Actes du workshop "Nutrient Management on farm scale".

LELEU H., BRIEC W. [2009], « A DEA estimation of a lower bound for firms' allocative efficiency without information on price data », *International Journal of Production Economics*, 121, p. 203-211.

LI S.K. [1995], « Relations between convexity and homogeneity in multi-output technologies », *Journal of Mathematical Economics*, 21, p. 311-318.

PAYET E. [2010], « Evaluation de l'efficacité technique, économique et environnementale des productions laitières de La Réunion », Master 2 AQO et APE, Faculté d'Economie de La Réunion.

PODINOVSKI V.V., KUOSMANEN T. [2011], « Modelling weak disposability in data envelopment analysis under relaxed convexity assumptions », *European Journal of Operational Research*, 211, p. 577-585.

SIMAR L., WILSON P.W. [2008], Statistical inference in nonparametric frontier models: recent developments and perspectives, In: The measurement of productive efficiency and productivity growth, Oxford university press.

TYTECA D. [1996], « On the Measurement of the Environmental Performance of Firms - A Literature Review and a Productive Efficiency Perspective », *Journal of Environmental Management*, 46(3), p. 281-308.

VIGNE M. [2007], Evaluation du Bilan Energétique des exploitations Bovines Laitières de la Réunion. Master2 Biologie Géosciences Agroressources et Environnement. Spécialité Productions Animales en régions chaudes.

CHAPITRE II : Evaluation économique des externalités environnementales des productions animales : L’apport des méthodes des frontières d’efficience

“Measure what is measurable, and make measurable what is not so.”

Galileo Galilei

“Agriculture has multiple impacts, both positive and negative, on natural resources. In addition to producing food, fibre and fuel, the sector also produces a wide range of non-marketed outputs – externalities that result in broader costs and benefits to society that cannot be captured by farmers themselves.”

FAO – The state of food and agriculture in 2012

1 D'un raisonnement sur les quantités (primal) à une interprétation économique (dual)

Tout comme pour le premier chapitre, nous développerons dans cette première partie du second chapitre les éléments théoriques mobilisés dans l'article III. Nous nous focaliserons ici sur les concepts de dualité Lagrangienne et sur les transformations mathématiques qui permettent de passer d'une interprétation en termes de quantités grâce aux modèles primaux (chapitre 1) à une interprétation économique de ces quantités grâce aux modèles duaux. Nous montrerons également comment l'exploration des modèles duaux met en évidence les difficultés soulevées par l'introduction des outputs indésirables. Enfin, l'article III illustrera ces réflexions théoriques par l'évaluation économique d'externalités négatives non-monétaires dans le contexte des productions animales.

1.1 Programmation linéaire et dualité Lagrangienne

Comme nous l'avons vu dans le premier chapitre de ce document, l'analyse de l'efficience à travers les méthodes de frontière consiste à identifier le point de la frontière qui permet de maximiser (minimiser) la quantité d'outputs (d'inputs) d'une firme. D'un point de vue mathématique, on comprend que l'on se situe ici dans le cas de la recherche de points stationnaires (minimum ou maximum de la frontière efficiente) d'une fonction dérivable à plusieurs variables, sous différentes contraintes (minimisation des inputs et des outputs indésirables et maximisation des outputs). Les outils mathématiques les plus souvent mobilisés pour ce type d'analyse sont les multiplicateurs lagrangiens, qui permettent de déterminer la solution à un système d'équation. Les multiplicateurs Lagrangien et plus globalement la notion de Lagrangien sont des notions primordiales pour comprendre le lien entre primal et dual, et un exemple basique emprunté à Geoff Gordon (n.d.) l'illustre parfaitement. Il développe un exemple basique où l'on tente de minimiser la fonction suivante :

$$x^2 + y^2 + z^2 \quad (21)$$

Sous les contraintes :

$$\begin{aligned} x + y - 2 &= 0 \\ x + z - 2 &= 0 \end{aligned} \quad (22)$$

Pour résoudre le problème, il écrit alors le Lagrangien suivant :

$$L(x, y, z, p, q) = x^2 + y^2 + z^2 + p(x + y - 2) + q(x + z - 2) \quad (23)$$

La résolution de cette équation de Lagrange passe alors par la résolution des conditions de Kuhn-Tucker, également appelée conditions de premier ordre et de second ordre. Les conditions de premier ordre sont les conditions nécessaires que doivent satisfaire un extremum s'il existe. Dans notre cas, il s'agit simplement de trouver les variables x , y et z pour lesquelles les dérivées partielles seront toutes nulles.

$$\begin{aligned} \frac{dL}{dx} &= 2x + p + q = 0 \\ \frac{dL}{dy} &= 2y + p = 0 \\ \frac{dL}{dz} &= 2z + q = 0 \\ \frac{dL}{dp} &= x + y - 2 = 0 \\ \frac{dL}{dq} &= x + z - 2 = 0 \end{aligned} \quad (24)$$

Ainsi, on a réussi à formuler le problème initial par un système de 5 équations à 5 inconnues que nous pouvons résoudre sans difficultés particulières (ici, on obtient $(x ; y ; z ; p ; q) = (4/3 ; 2/3 ; 2/3 ; -4/3 ; -4/3)$) et donc, on peut affirmer que le point de coordonnées $(4/3 ; 2/3 ; 2/3)$ est un extremum local. Afin d'être certain que la solution identifiée est un minimum globale, il faut s'intéresser à la condition de second ordre qui consiste à s'assurer (dans le cas d'une minimisation) que les dérivées partielles secondes sont toutes positives ou nulles, pour tout x . Ici, on a :

$$\begin{aligned} \frac{dL}{dx^2} &= 2 \\ \frac{dL}{dy^2} &= 2 \\ \frac{dL}{dz^2} &= 2 \\ \frac{dL}{dp^2} &= 0 \\ \frac{dL}{dq^2} &= 0 \end{aligned} \quad (25)$$

On peut donc affirmer que les dérivées secondes partielles sont positives ou nulles quelles que soient les valeurs envisageables de x , y , z , p et q . Ainsi, le point de coordonnées $(4/3 ; 2/3 ; 2/3)$ est bien un minimum global de la fonction décrite en (19) sous les contraintes exposées en (20).

Cet exemple simpliste d'optimisation linéaire et du Lagrangien montre que la résolution du problème exposé passe par l'ajout de 2 variables (ici p et q) dans l'équation (23). Bien que cela puisse paraître anodin et simplement lié à la nécessité de réduire le problème à un système d'équations résoluble, ces variables jouent un rôle central dans la compréhension de ce second chapitre axé sur l'interprétation des modèles duaux et l'évaluation des prix implicites des externalités négatives des productions animales. En effet, ces variables « ajoutées », appelées variables duales, sont en réalité des multiplicateurs de Lagrange et sont au cœur de la dualité lagrangienne.

Pour généraliser le problème particulier traité et comprendre un peu plus en profondeur comment ces multiplicateurs sont un élément clé de la dualité lagrangienne, généralisons les problèmes d'optimisation et l'utilisation du Lagrangien. Considérons un problème d'optimisation classique où l'on cherche à minimiser une fonction $f(x)$ sous contrainte de deux autres fonctions $g(x)$ et $h(x)$ (Rondepierre et Weiss, 2012).

$$\begin{aligned} \min_x f(x) \\ g_j(x) \leq 0, j = 1, \dots, J \\ h_i(x) = 0, i = 1, \dots, P \end{aligned} \quad (26)$$

Le Lagrangien associé à la résolution de ce problème est défini comme :

$$L(x, \lambda, \mu) = f(x) + \sum_i \lambda_i h_i(x) + \sum_j \mu_j g_j(x) \quad (27)$$

Où λ et μ sont les multiplicateurs Lagrangiens de dimensions $(\lambda_1, \dots, \lambda_P)$ et (μ_1, \dots, μ_J) .

Il faut noter que l'application du Lagrangien ne peut se faire qu'après s'être assuré que de nombreuses conditions soient réunies, notamment la concavité et/ou la convexité des fonctions considérées. Mais dans le cas d'un programme linéaire, ces dernières sont naturellement réunies car rappelons le, une fonction linéaire est à la fois concave et convexe.

L'équation (27) permet d'introduire la notion de dualité lagrangienne. En effet, on voit que l'utilisation du Lagrangien entraîne l'addition de deux variables λ et μ spécifiques à chaque ensemble de contraintes du programme linéaire (les multiplicateurs de Lagrange). Néanmoins, l'équation fait également intervenir la variable x , qui est le point qui minimise la fonction f en respectant les contraintes du programme. Ainsi, à partir de cette équation, deux « voies » d'interprétation s'ouvrent :

- Les approches primales vont se focaliser sur la détermination de x , et plus globalement sur la détermination des extremums liés au programme linéaire. Ces approches ont une interprétation en termes géométriques car les solutions correspondent à des intersections d'hyper-plans (qui constituent la frontière efficiente dans le cas de la méthode DEA).
- Les approches duales vont se focaliser sur la détermination de la valeur des multiplicateurs lagrangiens. Bien qu'ils soient une étape pour résoudre le

problème primal, ces multiplicateurs sont aussi des variables très intéressantes pour interpréter économiquement un programme linéaire. Ces derniers pondèrent en effet chaque ensemble de contraintes dans le modèle. Ces pondérations des inputs, outputs, et outputs indésirables donnent une interprétation en termes de prix pour les outputs et les inputs. Ces prix « implicites » sont en fait les revenus marginaux des outputs et les productivités marginales des inputs.

Une autre manière de percevoir l'équivalence entre modèle primal et modèle dual est d'exprimer deux modèles basiques sous leurs formes canoniques comme il suit :

$$(P) \begin{cases} \text{Max}_{x \in \mathbb{R}^n} [F(x) = c^T x] \\ \text{s.c. :} \\ Ax \leq b \\ x \geq 0 \end{cases} \quad (P) \begin{cases} \text{Min}_{y \in \mathbb{R}^m} [G(y) = b^T y] \\ \text{s.c. :} \\ A^T y \geq c \\ y \geq 0 \end{cases} \quad (28)$$

Ici, la maximisation de la fonction $F(x)$ est équivalente à la minimisation de la fonction $G(y)$. On constate que les m contraintes d'inégalités du programme primal correspondent aux m contraintes de positivité pour y dans le programme dual. De la même manière, les n contraintes de positivité de x dans le programme primal correspondent aux n contraintes d'inégalité du modèle dual. D'un point de vue plus algébrique, on voit ici que la transposition de la matrice des contraintes A est un élément clé dans la transformation d'un modèle primal en modèle dual.

Voilà vulgarisée en quelques lignes la notion de dualité lagrangienne qui stipule qu'à tout modèle primal correspond un modèle dual avec les mêmes solutions.

L'exemple illustratif et la description d'une équation de Lagrange permettent de percevoir le lien étroit qui lie les modèles primal et dual, et comment le premier se concentre plutôt sur l'optimisation de quantités lorsque le second va se focaliser sur une interprétation économique des multiplicateurs de Lagrange.

1.2 Application de la dualité aux modèles non-paramétriques des frontières d'efficience

Après avoir brièvement montré les bases sur lesquelles reposent la dualité et la transformation d'un modèle primal en un modèle dual (ou l'inverse), nous allons dans cette partie nous focaliser de nouveau sur les modèles des frontières d'efficience. Ici, nous allons développer la transformation d'un programme primal DEA en un programme dual, permettant de comprendre comment les modifications du modèle primal impactent la structure du modèle dual. Pour ce faire, repartons du modèle incluant les outputs indésirables

exposé dans le premier chapitre (équation (19)), mais en ne spécifiant aucune direction pour les inputs.

$$\begin{aligned} \bar{D}(x, y^G, y^B) &= \text{Max}_{\alpha, \lambda, \omega} \alpha \\ \sum_{n \in \mathcal{N}} \lambda_n y_n^g &\geq y_e^g + \alpha d^g, \forall g \in \mathcal{G} && (u_g) \\ \sum_{n \in \mathcal{N}} \lambda_n y_n^b &= y_e^b + \alpha d^b, \forall b \in \mathcal{B} && (v_b) \\ \sum_{n \in \mathcal{N}} (\lambda_n + \omega_n) x_n^i &\leq x_e^i \quad \forall i \in \mathcal{I} && (w_i) \\ \sum_{n \in \mathcal{N}} (\lambda_n + \omega_n) &= 1, \quad \forall n \in \mathcal{N} && (\phi) \\ \lambda_n &\geq 0, \quad \forall n \in \mathcal{N} \\ \omega_n &\geq 0, \quad \forall n \in \mathcal{N} \end{aligned} \tag{29}$$

Dans l'équation (29), on a simplement rajouté à la droite de chaque contrainte ce qui peut être associé à un multiplicateur de Lagrange mais qui est plus précisément ici le prix implicite associé à chaque contrainte. La première étape consiste alors à transcrire ce programme dans sa forme canonique, pour ce faire il faut effectuer les étapes suivantes:

- S'il s'agit d'une fonction de maximisation (minimisation), modifier l'ensemble des contraintes pour qu'elle soit de type inférieur ou égal (supérieures ou égales)
- Les contraintes doivent être formulées de telle sorte que les variables se situent à la gauche de l'inégalité et les paramètres sur la droite.
- Toutes les contraintes doivent être exprimées sous forme d'inégalité

Le programme devient alors :

$$\begin{aligned} \bar{D}(x, y^G, y^B) &= \text{Max}_{\alpha, \lambda, \omega} \alpha \\ -\sum_{n \in \mathcal{N}} \lambda_n y_n^g + \alpha d^g &\leq -y_e^g, \forall g \in \mathcal{G} && (u_g) \\ \sum_{n \in \mathcal{N}} \lambda_n y_n^b - \alpha d^b &\leq y_e^b, \forall b \in \mathcal{B} && (v_b') \\ -\sum_{n \in \mathcal{N}} \lambda_n y_n^b + \alpha d^b &\leq -y_e^b, \forall b \in \mathcal{B} && (v_b'') \\ \sum_{n \in \mathcal{N}} (\lambda_n + \omega_n) x_n^i &\leq x_e^i, \forall i \in \mathcal{I} && (w_i) \\ \sum_{n \in \mathcal{N}} (\lambda_n + \omega_n) &\leq 1, \forall n \in \mathcal{N} && (\phi') \\ -\sum_{n \in \mathcal{N}} (\lambda_n + \omega_n) &\leq -1, \forall n \in \mathcal{N} && (\phi'') \\ \lambda_n &\geq 0, \forall n \in \mathcal{N} \\ \omega_n &\geq 0, \forall n \in \mathcal{N} \end{aligned} \tag{30}$$

On le voit, on peut aisément transformer les égalités en inégalités en les scindant en deux ($a=1 \Leftrightarrow a \leq 1$ et $-a \geq -1$). Si cette opération scinde à ce stade les coûts marginaux associés aux contraintes, nous verrons par la suite qu'un simple changement de variable permet de ne retrouver qu'une seule variable pour chaque prix implicite des inputs, outputs, et outputs indésirables.

La première étape pour construire le modèle dual est de décrire la fonction objectif, il faut alors multiplier chaque membre à droite de l'égalité ou inégalité de l'équation (26) par le prix implicite associé. Ici, on obtient pour la fonction objectif :

$$\text{Min}_{u_g, v_b', v_b'', w_i, \phi', \phi''} (-u_g y_e^g + v_b' y_e^b - v_b'' y_e^b + w_i x_e^i + \phi' - \phi'') \tag{31}$$

Ainsi, on peut factoriser l'équation (31) et effectuer un changement de variable pour la simplifier, et enfin la rendre plus intuitive en distinguant ϕ du reste de l'équation.

$$\underset{u_g, v_b', v_b'', w_i, \phi', \phi''}{Min} \quad (-u_g y_e^g + y_e^b (v_b' - v_b'') + w_i x_e^i + \phi' - \phi'')$$

avec $v_b = -v_b' + v_b''$ et $\phi = \phi' - \phi''$, on a :

$$\underset{u_g, v_b, w_i, \phi}{Min} \quad (-u_g y_e^g - v_b y_e^b + w_i x_e^i + \phi) \quad (32)$$

$$\Leftrightarrow \underset{u_g, v_b, w_i, \phi}{Min} \quad \phi - (u_g y_e^g + v_b y_e^b - w_i x_e^i)$$

Tout d'abord, on constate que l'apparition de nouvelles contraintes nécessaires pour transformer les égalités en inégalités a un impact sur les variables duales associées à ces contraintes en égalité. En effet, ϕ et v_b sont non contraints en signe comme différence de deux termes positifs ($\phi = \phi' - \phi''$ et $v_b = -v_b' + v_b''$). On comprend ici pourquoi une égalité dans une contrainte du modèle primal a pour impact la non-contrainte du prix implicite associé à cette contrainte dans le modèle dual (nécessité de changement de variable sans pouvoir affirmer la positivité ou la négativité de la nouvelle variable). Enfin, la fonction objectif dans sa dernière formulation montre le but du programme dual : identifier un système de prix qui minimise la différence entre ϕ et le revenu de la firme évaluée. Ainsi, ϕ peut être considéré comme le revenu optimal.

Par la suite, pour chaque variable du modèle primal, il s'agit d'identifier le facteur associé à cette variable et de le multiplier par le prix implicite associé pour construire la partie gauche de l'inégalité. Pour la partie droite de l'inégalité, il convient de voir si la dite variable intervient dans la fonction objectif du modèle primal, et si c'est le cas on spécifie dans le dual le coefficient associé à la variable. Enfin, pour déterminer s'il s'agit d'une égalité ou d'une inégalité, il faut s'intéresser à la nature de la variable dans le modèle primal. S'il s'agit d'une variable contrainte, il s'agira d'une inégalité, tandis que si elle est non contrainte ce sera une égalité. Inversement, pour savoir la nature de la contrainte des variables duales, il faut s'intéresser aux égalités et inégalités des équations dans le modèle primal. Les variables duales liées aux inputs et outputs désirables seront contraintes dans le dual (inégalité dans le primal) alors que la variable duale liée aux outputs indésirables sera non contrainte (égalité due à la « weak disposability dans le primal). Ainsi pour la variable λ , on a :

$$\begin{aligned} & -\sum_{n \in \mathbb{N}} u_g y_n^g - \sum_{n \in \mathbb{N}} v_b y_n^b + \sum_{n \in \mathbb{N}} w_i x_n^i + \phi \geq 0 \\ & \Leftrightarrow \sum_{n \in \mathbb{N}} u_g y_n^g + \sum_{n \in \mathbb{N}} v_b y_n^b - \sum_{n \in \mathbb{N}} w_i x_n^i \leq \phi \end{aligned} \quad (33)$$

Pour la variable ω , il vient de la même manière :

$$\begin{aligned} \sum_{n \in \mathcal{N}} w_i x_n^i + \phi &\geq 0 \\ \Leftrightarrow -\sum_{n \in \mathcal{N}} w_i x_n^i &\leq \phi \end{aligned} \quad (34)$$

Et enfin pour la variable α :

$$\sum_{n \in \mathcal{N}} u_g d^g + \sum_{n \in \mathcal{N}} v_b d^b = 1 \quad (35)$$

Ainsi, le modèle dual correspondant au modèle primal exposé en (27) est :

$$\begin{aligned} \underset{u_g, v_b, w_i, \phi}{\text{Min}} \quad & \phi - (u_g y_e^g + v_b y_e^b - w_i x_e^i) \\ \sum_{n \in \mathcal{N}} u_g y_n^g + \sum_{n \in \mathcal{N}} v_b y_n^b - \sum_{n \in \mathcal{N}} w_i x_n^i &\leq \phi, \forall n \in \mathcal{N} \quad (\lambda) \\ -\sum_{n \in \mathcal{N}} w_i x_n^i &\leq \phi, \forall n \in \mathcal{N} \quad (\omega) \\ \sum_{n \in \mathcal{N}} u_g d^g + \sum_{n \in \mathcal{N}} v_b d^b &= 1 \quad (\alpha) \\ u_g &\geq 0, \forall g \in \mathcal{G} \\ w_i &\geq 0, \forall i \in \mathcal{I} \end{aligned} \quad (36)$$

Cette transformation d'un modèle primal en un modèle dual, permet de comprendre les équivalences entre les modèles exposés dans le papier présenté ultérieurement dans ce chapitre. Plus encore, la compréhension des concepts de dualité lagrangienne et de coûts marginaux permettent de comprendre les outils théoriques sur lesquels s'appuient notre évaluation des externalités négatives des productions animales, ici les émissions de GHG et l'excédent azoté. Dans la prochaine partie, nous allons focaliser notre attention sur le signe du prix implicite associé aux outputs indésirables. L'application stricte de la dualité associe un prix non contraint à ces derniers, ce qui interroge d'un point de vue économique si on considère la nature indésirable de ces outputs comme un coût. Dans cette éventualité, leurs prix devraient être négatifs ou nuls.

2 Enjeux méthodologiques autour de l'introduction des outputs indésirables et des coûts marginaux associés

Dans le premier chapitre de cette thèse, nous avons vu que Färe et al. (1989) imposaient la « weak disposability » des outputs indésirables en introduisant une égalité sur la contrainte des outputs indésirables. Or, ce second chapitre, axé cette fois-ci sur les modèles duaux et leur lien avec les modèles primaux, nous a montré que cette égalité impliquait un prix implicite de ces outputs indésirables non contraint. En d'autres termes, s'il est usuel de considérer que les outputs indésirables amènent des coûts supplémentaires ($v_b \leq 0$), les programmes précédents permettent également une possible valorisation de ces outputs joints ($v_b \geq 0$). Ces outputs particuliers peuvent alors constituer une source de revenu supplémentaire, et deviennent *de facto* des outputs désirés (par exemple, en introduisant l'excédent azoté dans un modèle, un prix implicite négatif s'interprète comme la non-désirabilité de cet output considéré alors comme polluant, tandis qu'un prix implicite positif traduit une valorisation de cet output *via* la fertilisation organique de parcelles). A quoi bon mener de nombreux débats théoriques sur l'intégration des outputs indésirables dans les modèles DEA, si par le truchement du choix d'une égalité ou d'une inégalité dans les modèles de programmation linéaire ces derniers s'avèrent finalement valorisables par le producteur comme des outputs classiques ? Cette notion capitale n'apparaît pas de manière évidente dans le modèle dual, sinon par le manque d'une contrainte de positivité sur le prix implicite, et la figure 6 explicite plus clairement la nature ambivalente de ces externalités.

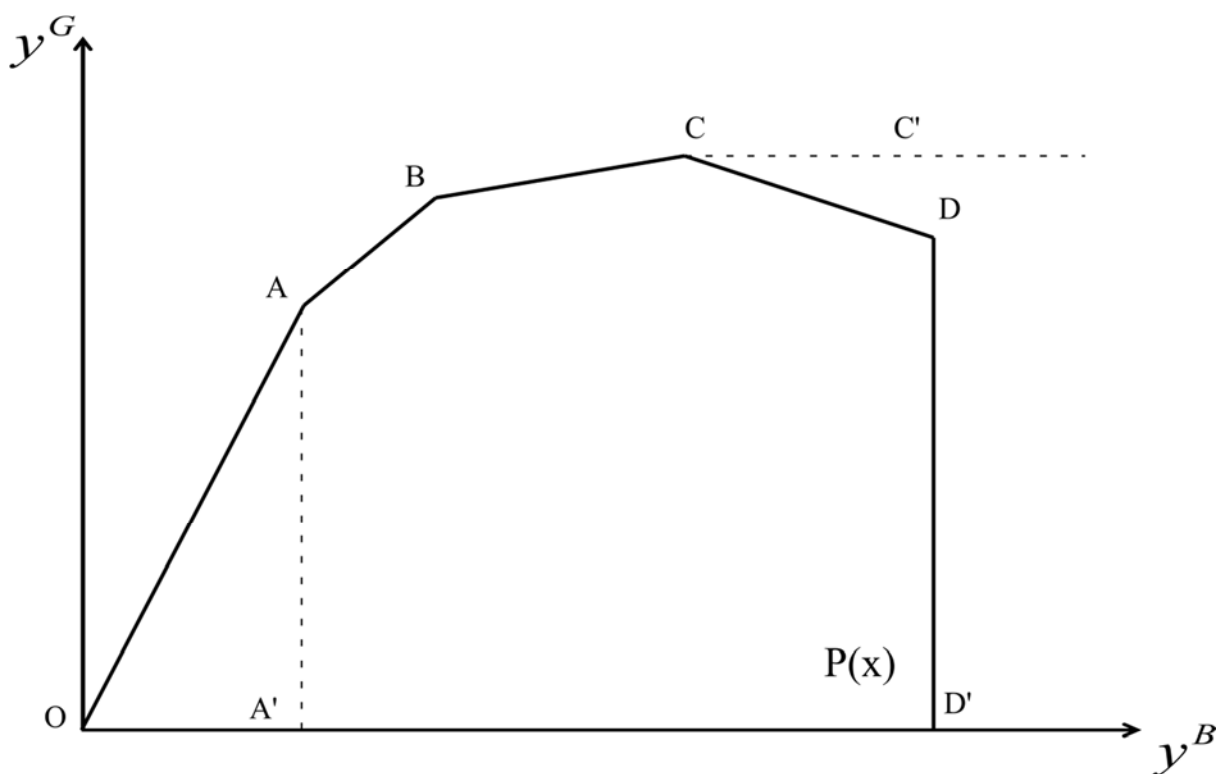


Figure 6 : "weak disposability" & valorisation économique des outputs indésirables

La figure 6 représente la relation entre outputs désirables et outputs indésirables pour un niveau d'input donné, et illustre les enjeux méthodologiques liés à leur introduction dans les modèles de programmation linéaire. En effet, sur la figure 6, la frontière A'ABCC' qui débute par la partie AA' et se termine par la partie CC' (en pointillés), montre la forme qu'aurait la frontière si les outputs indésirables étaient considérés comme des inputs dans les modèles non paramétriques de frontière d'efficience. Compte tenu de la nature jointe des productions désirées et non-désirées, on comprend aisément que la partie AA' est impossible. En effet, elle exprime la possibilité de réduire la quantité de production désirée à un niveau donné de pollution pour une firme efficiente. Or, comme nous l'avons vu au premier chapitre, ces productions sont jointes grâce à l'hypothèse de « weak disposability » et, pour une firme efficiente, toutes modifications d'une des productions sont accompagnées d'une modification proportionnelle de la production jointe. Ainsi, on voit que le segment OA permet d'exprimer cette proportionnalité entre deux productions jointes. De la même manière, le segment CC' exprime le fait qu'à un niveau de production désirée donné, on peut émettre autant de production jointe que l'on souhaite (libre disposition des outputs indésirables). Encore une fois, cette hypothèse n'est pas cohérente avec la nature jointe de ces deux productions, et il est impossible pour une firme efficiente d'émettre une quantité infinie d'externalités à partir d'une quantité finie de production souhaitée. Ainsi, la frontière de production qui intègre rigoureusement toutes les hypothèses exposées dans le premier chapitre est la frontière OABCDD'. Même si l'on saisit la cohérence de cette frontière, la figure 6 illustre également la conséquence d'une égalité sur le modèle primal incluant les outputs indésirables. En effet, la présence de la firme D sur la frontière peut paraître très surprenante : celle-ci produit moins de production désirée que la firme C, émet plus d'externalités non désirables, et est jugée comme efficiente au même titre que la firme C (ce cas de figure particulier, où le plus grand producteur n'est pas le plus émetteur d'externalités est étudié par Picazo-Tadeo et Prior (2009)). Impossible, sauf si l'on se rappelle que l'égalité sur le modèle primal entraînait un prix implicite des outputs indésirables non contraints. C'est donc le cas de la firme D, qui se situant sur la pente descendante de la frontière « downward-sloping segment » (Picazo-Tadeo et Prior (2009) valorise positivement la production de ces externalités. Si le segment DD' représente simplement la libre disposition des outputs désirables, le segment CD, correspond à la possible valorisation des outputs joints.

Cette illustration graphique est choisie par de nombreux auteurs pour illustrer le problème de valorisation positive des outputs indésirables. Ainsi, Färe et Grosskopf (2003) l'utilise pour répondre à Hailu et Veenman (2001) et leur tentative de modéliser les outputs indésirables comme des inputs. Les premiers mentionnés admettent alors que bien que leur approche permette effectivement une valorisation positive des outputs indésirables, ils précisent qu'en utilisant une direction qui minimise toujours les outputs indésirables, aucune firme inefficente ne devrait être projetée sur la partie décroissante de la frontière (CD sur la figure 6). Ainsi, Fare et Grosskopf (2003) insistent sur le fait de ne pas dissocier la structure des modèles de la direction choisie dans le processus d'évaluation de l'éco-efficience. Néanmoins, Kuntz et Sulz (2011) précisent que dans certaines situations, on peut envisager des directions allant dans le sens d'une plus grande émission d'externalités négatives. En effet, ils affirment que dans le cas du milieu médical impliquant un facteur humain, on peut

envisager d'augmenter les outputs désirés en permettant une augmentation (limitée) des outputs indésirables, et démontrent que dans ce cas, la projection des firmes inefficentes sur la frontière peut avoir lieu sur la partie de la frontière où les outputs indésirables sont valorisés. Chung et al. (1997), dans leur construction de l'indice de Malmquist-Luenberger incluant les outputs indésirables, utilisent également cette approche illustrative pour démontrer que les fonctions distances directionnelles doivent être préférées à une distance plus classique comme la mesure en output de Shephard, afin de permettre une réduction des outputs indésirables et simultanément une augmentation des productions désirées. Kuosmanen et Matin (2011), arguant que les modèles proposés, notamment avec des facteurs d'abattement spécifiques à chaque firme, permettent de conserver la convexité des ensembles de production avec l'introduction des outputs indésirables, explorent la dualité de ces modèles. Ils testent ainsi différentes mesures, mais également la technologie de Shephard avec une direction radiale en input, et montrent qu'au-delà des inefficiences d'échelle, la différence entre les scores est assez faible. Plus récemment, Leleu (2013) insiste également sur le fait qu'en toute logique la direction choisie pour augmenter l'éco-efficience sera toujours vers la gauche du graphique, i.e. vers une réduction des externalités négatives. Il propose alors un nouveau modèle dans lequel les coûts associés à l'émission des outputs indésirables doivent être au moins compensés par les revenus liés à la production désirée. En effet, on peine à imaginer qu'un producteur accepte de maintenir une activité économique si les revenus de sa production lui permettent tout juste de compenser les coûts liés à la pollution générée par cette production. De plus, Leleu (2013) suggère de prendre un point de vue sociétal sur les problématiques environnementales et donc de décider d'appliquer la loi du prix unique (Law of one price) en se basant sur l'hypothèse économique que dans un marché efficient, l'ensemble des biens doivent avoir le même prix (Kuosmanen, 2005). En appliquant cette loi aux outputs indésirables, il propose alors un modèle où chaque firme se voit fixer le même prix implicite pour les externalités produites. Ce coût fixé pour les outputs indésirables, utilisé ici comme une propriété normative dans le modèle DEA, peut alors s'interpréter comme le coût donné par la société à cette pollution, et donc au coût qu'elle est en droit de répercuter sur le producteur. Combinée à des mesures adéquates pour mesurer l'éco-efficience, cette spécificité permet d'éviter le cas particulier où les outputs indésirables peuvent être valorisés.

On le voit, l'intégration des outputs indésirables dans les modèles non paramétriques de frontière d'efficience soulève de nombreux enjeux méthodologiques, spécialement lorsque l'on se focalise sur les programmes duaux et leur interprétation économique. Dans le cadre de cette recherche, il nous paraît important d'intégrer cette réflexion, et de l'éclairer par une étude de cas liée aux enjeux plus spécifiques des productions animales. En effet, peu d'études citées jusque-là effectuent une analyse empirique approfondie des estimations des prix implicites des outputs indésirables. Dans le cas d'une agriculture de plus en plus intégrée où la tendance est à la valorisation des externalités négatives (méthanisation, fertilisation organique) et dans un contexte international où les externalités des productions animales doivent être régulées, l'évaluation économique des outputs indésirables en agriculture apparaît essentielle. L'article scientifique présenté dans la prochaine partie de ce second chapitre est donc à la fois un éclairage empirique des débats méthodologiques exposés ci-

Chapitre II : Evaluation économique des externalités environnementales des productions animales : L'apport des méthodes des frontières d'efficience

dessus et une contribution des frontières d'efficience pour déterminer la valeur monétaire des externalités négatives ou positives des productions animales.

Rapport-Gratuit.com

Economic Value of Greenhouse Gases and Nitrogen Surpluses: Society vs Farmers' Valuation (Article 3)

Cet article est publié sous la référence :

Berre, D., J-P. Boussemart, H. Leleu, E. Tillard. 2013. Economic value of greenhouse gases and nitrogen surpluses: Society vs Farmers' valuation. *European Journal of Operational Research*. 226: 325-331.

Il a fait l'objet d'une présentation aux 6es Journées de Recherches en Sciences sociales, 13-14 décembre 2012, Toulouse.

Il a également fait l'objet d'une présentation au Séminaire EcoProd 2012 : « Changements de pratiques et adoption de nouvelles technologies par les agriculteurs », 18-19 septembre 2012 à Montpellier.

1. Introduction

Since the beginning of the new century, there has been a proliferation of major reports regarding the collective awareness of the sustainability as well as the exploitation of natural resources (World Bank, 2008; Millennium Development Goals, 2008). These reports mainly emphasize the necessary changes in the use of natural resources as well as their impact on the environment including biodiversity, global warming, and water supply. Among the different sectors involved requiring attention is agriculture which appears to relate human activities to the environmental deterioration. Indeed, the Food and Alimentation Organization (Steinfeld et al, 2006) estimates that livestock is responsible of 18% of total anthropogenic emissions of greenhouse gases (GHG). Moreover, agriculture and livestock interfere directly in the nitrogen cycle and contribute for 70% in the 7-8 million tons of N_2O (Nitrous Oxide) anthropogenic emissions. This environmental impact of livestock production is more important as developing countries enter in a “nutritional transition” and increase their consumption of meat particularly beef as well as dairy. The challenge is to increase livestock production in order to meet the demand for beef and dairy products (enough to feed nine billion people in 2050) within the objective of sustainable production systems. One way for researchers to lead their research on sustainable development of livestock is to apply the methodological advances of the Data Envelopment Analysis (DEA) (Charnes et al., 1978). One of the major benefits is that DEA provides a tool to assess the whole production system and the different environmental impacts generated by the given technology.

Even though the classical DEA model is used to maximize outputs (given inputs) or minimize inputs (given outputs), Koopmans (1951) suggested that it is possible in a technology production to also generate undesirable outputs (Scheel, 2001). The mathematical formalization of the undesirable outputs integration in the DEA models have been subject to many debate (for example: Hailu and Veenman, 2001; Färe and Grosskopf, 2003; Kuosmanen, 2005).

Beyond the debates cited above, Kuosmanen and Matin (2011) demonstrate a dual formulation of a DEA model, via a rigorous integration of the weak disposability of the undesirable outputs and the introduction of a correlation factor between the desirable production and the undesirable. By applying the model of Kuosmanen and Matin (2011) on a data set of the dairy sector in La Reunion's island (French overseas department in Indian Ocean), we aim to give an economic valuation of undesirable production. Given a close

collaboration between economists and agronomists within the French national research agency program (“Environmental Efficiency and livestock productions for sustainable development”), a data set was provided that includes simultaneously production system data (milk production, labor, pasture land) and environmental indicators such as nitrogen balance.

A Life Cycle Assessment (LCA) provided the Carbon Footprint of the farms, expressed in equivalent CO₂ of all the greenhouse gases emitted. In order to quantify the varying appreciation of pollution from the point of view of two stakeholders in the dairy industry (farmer and society), we model a directional distance function to fit the different objectives sought. In the first part of the paper, we introduce briefly the methodological details needed to implement a DEA model with undesirable outputs and the specificity of a sectoral analysis (possibility of reallocation). In the second part, we focus on the data set and more specifically on the methodology used to generate the environmental indicators. Shadow prices for desirable and undesirable outputs are presented according to each models and stakeholders' point of view, and the absolute shadow values are derived comparatively to the market price of the milk in La Réunion. Finally, we demonstrate the profit for each stakeholder if the reduction of inefficiency is made coupled with a discussion on the case study. We conclude the paper with comments regarding the methodology used here as well as its applicability in future work of agronomy and economics.

2. Methodology and model choice

In the past, DEA linear programs often included undesirable outputs as inputs to minimize. However, this approach did not rigorously integrate the weak disposability assumption. Pittman (1983) addressed this issue by treating desirable and undesirable outputs separately. Färe et al. (1989) expanded on the Pittman's approach by proposing a new way to impose weak disposability. The imposition of weak disposability was achieved by replacing the classic inequality applied on undesirable outputs by an equality and a radial contraction factor (Färe et al., 1989). By assessing weak disposability in this way, good and bad outputs can only be reduced proportionately. Moreover, the equality used to treat undesirable outputs means that the shadow price of pollution can be either positive or negative in the dual formulation. Hailu and Veenman (2001) propose an alternative way to model the undesirable outputs and reintegrate the inequality on them treating bad outputs as inputs. Therefore the

shadow price on bad outputs is non-positive (bad outputs are considered as a cost) which seems more intuitive. Färe and Grosskopf (2003) comment on this result by insisting on the necessity to model bad outputs with the weak disposability assumption as defined by Shephard (1974). This abatement parameter has been the object of a debate (Kuosmanen, 2005; Färe and Grosskopf, 2009; Kuosmanen and Podinovski, 2009) to determine if it must be firm specific or common to all firms.

Kuosmanen (2005) demonstrated that considering an individual abatement factor and a suitable substitution of variables allow the linearization of the envelopment program. In subsequent work, Kuosmanen and Matin (2011) suggest a dual formulation allowing an economical interpretation of weak disposability. We used this general approach and customize the model to analyze the relationship of good and bad outputs in the dairy sector of Reunion Island.

2.1 Model customization

The specification of our model is related to the scale of analysis. The objective is to assess the global environmental impact of the whole dairy sector in Reunion Island. We therefore conduct our analysis at an industry level by considering the industry technology as the sum of firms' technologies.

In the mathematical model, we considerate a set of N Decision Making Units (DMUs) producing G desirable outputs and B undesirable outputs with I inputs, associated with the following index sets:

$\mathcal{N} = \{1, \dots, N\}$, $\mathcal{G} = \{1, \dots, G\}$, $\mathcal{B} = \{1, \dots, B\}$ and $\mathcal{I} = \{1, \dots, I\}$
with, $\mathbf{y}^G = (y^1, \dots, y^G) \in R_+^G$, $\mathbf{y}^B = (y^1, \dots, y^B) \in R_+^B$, $\mathbf{x}^I = (x^1, \dots, x^I) \in R_+^I$ the quantities of desirable outputs, undesirable outputs and inputs respectively.

With these notations, the production technology can be defined as:

$$T = \left\{ (\mathbf{x}^I, \mathbf{y}^G, \mathbf{y}^B) \in R_+^{I+G+B} : \mathbf{x}^I \text{ can produce } (\mathbf{y}^G, \mathbf{y}^B) \right\} \quad (1)$$

To assess the efficiency of the sector and not the individual efficiency of each farm, we aggregate the N technologies (Li, 1995). It should be pointed here that sector efficiency is not directly equal to the sum of the individual efficiencies. At the sectoral level, resource reallocation is feasible among the most efficient firms, therefore, sector efficiency is always

greater than the sum of individual firms' efficiencies. Formally, we consider the global dairy sector as a compound of N firms, each of them belonging to T . The aggregate technology is derived from the individual technology properties and can be expressed as the sum of these individual technologies. Li (1995) further demonstrated that, under the convexity assumption, the aggregate technology of the sector is defined as in (2).

$$T^S = \sum_{n \in S} T = N \times T \quad (2)$$

We model a directional distance function used in the classical DEA assessment where undesirable outputs are considered. This function allows us to measure the inefficiency of a DMU with radial or non-radial distance according to the determined value chosen for each vector composing the directional distance function (DDF). In this case, we define our DDF as:

$$\bar{D}(x^I, y^G, y^B; d^G, d^B) = \sup \left\{ \alpha / (x^I, y^G + \alpha d^G, y^B - \alpha d^B) \in T^S \right\} \quad (3)$$

And with: $d^G \in R_+^G$, $d^B \in R_+^B$

The DDF allows the specification of a non-zero direction vector (d^G, d^B) which defines a direction for each DMU to be compared to the efficiency frontier. In our study, we used two specific directions to evaluate the efficiency of the dairy sector, considered under the point of view of two stakeholders: farmer and society. The modeling from these varying points of view is deduced by the different values of the directional distance vector relying on each stakeholder's motivation. Model specifications are detailed below.

Two options are possible for the modeling of bad outputs. First we can use the model of Färe et al. (1989) which uses an equality sign on the undesirable output in the primal formulation, which in turn corresponds to an unconstrained shadow price for the bad in the dual program. The possibility to have a positive price assigned to the bads has been criticized by Hailu and Veenman (2001). However they consider the bad as a usual input in order to achieve an inequality in the primal program and imposing a non-positive shadow price for the bad in the dual program. Our formulation takes on another approach namely that to keep bads as outputs we model the joint production between desirable and undesirable outputs explicitly while constraining the shadow price to be non-positive. We describe both formulations respectively in programs (4) and (5).

Unconstrained shadow prices of bad outputs

Primal

Dual

$\text{Max } \lambda_{\lambda, \mu, \eta}$ $N \sum_{n \in \mathcal{N}} \mu_n y_n^g \geq \sum_{n \in \mathcal{N}} y_n^g + \lambda d^g \quad \forall g \in \mathcal{G} \quad (u_g)$ $N \sum_{n \in \mathcal{N}} \mu_n y_n^b = \sum_{n \in \mathcal{N}} y_n^b - \lambda d^b \quad \forall b \in \mathcal{B} \quad (v_b)$ $N \sum_{n \in \mathcal{N}} (\mu_n + \eta_n) x_n^i \leq \sum_{n \in \mathcal{N}} x_n^i \quad \forall i \in \mathcal{I} \quad (w_i)$ $\sum_{n \in \mathcal{N}} (\mu_n + \eta_n) = 1 \quad (u_g)$ $\mu_n \geq 0 \quad \forall n \in \mathcal{N}$ $\eta_n \geq 0 \quad \forall n \in \mathcal{N}$ $\lambda \text{ unconstrained}$	$\text{Min } \delta_{\delta, u, v, w} \left[\sum_{g \in \mathcal{G}} \left(u_g \sum_{n \in \mathcal{N}} y_n^g \right) + \sum_{b \in \mathcal{B}} \left(v_b \sum_{n \in \mathcal{N}} y_n^b \right) - \sum_{i \in \mathcal{I}} \left(w_i \sum_{n \in \mathcal{N}} x_n^i \right) \right]$ $N \left(\sum_{g \in \mathcal{G}} u_g y_n^g + \sum_{b \in \mathcal{B}} v_b y_n^b - \sum_{i \in \mathcal{I}} w_i x_n^i \right) \leq \delta, \quad \forall n \in \mathcal{N} \quad (\mu_n)$ $N \left(- \sum_{i \in \mathcal{I}} w_i x_n^i \right) \leq \delta, \quad \forall n \in \mathcal{N} \quad (\eta_n)$ $\sum_{g \in \mathcal{G}} u_g d^g + \sum_{b \in \mathcal{B}} v_b d^b = 1 \quad (\lambda)$ $u_g \geq 0, \quad \forall g \in \mathcal{G}$ $v_b \text{ unconstrained}, \quad \forall b \in \mathcal{B}$ $w_i \geq 0, \quad \forall i \in \mathcal{I}$ $\delta \text{ unconstrained}$
--	---



Non-positive constrained shadow prices of bad outputs

Primal	Dual
$\text{Max } \lambda_{\lambda, \mu, \eta}$	$\text{Min } \delta - \left[\sum_{g \in \mathcal{G}} \left(u_g \sum_{n \in \mathcal{N}} y_n^g \right) + \sum_{b \in \mathcal{B}} \left(v_b \sum_{n \in \mathcal{N}} y_n^b \right) - \sum_{i \in \mathcal{J}} \left(w_i \sum_{n \in \mathcal{N}} x_n^i \right) \right]$
$N \sum_{n \in \mathcal{N}} \mu_n y_n^g \geq \sum_{n \in \mathcal{N}} y_n^g + \lambda d^g \quad \forall g \in \mathcal{G} \quad (u_g)$	$N \left(\sum_{g \in \mathcal{G}} u_g y_n^g + \sum_{b \in \mathcal{B}} v_b y_n^b - \sum_{i \in \mathcal{J}} w_i x_n^i \right) \leq \delta, \quad \forall n \in \mathcal{N} \quad (\mu_n) \tag{5}$
$N \sum_{n \in \mathcal{N}} \mu_n y_n^b \leq \sum_{n \in \mathcal{N}} y_n^b - \lambda d^b \quad \forall b \in \mathcal{B} \quad (v_b)$	$N \left(- \sum_{i \in \mathcal{J}} w_i x_n^i \right) \leq \delta, \quad \forall n \in \mathcal{N} \quad (\eta_n)$
$N \sum_{n \in \mathcal{N}} (\mu_n + \eta_n) x_n^i \leq \sum_{n \in \mathcal{N}} x_n^i \quad \forall i \in \mathcal{J} \quad (w_i)$	$\sum_{g \in \mathcal{G}} u_g d^g + \sum_{b \in \mathcal{B}} v_b d^b = 1 \tag{\lambda}$
$\sum_{n \in \mathcal{N}} (\mu_n + \eta_n) = 1 \quad (u_g)$	$u_g \geq 0, \quad \forall g \in \mathcal{G}$
$\mu_n \geq 0 \quad \forall n \in \mathcal{N}$	$v_b \leq 0, \quad \forall b \in \mathcal{B}$
$\eta_n \geq 0 \quad \forall n \in \mathcal{N}$	$w_i \geq 0, \quad \forall i \in \mathcal{J}$
$\lambda \text{ unconstrained}$	$\delta \text{ unconstrained}$

In the primal formulation of the two programs, the endogenous variables are λ , μ and η . y^g , y^b and x^i represent the data on quantities corresponding respectively to the amount of milk produced, undesirable outputs: nitrogen surplus, greenhouse gases, and inputs: cattle, feed, labor, and land. As we explained above, the model is a sectoral analysis and it explains why we evaluate the sectoral DMU defined as the sum of individual DMUs $\left(\sum_{n \in \mathcal{N}} y_n^g, \sum_{n \in \mathcal{N}} y_n^b, \sum_{n \in \mathcal{N}} x_n^i \right)$ in the right hand side (RHS) of the DEA linear program. The primal program seeks to maximize the good output while minimizing the bads through the λ variable. Parameters d^b and d^g are the components of the directional distance vector, chosen to fit stakeholder's point of view in inefficiency reduction. Specification of the directional distance vector will be discussed in the next subsection but we note that both the directions chosen for society and farmer are output-oriented models.

On the left hand side (LHS), the technology is defined as linear combinations of existing DMUs through the μ variable. The sectoral technology we use is defined as the sum of the individual technologies and equal to N times the individual technology, since the latter is convex. The η variable is used to model the jointness of the production of good and bad outputs even if after some transformations it relies on the input constraint (see Kuosmanen and Matin (2011) for the linearization of this technology). As stated above, our model is defined under a variable returns to scale assumption (VRS).

In the dual formulation, u , v , w are endogenous variables and correspond to the shadow prices related to the constraints of the primal program. The δ is a variable which can be interpreted as the maximum shadow profit. As in the primal model, our variables are given by our dataset. In the dual, the objective function seeks to minimize the difference between the evaluated shadow profit for the sector and the optimal profit by finding the best shadow prices for outputs and inputs.

Comparison of (4) and (5) highlights the impact of choosing either an inequality or an equality on undesirable outputs in the primal formulation. Actually, we see that the equality in the primal program in (4) implies that v_b is unconstrained in the dual version, while the inequality in the primal program in (5) imposes non-positivity of v_b in the dual formulation. In order to explore the consequences of this difference, we present in subsection 3.1 (Table 2) the results of each model.

The models presented in (4) are very close to Kuosmanen and Matin (2011) but with the main difference that they are defined at the sectoral level. The models given in (5) allow us to impose the non-positivity constraint of the shadow price on bad outputs. In the latter case the value related to the bads is considered as a cost, which is more intuitive. For estimation purpose these models have been implemented in GAMS (GAMS 23.4.) and are available upon request.

2.2 Context of the dairy sector and stakeholder's point of view to reduce inefficiency

The data used in our study were derived from dairy herds on Reunion Island (an overseas Department of France located off the east coast of Madagascar Island). The island has a rapidly expanding dairy industry located in distinct geographic region all at altitudes which result in a temperate climate suitable for dairy production. As the milk yield increased quickly (mainly due to genetic and feeding improvements), new structures appeared in the sector including agricultural development, supply, and technical support which in turn led to technical sophistication and increase in the dairy production. Simultaneously, a strong population growth significantly increased the demand in dairy products. In 2006 at its highest level, the dairy sector produced 24.6 million liters of milk and supplied 15% of the local

demand. In 2007, the milk production has decreased to less than 20 million liters and 10 % of the farmers have stopped dairy farming.

Due to chronic shortage of forage, high proportions of concentrate are generally incorporated into the diets of lactating cows (i.e. 40–70%). As all of the raw materials used to make feeds are imported, the carbon footprint allocated to livestock production increase as feeds supplies increase (obviously because transportation requires fossil fuels that increase the amount of CO₂ in the atmosphere).

Thus, stakeholders must face the challenge of recovering the growth in milk production within the context of societal concern for environment standards. As we described it in the previous section of this paper, we have decided to analyze the objectives of the two stakeholders differently in order to increase the economic and environmental efficiencies of the dairy farms in La Réunion. We can summarize our hypothesis for each stakeholder so as to understand why each of the specifications of the directional distance vector specified in (4) is derived.

Farmer's perspective. The main economic issue for the farmers (heavy feed charges, land scarcity, structural debt) is production optimization for increasing profits. We assume that they only attempt to increase milk production by increasing productivity without increasing undesirable outputs. However, because there are no penalties or advantages to better manage the pollution related to production, they have no interest to decrease pollution levels. In this context, for the sector, the projected direction to the efficiency frontier can be expressed as follows:

$$(\mathbf{d}^g, \mathbf{d}^b) = \left(\sum_{n \in \mathcal{N}} y_n^g, 0 \right) \quad (6)$$

Society perspective. We assume that society only seeks to minimize the various impacts of agricultural activities on environment, i.e. decrease the emissions of GHG or nitrogen surpluses generated by livestock production and preserve tourism attraction, water quality and landscapes. This objective must not be in contradiction with dairy activities and the quantity of labor generated by the dairy industry. So, the direction chosen for society is to minimize the bad output production while maintaining the level of production of the desirable output:

$$(\mathbf{d}^g, \mathbf{d}^b) = \left(0, -\sum_{n \in \mathcal{N}} y_n^b \right) \quad (7)$$

2.3 Environmental indicators methodology

Two undesirable outputs are considered in this paper: the nitrogen surpluses and the amount of GHG. The emission of GHG has become a very sensitive subject as a de facto tradeoff between economic growth and environmental protection. The amount of GHG emitted by each study farms was estimated using a life cycle assessment approach (Thevenot et al., 2011). We use the method PLANETE (Bochut et al, 2010), based on the ISO standards 14040 specific of Life Cycle analysis to allocate emissions, define the system boundaries, and the time scale. Even though it is common to use the term “Carbon Footprint” when only GHG are considered in an environmental impact analysis, we use the term LCA in this paper, because Carbon Footprint is a special case of LCA provide by PLANETE. Using this method allows us to quantify the major GHG emissions associated with dairy farming (including those related to the production and transport of inputs like fertilizer, pesticide, and feed), namely, carbon dioxide, methane and nitrous oxide, and included all animals related to milked cows, including replacement animals and calves. The GHG amounts are set to the unity of equivalent CO₂ (eq. CO₂) as a function of their “global warming power” (PRG). Based on various energy coefficients and emissions factors specific to each livestock production, the environmental indicators are used to determine the value of environmental degradation in the case of Reunion Island.

The second environmental indicator elaborated from our dataset is the whole-farm nitrogen balance, defined as the difference between farm nitrogen exports and imports. The nitrogen balance is apparent since nitrogen losses by leaching in soil and gaseous emissions are not taken into account. Nitrogen remaining on farm is considered in this study as a bad output as it results in releasing nitrogen into the environment (groundwater pollution) and increased costs for management, and as such it is often used as an environmental indicator in efficiency analysis (Reinhard, 1999).

2.4 Data set description

Detailed data on 51 dairy farms were gathered in 2007 from accounting available from a local management center. The sample covered 49% of the entire dairy farm population and accounted for 60% of the milk production collected in 2007 by the dairy sector (14.6 billion liters of milk). The sample was compiled by experts to be representative of the diversity in dimensions (including land endowments, herd, and milk production) (Alary et al., 2002).

In addition to the undesirable outputs already defined above, the technology production is characterized by a desirable output: the milk production. Although farmers optimize their production system with different kinds of outputs (agro-tourism, meat, and forage), we consider only milk production in our study as it accounted for a large part of the farmers' income.

Four relevant inputs were considered, land endowment, herd size, food charges and active labor. Land endowment (hectares) includes the forage crops surfaces, grassland and surfaces of buildings (barn, milking parlour...). Herd size was expressed in livestock unit (LU) i.e. adult cow equivalent, on the basis of live weight, in order to facilitate the aggregation of livestock from various ages, not only cows in lactation (one dairy cow is one LU while an heifer under 1 year old is 0.3 LU). Feed charges were expressed in kilograms (Kg) of dry matter and took into account both concentrates and fodder purchased by the farmer. Active labor on the farm was given in working hours and included the farmer and his associates, his family and the internship student in agricultural school. Descriptive statistics and the units of measurement are given in table 1.

Table 1
Data sets: units and descriptive analysis (n=51)

Input (x) / Output (y)	Units	Mean	Standard deviation	Min	Max
Milk production (MP) : y^s	Tons of milk	285.8	140.5	83.7	669.4
Nitrogen surplus (NS) : y^{b1}	Kg of nitrogen	6090.8	3673.5	1371.5	21780.4
Greenhouse gases (GHG) : y^{b2}	Tons of gas (eq. CO ₂)	488.4	244.1	148.6	1149.6
Adult bovine unit (LU) : x^1	Livestock unit	61.4	26.3	27	131.2
Feed charges (FC) : x^2	Tons of dry matter	231.9	114.1	69.19	525.1
Total labor (L) : x^3	Total labor (h)	7414.8	3398.2	2190	18158
land endowment (LE) : x^4	Surface (Ha)	22,2	16,0	3	72

The indicators in Table 1 and, in particular, the standard deviations show that the sample reflected the large diversity of farms on the island, also in term of size. Along with heterogeneity in production, we also note a similar heterogeneity in nitrogen surpluses and greenhouse gases emissions. The variation of the size of farms is taken into account in our DEA framework because we use a variable returns to scale model which controls for the size of DMUs.

3. Results

3.1 Shadow price of undesirable outputs according to stakeholder's points of view and models used

The two models we specified above have been computed to test the two stakeholders' points of view and the influence on the price of desirable and undesirable outputs. We also illustrate in Table 2 the results obtained if the price of the undesirable outputs is constrained i.e., if an inequality was specified in the primal model.

Table 2

Shadow price of the undesirable outputs expressed in % of the milk shadow price

	Model without constraint on undesirable outputs price (4)		Model constraining a non-positive price (cost) of undesirable outputs (5)	
	Nitrogen surplus	Greenhouse gas	Nitrogen surplus	Greenhouse gas
Farmer	0.62%	-6.73%	0%	0%
Society	-5.34%	-40.86%	-5.34%	-40.86%

For example, if the price of the milk is 100€ per ton, the cost of the Nitrogen Surplus for the society is 5.34 € per Kg.

As shown in Table 2, the results for the society are similar irrespective of which model is used. Conversely, we observe a major difference in the farmers' point of view which is due to whether or not the constraint on the price of undesirable outputs is specified in the linear programming problem. When price is not constrained, nitrogen output results in a positive price. This means that there exist valuations or worth attached to this undesirable output. Other shadow prices are negative indicating costs for the farmer or the society. In this model, we also observe that one ton of greenhouse gases costs the farmer 6.7 % of the ton of milk value. In other words, if he has to pay for the production of GHG, he would have to increase the price of milk or reduce charges to keep the same milk price and pay the GHG emissions. Since price cannot be positive, we interpret that model assigns a zero price for nitrogen production.

Given this interpretation, the set of prices for desirable and undesirable outputs and the global score of the program are changed. Thus, the price of the GHG is impacted by the model structure and hence this output does not incur further costs to the farmer. The positive price of nitrogen appears to be counter-intuitive and therefore, we refer back to the definition of nitrogen surplus to explain this finding. The nitrogen surplus is the difference between all inputs and outputs on farm. A positive balance or surplus reflects inputs that are in excess resulting in diffuse pollution through the loss of nutrients to bodies of water, to air as ammonia and other greenhouse gases. But, the positive valuation of this output allows us to explore a new hypothesis. The nitrogen "lost" can, for example, be stocked in soil and be released later through the forage production. The manure many farmers used to fertilize their forage crops almost never appears in the nitrogen balance. We can also assume that nitrogen has been stocked in a manure pit throughout the year and again does not account for the

nitrogen output of the year. The valuation of a nitrogen surplus can also be explained by capitalization of dairy cow or other livestock. Buying replacement animals constitute an important input in nitrogen and it results a high nitrogen surpluses. However, this nitrogen will be rentable for the production system as it allows an increase in milk production in later time periods. Again, we can only apply this case from the farmers' point of view because his only objective is to increase the milk production with an inefficiency reduction of his production system. In other words, the nitrogen presents in the farm (nitrogen surpluses) will be optimized and used most efficiently (this way, the NS is positively appreciated).

Conversely, society focuses on a pollution reduction and has no interest in valuing nitrogen in this production process. Our findings (Table 2) demonstrate that society places a higher price on pollution than the farmers. This result makes intuitive sense as the undesirable outputs are the only direction chosen by the society to assess the inefficiency of the sample.

3.2 Market price of milk and cost of the pollution

The prices shown in Table 2 are relative prices indexed on the milk price calculated by the DEA linear program. In Réunion Island, the price paid to the dairy farmers for fresh milk does not depend on fat and protein content but is indexed to microbiological quality. Since cases of penalties were unusual, we considered that the price of milk was unique for all farmers, i.e. 0.56€ (approximately 0.73\$) per liter of milk. With this specification, the set of prices can be described as in Table 3 which presents the findings using the model with the undesirable output price unconstrained.

Table 3

Estimated shadow prices of nitrogen surplus and greenhouse gas based on the market milk price in Reunion Island

	Milk (€/T)	Nitrogen surplus (€/Kg)	Greenhouse gas (€/Ton)
Farmer	560.00	3.45	-37.69
Society	560.00	-29.93	-228.83

From the farmer's point of view we find similar results as given in Table 2, i.e. each Kg of nitrogen surpluses earned the farmer an additional 3.45 € (Table 3). This finding can be interpreted as the value of the nitrogen potential stock on the farm.

Unlike farmers, society assigns the highest price to the greenhouse gases (-228.83 €/Ton versus -37.69 €/Ton). Our finding highlights society's value for decreasing pollution and the relatively minor importance given by farmers who focus on the dairy production.

3.3 Potential economic improvement under the two points of view

Table 4

Potential economic gain according to objectives in inefficiency reduction

	Milk(€)	Nitrogen Surplus (€)	Greenhouse gas (€)	Potential profit (PP)(€)	PP/ turnover
Farmer	2,306,401			2,306,401	28.25%
Society		4,235,848	2,597,236	6,833,085	83.70%

The economic gain for each point of view shows that society could have the maximum profit increase with a decrease in NS and GHG emissions (Table 4). The profit improvement in this case represents 83.7% of an approximate turnover of the sample (total of the milk income, i.e. total milk production \times 0.56€). From the farmer's point of view, we observe a small profit increase only if he does not have to pay for pollution and if his only objective is to optimize his production by improving efficiency in his production system.

We can also propose an interesting interpretation of these findings (Table 4). The farmer can legitimately improve profits by 28.25% of the actual turnover if he does not have to pay any fee for pollution produced on his farm. If society reduces the inefficiency through an undesirable outputs decrease, its profit increases by 6,833,085 € which in turn enable to pay 2,306,401€ to farmers as compensation. This compensation could be interpreted as an opportunity cost for the farmer in lost profits from not increase milk production but without any obligation to pay a pollution emissions fee. In terms of economics welfare, this trade-off between society and the farmer is Pareto Efficient.

3.4 Comparison with observed CO₂ prices in industrial countries

In table 5, we compare our results with different CO₂ tax rates observed in two European countries. Sweden is one of the most sensitive European countries to environment issues. In 1991, a tax on CO₂ is established at 27€/ton, which is equivalent to the current evaluation of the price of CO₂ by a French expert group (Quinet, 2009). This value is close to our results obtained for the farmer's point of view. Currently, the price of CO₂ in Sweden is 114€/Ton whereas the price of CO₂ in France is projected to reach 100€/Ton in the next twenty years. These prices are similar to those observed in our study from society's point of view.

To generate appropriate comparisons between Réunion Island and France, we calculated the price of greenhouse gases in Réunion using the milk price recorded in France (Table 5). The GHG price obtained in this way is closer to the observed price. However, this price is not realistic given the breeding context in Réunion (inputs imported, land scarcity).

Table 5

Estimated price of CO₂ and observed price in European countries (negative prices indicate taxes or pollution costs)

	Estimated CO ₂ price(€/Ton)		Year	Sweden (€/T)**		France (€/T)***	
	Milk price 0.56€/L	Milk price 0.33€/L*		1991	2011	2010	2030
Farmer	-38	-22	-36/-38****	-114	-32	-100	
Society	-229	-134					

*Average milk price for farmers in France (FranceAgrimer Report 2011).

**CO₂ tax rates (Ministry of the Environment Sweden report: 20 years of carbon pricing in Sweden 1991-2011).

***Recommended level of the CO₂ tax rates (Quinet, 2009).

****The current price was 27 € in 1991 prices. We express here this price in 2010 prices.

4. Concluding remarks on methodology and undesirable outputs in agronomy

Many studies (Lozano et al, 2009; Vazquez-Rowe et al, 2010) have explored the combination of the life cycle analysis (LCA) and the Data Envelopment Analysis. Thanks to a close collaboration between economists and agronomists we are able to develop a DEA methodology incorporating undesirable outputs. As the different stakeholders of an economic sector rarely agree with the different way to raise efficiency, we demonstrated via the directional distance function that these two points of view can be reconciled (Boussemart et al., 2011). Indeed, win-win situations are frequently highlighted in eco-efficiency as

inefficient firms can improve their eco-efficiency by a reduction of undesirable outputs, given their levels of inputs and desirable outputs (Picazo-Tadeo et al., 2011). Van Meensel et al. (2010) also emphasize the economic-environmental win-win situation for pig finishing by simultaneously reducing nitrogen emission and production cost thanks to feed conversion. In this context, our results (Table 4) underline the role of stakeholder's point of view in implementing prices on undesirable outputs in a win-win perspective. Differences between stakeholder's objectives turned out to be very significant as the price of nitrogen surpluses vary from a value of 3.45€/Kg to a cost of 29.93€/Kg and the greenhouse gases vary from 37.69€/Tons to 228.83€/Tons. These results could be a powerful tool for livestock development as stakeholders assess, ex-ante, the impact of their perspective on the reduction of the inefficiency. Indeed, they assign different prices on undesirable outputs especially if livestock systems incur high pollution costs.

This paper also highlights the methodological issue associated with undesirable outputs in the DEA program. As undesirable outputs are defined as pollution, it appears that there should be a constraint on their prices in the dual formulation of the problem which is equivalent to an inequality constraint in the primal program. Thus, the program can only calculate a positive price, synonym to a cost for the DMU.

4.1 Undesirable outputs in Agronomy

Our findings illustrate that undesirable outputs must be treated carefully, especially in the agronomic research. We point out that even though nitrogen surpluses are considered as pollution, it also can be stocked in a pit or even in the soil and then be applied later in the production process. The nitrogen flows are subject to very different practices in the livestock production system and it makes them difficult to treat in the optimization model. Many studies demonstrated that organic manure plays a significant role in the crop-livestock systems in Africa (Landais, 1993). Therefore, assigning prices to organic material as a natural fertilizer or as pollution requires more finesse in allocating nitrogen as either a positive input or undesirable output. The nitrogen balance could be improved in farm by integrating nitrogen surpluses in soils for regeneration and/or stocking them for a postponed use. If the price of GHG is correctly defined as in our case study, the same issue could occur with the valuation of methane emission of livestock as in the biogas industry. The reflection on GHG global assessment in dairy farm is currently extended to the CO₂ sequestration by grassland. The DEA approach could be implemented to this whole-farm analysis.

4.2 Price of carbon dioxide

Estimation of CO₂ price has become a major research topic since the third conference of the parties to the UNFCCC established Kyoto's Protocol in 1997. In order to achieve the GHG reduction prescribed by the Protocol, environmental taxes were expected to be a promising approach to motivate firms to become more environmentally friendly. A first approach to assess the GHG impact on the global warming was to try to quantify these impacts including measures of sea-level rise, ocean acidification, and extreme weather, but this approach promptly appeared unwieldy. Another approach could include focusing on one measure such as carbon dioxide. However, even on one measure, Ha-Duong (2009) demonstrated that different concepts of CO₂ prices can vary based on the chosen approach (avoided climate change price, cost of CO₂ reduction, social value of CO₂, shadow price and market price). In our paper, a shadow price of CO₂ is measured thanks to an activity analysis framework. Compared with the Färe et al. (1993) initial approach in which case both an output distance and revenue functions were used to derive CO₂ shadow price, our framework relies on the specification of stakeholder's preferences thanks to different directions.

We also expand on Färe et al. (1993) and the subsequent work of Harkness (2006) wherein the authors identified the mean value of CO₂ emissions cost 30.25 €. Gupta (2005) also evaluated the price of CO₂ reporting higher costs of between 57.39 € and 80.7 € (according to model specificity).

In contrast to these results, we have explored two extremes valuation of CO₂ by choosing specifically the undesirable output direction (society's point of view) or the desirable output direction (farmer's point of view), respectively 37.69 € and 228.83 €. Of course society is assumed to focus on GHG emissions reduction and gives high value to GHG emission while farmers who wish to increase milk production evaluate at a lower level the undesirable outputs. Regarding environment policy of two European countries (Table 5), Sweden (early invested in eco taxes) and France (a country which has not implemented yet carbon tax), a global tendency can be highlighted. It seems that government establishes CO₂ tax preferentially under the farmer point of view. In other words, they evaluate the price of CO₂ in accordance to a milk production raise. Nevertheless, the evolution of the CO₂ price tends to reach the price given by the society in our study which appears to be the real optimum price. In 2006, the energy agency of Sweden estimated a reduction of 2.5 billion tons in greenhouse gases emission (Millock, 2010), comparing to a non-CO₂-tax scenario.

Scandinavian countries have demonstrated that environmental taxes were not contradictory to economic growth, and instead they could generate considerable incomes (5.8 billion euros in 2007 in Sweden). As discussed earlier, win-win situations are possible and result from environmental tax policies. For instance, environmental taxes are compensated by a decrease in labor taxes inducing this way unemployment reduction (Speck, 1999). Overall, regarding the new FAO's (2011) recommendations on livestock efficiency and food security, our study emphasizes the dual economical interpretation of dairy production productivity by taking into account the cost of undesirable emissions. In the ongoing debate about the inequity of environmental taxes between developing and developed countries (Chapman and Khanna, 2000), our paper shows that combination of Life Cycle Assessment and frontier analysis is a promising approach to define ranges of undesirable outputs costs in different agronomic context.

Acknowledgements

The authors would like to thank three anonymous referees for their numerous helpful comments on an earlier draft of this paper. This research has been financed by the EPAD project "Environmental Efficiency and livestock productions for sustainable development" (French National Research Agency). The authors would like to thank the different actors of the dairy sector involved in this study (farmers, FRCA, CERFRANCE and SICALAIT) but also Emmanuelle Payet and Mathieu Vigne for data collection. The authors express their gratitude to Vivian Valdmanis for her helpful comments.

References

- Alary, V., Messad, S., Taché, C., Tillard, E. (2002). Approche de la diversité des systèmes d'élevage laitiers à la Réunion. *Revue d'élevage et de médecine vétérinaire des pays tropicaux*, 55, 285-297.
- Bochu J. L., A. C. Bordet, N. Metayer, and A. Trevisol. 2010. *Références PLANETE 2010*. Toulouse : SOLAGRO.
- Boussemart, J.P., Leleu, H., Ojo, O. (2011). Could society's willingness to reduce pesticide use be aligned with farmers' economic self-interest? *Ecological Economics*, 70, 1797-1804.
- Chapman, D., Khanna, N. (2000). Crying no wolf: why economists don't worry about climate change, and should, an editorial coment. *Climate change*, 47, 225-232.

Chapitre II : Evaluation économique des externalités environnementales des productions animales : L'apport des méthodes des frontières d'efficience

Charnes, A., Cooper, W.W., Rhodes, E. (1978). Measuring the efficiency of decision making units. *European Journal of Operational Research*, 2, 429-444.

FAO (2011). *World livestock 2011 – Livestock in food security*, Rome, FAO.

Färe, R., Grosskopf, S., Lovell, C.A.K., Pasurka, C. (1989). Multilateral productivity comparisons when some outputs are undesirable: a nonparametric approach. *The review of Economics and Statistics*, 71, 90-98.

Färe, R., Grosskopf, S., Lovell, C.A.K., Yaisawarng, S. (1993). Derivation of shadow process for undesirable outputs: a distance function approach. *The review of Economics and Statistics*, 75, 374-380.

Färe, R., Grosskopf, S. (2003). Non-parametric productivity analysis with undesirable outputs: comment. *American Journal of Agricultural Economics*, 85, 1070-1074.

Färe, R., Grosskopf, S. (2009). A comment on weak disposability in nonparametric production analysis. *American Journal of Agricultural Economics*, 91, 535-538.

Gupta, M. (2005). Estimation of marginal abatement costs for undesirable outputs in India's power generation sector: an output distance function approach. New Delhi: PhD Thesis, National Institute of Public Finance and Policy.

Ha Duong, M. (2009). What is the price of carbon? Five definitions. S.A.P.I.E.N.S. 2.1.

Hailu, A., Veenman, T.S. (2001). Non-parametric productivity analysis with undesirable outputs: An application to the Canadian pulp and paper industry. *American Journal of Agricultural Economics*, 83, 605-616.

Harkness, E. (2006). CO₂ shadow prices in the U.S. electric utility industry: calculating the costs of reducing CO₂ emissions. Senior Thesis Project 2003-2006.

Koopmans, T.C. (1951). An analysis of production as an efficient combination of activities, in: Koopmans (Eds.), *Activity analysis of production and allocation*, Cowles Commission for Research in Economics (pp 33-97). New York: T.C. Wiley.

Kuosmanen, T. (2005). Weak disposability in nonparametric production analysis with undesirable outputs. *American Journal of Agricultural Economics*, 87, 1077-1082.

Kuosmanen, T., Podinovski, V. (2009). Weak disposability in nonparametric production analysis: Reply to Färe and Grosskopf. *American Journal of Agricultural Economics*, 91, 539-545.

Kuosmanen, T., Kazemi Matin, R. (2011). Duality of weakly disposable technology. *Omega*, 39, 504-512.

Landais, E., Lhoste, P. (1993). Systèmes d'élevage et transfert de fertilité dans la zone des savanes africaines. *Cahiers Agricultures*, 2, 9-25.

Li, S.K. (1995). Relations between convexity and homogeneity in multi-output technologies. *Journal of Mathematical Economics*, 21, 311-318.

- Lozano, S., Iribarren, D., Teresa Moreira, M., Feijoo, G. (2009). The link between operational efficiency and environmental impacts. A joint application of life cycle assessment and data envelopment analysis. *Science of the Total Environment*, 407, 1744-1754.
- Millock, K. (2010). Climate and energy taxation in Sweden. *Droit de l'environnement* 175, xx-xx.
- Picazo-Tadeo, A.J., Gomez-Limon J.A., Reig-Martinez, E. (2011). Assessing farming eco-efficiency: a data envelopment analysis approach. *Journal of Environmental Management*, 92, 1154-1164.
- Pittman, R.W. (1983). Multilateral productivity comparisons with undesirable outputs. *Economic Journal*, 93, 883-891.
- Quinet, A. (2009). La valeur tutélaire du Carbone. Centre d'analyse stratégique. Paris: La documentation Française.
- Reinhard, S. (1999). Econometric analysis of economic and environmental efficiency of Dutch dairy farms. Wageningen: Ph.D. Thesis, Agricultural University.
- Scheel, H. (2001). Undesirable outputs in efficiency valuations. *European Journal of Operational Research*, 132, 400-410.
- Shephard, R.W. (1974). Indirect production functions. *Mathematical Systems in Economics*, 10, Anton Hain, Meisenheim am Glan.
- Speck, S. (1999). Energy and carbon taxes and their distributional implications. *Energy Policy*, 27, 659-667.
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V., Rosales, M., De Haan, C. (2006). *Livestock's Long Shadow: Environmental Issues and Options*, Food and Agricultural Organization, United Nations, Rome.
- Thévenot, A., Vigne, M., Vayssières, J. (2011). Referential for energetic analysis and global warming power assessment of livestock production in La Réunion. CIRAD technical report.
- United Nations (2008). *The millennium Development Goals, report 2008*. United Nations Department of Economic and Social Affairs (DESA).
- Van Meensel, J., Lauwers, L., Van Huylenbroeck, G. (2010). Communicative diagnosis of cost-saving options for reducing nitrogen emission from pig finishing. *Journal of Environmental Management*, 91, 2370-2377.
- Vazquez-Rowe, I., Iribarren, D., Teresa Moreira, M., Feijoo, G. (2010). Combined application of life cycle assessment and data envelopment analysis as a methodological approach for the assessment of fisheries. *The international Journal of Life Cycle Assessment*, 15, 272-283.

Chapitre II : Evaluation économique des externalités environnementales des productions animales : L'apport des méthodes des frontières d'efficience

World Bank (2008). World Development Report 2008. Agriculture for Development. Washington, DC, Oxford: University Press for the World Bank.

**CHAPITRE III : Les déterminants de l'éco-efficience
des productions animales : une nouvelle approche
combinant modèle de simulation agronomique et frontière
d'efficience**

“Essentially, all models are wrong, but some are useful.”

George Edward Pelham Box

1 Explorer les déterminants de l'éco-efficience

1.1 Quelles méthodes pour expliquer les scores DEA avec des variables exogènes

Le calcul d'un score multidimensionnel DEA permet de distinguer les firmes efficaces des firmes inefficaces, et de classer ces dernières en fonction de leurs performances. En revanche, lorsque l'on souhaite aller au-delà de ce score d'efficience pour comprendre quels sont les facteurs qui caractérisent l'efficience des firmes, il est nécessaire de dépasser la seule estimation de ces scores et de poursuivre l'analyse en reliant ces scores à d'éventuelles variables explicatives. Ces variables explicatives, appelées plus généralement variables environnementales sont considérées a priori comme exogènes à la technologie de production sous-jacente par opposition aux inputs, outputs et outputs indésirables retenus. En fait, dire que ces variables sont exogènes est faire l'hypothèse qu'elles ne résultent pas du processus de production modélisé (leur niveau est déterminé en dehors de ce processus) mais qu'elles sont susceptibles d'en impacter l'efficience étant donné la combinaison d'inputs et d'output observée. Ainsi, on préférera parler de variables environnementales, synthétisant ici l'environnement global (social, économique, environnemental, politique, institutionnel, ...) dans lequel l'entreprise met en œuvre son processus de production, qui est supposé déterminer l'efficience. Sur l'analyse des performances des conduites d'élevage (système fourrager, santé animale, mécanisation, etc...), on peut citer par exemple les études de Yang (2009) sur les systèmes naisseur-engraisseur Taïwanais, les travaux de picazo-Tadeo et al. (2011) sur les fermes espagnoles n'ayant pas recours à l'irrigation et l'influence des subventions et du niveau scolaire sur l'éco-efficience, les travaux d'Otieno et al. (2012) qui ont exploré les déterminants de l'efficience des élevages bovins au Kenya, ou encore les travaux de Cabrera et al. (2010) qui ont identifié le travail familial et le niveau d'intensification comme des déterminants majeurs de l'efficience des systèmes laitiers américain (Wisconsin).

Coelli et al (2005) synthétise les différentes approches pour explorer les déterminants de l'efficience en 4 méthodes :

- Les deux premières méthodes ont pour objectif principal d'éviter de comparer des firmes qui n'opèrent pas dans le même environnement et dont on suppose que certaines variables environnementales influencent leur efficience. La première méthode consiste simplement à contraindre le modèle pour comparer uniquement une firme aux firmes qui possèdent autant de contraintes environnementales ou au moins autant. Ainsi, les firmes les plus avantagées par certaines variables environnementales sont comparées à l'ensemble de l'échantillon, tandis que les firmes les plus désavantagées ne sont comparées qu'aux firmes faisant face aux mêmes contraintes environnementales. La seconde méthode consiste cette fois-ci à construire des frontières spécifiques pour des groupes de firmes faisant face à des

contraintes environnementales identiques (climat, pression parasitaire, ...), puis de comparer les scores obtenus entre les groupes. Plus les résultats diffèrent, plus la variable environnementale en question a un impact important sur l'efficience des systèmes de productions étudiés.

- La deuxième approche consiste à intégrer entièrement les variables environnementales dans le modèle en tant que nouvelles contraintes en ne distinguant pas des firmes en fonction des contraintes qu'elles subissent comme précédemment. Si la variable est supposée avoir un effet positif sur l'efficience, elle est ajoutée comme un input, i.e. la firme n'est comparée qu'à des firmes ayant au plus le même avantage environnemental que cette firme (signe inférieur ou égale dans le modèle primal). En revanche, si la variable environnementale est supposée avoir un impact négatif sur l'efficience, elle est considérée comme un output et les firmes ne sont comparées qu'à des firmes partageant au moins le même niveau de désavantage environnemental (signe supérieur ou égale dans le modèle primal). Une approche plus globale consiste à rajouter toutes les variables environnementales dans une nouvelle contrainte en spécifiant un signe « = » dans le modèle primal, et c'est alors l'exploration des couts marginaux associés qui permettent de dire si les variables environnementales favorisent ou défavorisent l'efficience des firmes considérées.
- La dernière approche, la plus communément utilisée, est l'approche dite « en deux étapes » (two-step method). Elle consiste à effectuer une analyse DEA avec des inputs et outputs classiques afin d'obtenir dans un premier temps les scores d'efficience. Dans un deuxième temps une analyse statistique multidimensionnelle, comme une régression linéaire multiple, permet d'expliquer les scores d'efficience en fonction des variables environnementales. Dans certains cas, on peut même utiliser les coefficients estimés par la régression pour « corriger » les scores d'efficience et les comparer à des contraintes environnementales égales. Coelli et al. (2005) recommandent l'utilisation de cette méthode en deux étapes, principalement car elle permet d'utiliser des variables environnementales hétérogènes (quantitatives, qualitatives ordinales ou nominales) et peut être aisément implémentée avec des logiciels statistiques.

Une fois admis la pertinence de cette méthode en deux étapes, se pose la question des modèles à utiliser pour identifier l'impact des variables environnementales sur le score d'efficience. En effet, si l'on est tenté d'utiliser la régression linéaire classique, il convient de prendre en compte les spécificités de la variable à expliquer, ici le score d'efficience. En effet, cette variable présente le plus souvent une distribution particulière, avec un effet de seuil dû aux firmes efficaces (beaucoup de firmes ayant un score exactement identique à 1 ou 0 en fonction de la mesure sélectionnée), et d'une borne maximale ou minimale dans le cas d'une direction sur les inputs ou sur les outputs. Ainsi, Coelli et al. (2005) recommandent l'utilisation du modèle Tobit, modèle classiquement utilisé quand la variable à expliquer est bornée ou présente une distribution particulière. Le modèle Tobit est un modèle de régression dit « censuré » car la variable à expliquer est bornée. Bien que ce type de modèle apparaisse comme effectivement le plus approprié à l'exploration des déterminants des scores

d'efficience, Hoff (2007) s'est livré à l'exercice de comparer les résultats obtenus entre un modèle Tobit, deux modèles alternatifs (Papke-Wooldridge approach and the unit-inflated beta model) et la régression linéaire classique (méthode des moindres carrés). Synthétiquement, l'auteur a démontré que bien que constituant une approche simplifiée, la régression linéaire s'avère être le plus souvent une approche suffisante, en l'illustrant par une application au secteur de la pêche au Danemark.

Au-delà de ces méthodes standards permettant l'exploration des déterminants de l'efficience, nous avons développé une approche innovante basée sur le double constat suivant :

- Dans le contexte des productions animales, les variables environnementales sont assez restreintes. En effet, les jeux de données sont souvent axés sur une problématique particulière (analyse de cycle de vie, analyse économique, analyse zootechnique, etc...) mais surtout par rapport aux données globales retenues pour modéliser la technologie comme la main d'œuvre, le capital, les intrants fourragers, ... il apparaît difficile de disposer de données beaucoup plus fines et techniques sur la conduite d'élevage, la gestion du système fourrager, etc... Ainsi est née l'idée de mettre à profit les modèles agronomiques de type « whole-farm » qui décrivent les processus de production dans leur globalité, en s'appuyant sur des données biophysiques et décisionnelles avec une précision difficilement égalable par des jeux de données classiques.
- Nous l'avons vu, la structure des scores d'efficience (bornés avec un effet de seuil pour les firmes efficaces) entraîne des questions d'ordre statistique sur leur analyse, et surtout leur corrélation aux variables environnementales. Ainsi, dans l'approche que nous allons développer, nous avons préféré nous focaliser uniquement sur les firmes efficaces et tenter de révéler leurs points communs mais aussi leurs différences éventuelles au regard des différentes variables environnementales sur la conduite technique des systèmes de production.

Il faut souligner ici que cette approche couplant les modèles de simulation agronomiques et les modèles d'activités est novatrice et particulièrement adaptée à notre problématique d'analyse explicative de l'efficience des conduites d'élevages. En effet, par le jeu des simulations, elle permet de générer un très grand nombre de points d'inputs-outputs retenus pour estimer la technologie de production tout en étant caractérisée par des environnements techniques, agronomiques et sociaux très différents établis par le modèle « whole farm ». Néanmoins, effectuer une analyse d'efficience sur des fermes simulées nécessite de redoubler de prudence sur la pertinence de l'échantillon utilisé et surtout sur l'aspect réaliste des pseudo-observations générées. Bien que des techniques statistiques aient également été utilisées dans l'article scientifique I de ce manuscrit, c'est dans la partie suivante de ce chapitre que nous avons décidé d'aborder les notions de robustesse statistiques des méthodes de frontières d'efficience.

1.2 Quelle robustesse pour une frontière d'efficience basée sur des fermes simulées : considération statistiques sur les frontières d'efficience

Nous l'avons vu, la méthode DEA implique de définir des inputs et des outputs qui décrivent précisément un processus de production, mais plus encore de sélectionner un échantillon de firmes qui mettent en œuvre ce processus. L'ensemble des données disponibles est rarement exhaustif et la frontière d'efficience est donc une frontière estimée (ainsi que les scores d'efficience de chaque firme) conditionnellement à l'échantillon utilisé. Ainsi, nous comprenons que les scores DEA ne sont en réalité que des estimateurs des niveaux réels d'efficience qui restent pour leur part inconnus. On voit que nous nous situons ici dans le champ de l'inférence statistique liée à l'estimation de paramètres d'une population à partir d'un échantillon non-exhaustif. Bien connu dans les domaines de l'écologie comme la dynamique de population ou l'analyse de la biodiversité où il est impossible d'accéder aux propriétés de la population, ces concepts statistiques liés à l'évaluation d'estimateur sont également au cœur de l'évolution des méthodes de frontières d'efficience. En effet, dès 1985, Schmidt (1985) soulève le manque de considération statistique dans l'étude des frontières d'efficience ("I am very skeptical of non-statistical measurement exercises, [...], I see no virtue whatever in a non-statistical approach to data.").

Banker (1993) sera le premier à apporter une réponse aux interrogations de la communauté scientifique sur les propriétés statistiques des estimateurs DEA. En définissant un processus de génération de données comme il est nécessaire pour définir un estimateur, Banker s'appuie sur la technique du bootstrap pour définir les propriétés statistiques de l'estimateur DEA et suggérer l'utilisation de tests statistiques basés sur l'analyse des distributions asymptotiques de celui-ci. L'auteur stipula alors que l'estimateur DEA est fiable, bien qu'il soit nécessaire d'utiliser de grands échantillons pour s'assurer de la pertinence des résultats. Ce résultat sera confirmé peu de temps après par Korostolev et al. (1995) qui démontrera que l'estimateur DEA converge lentement et qu'aucun autre type d'estimateur ne pourrait converger plus rapidement.

Cette première approche statistique basée sur un bootstrap naïf va être critiquée par Simar et Wilson (2000) qui se basent sur les travaux fondateur d'Efron (1979) sur le bootstrap pour démontrer que le bootstrap naïf n'est pas l'approche la plus adéquate pour estimer une fonction de distribution. En effet, lorsque le bootstrap naïf se base sur la distribution empirique des scores issus des « tirages », Simar et Wilson préfèrent s'appuyer sur une distribution théorique. Pour ce faire, ceux-ci utilisent les estimateurs de densité de type Kernel pour « lisser » (smooth bootstrap) les distributions observées et établir une distribution théorique de scores obtenus par bootstrap. Ainsi, Simar et Wilson (1998, 2000, 2008) créent un cadre théorique à l'interface des statistiques probabilistes et de l'économétrie pour analyser les propriétés des estimateurs DEA. Bien que complexe, la méthode est rapidement intégrée dans la recherche opérationnelle et permet d'accompagner les scores

d'efficience habituels d'intervalle de confiance (biais) pour de nombreuses études empiriques.

Néanmoins, conscient que l'approche nécessite une maîtrise élevée de concepts mathématiques éloignés de l'économétrie classique, Simar et Wilson (2011) développent une approche plus implicite : le sub-sampling. Ils arguent alors que cette dernière méthode présente l'insigne avantage de ne pas avoir recours aux techniques de lissage de Kernel et de ne pas nécessiter de passer par la résolution de programme linéaires intermédiaires. Les auteurs démontrent que l'approche apparaît effectivement comme une alternative judicieuse aux approches plus complexes comme le double-smooth bootstrap proposé par Kneip et al. (2008) mais que le choix du nombre de sous échantillons est capital pour s'assurer de la pertinence de l'estimateur DEA.

Il faut noter qu'en parallèle de ces approches, Cazals et al. (2002) propose une autre vision pour définir les propriétés statistiques des estimateurs d'efficience. Pour ce faire celui-ci va jusqu'à modifier la définition habituelle des frontières d'efficience qui bornent habituellement l'ensemble de production. En effet, l'idée majeure de cette approche est de construire une frontière partielle très proche de la limite supérieure de l'ensemble de production (pour des outputs) mais qui se situe dans le nuage de points de l'ensemble de production. Daouia et al. (2012) insistent alors sur le fait que de cette manière, la frontière sera sensible aux valeurs extrêmes tout en n'étant pas uniquement déterminée par ces derniers. On ne peut plus parler *stricto sensu* de frontière de production, étant donné que celle-ci n'englobe plus l'ensemble de production, mais de fonction de maximum d'output attendus (« expected maximal output function »). Grâce à cette modification de perception de la notion de frontière, Florens et Simar (2005) constatent qu'il est possible de définir un simple estimateur non paramétrique dont on pourra connaître toutes les propriétés statistiques.

Nous l'avons dit, dans le cas d'une analyse de frontière d'efficience sur un jeu de données simulées par un modèle agronomique, il est primordial de s'assurer que d'éventuelles simulations non réalistes n'impactent pas l'ensemble des résultats de l'analyse des scores. Ainsi, notre objectif ici n'est pas tant d'évaluer les propriétés statistiques de l'estimateur DEA issu de l'analyse de l'efficience, mais plus de s'assurer que d'éventuels outliers générés par GAMEDE n'impactent pas la structure de la frontière d'efficience. Nous avons en conséquence choisi d'implémenter la méthode de sub-sampling, qui est apparu comme la plus intuitive pour une réflexion agronomique (a contrario des approches de Cazals et al. (2002)). La figure 7 illustre le concept du sub-sampling. Dans la figure de gauche, on considère un échantillon de firme constitué de A, B, C et D, et on calcule le score de la firme D. Par la suite, la méthode consiste à effectuer un ensemble de sous-échantillon parmi l'échantillon exhaustif. La taille de ce sous-échantillon est vivement discutée, et nous avons pris le parti de retenir une taille de sous-échantillon égale à 75 % de l'échantillon global (Dervaux et al., 2009). L'exemple donnée sur la partie de droite de la figure 7 montre que le sous-échantillon ne contient plus la firme B, et la frontière efficiente s'en trouve affectée. Ainsi, lorsque l'on calcule le score de la firme D dans ce cas, on constate qu'il est moins important. De manière

générale, le score obtenu dans le cas de sous-échantillon sera toujours inférieur à celui observé avec l'échantillon exhaustif, ou égal si l'ensemble des firmes formant la combinaison efficiente de la firme inefficente sont également présentes dans le sous-échantillon.

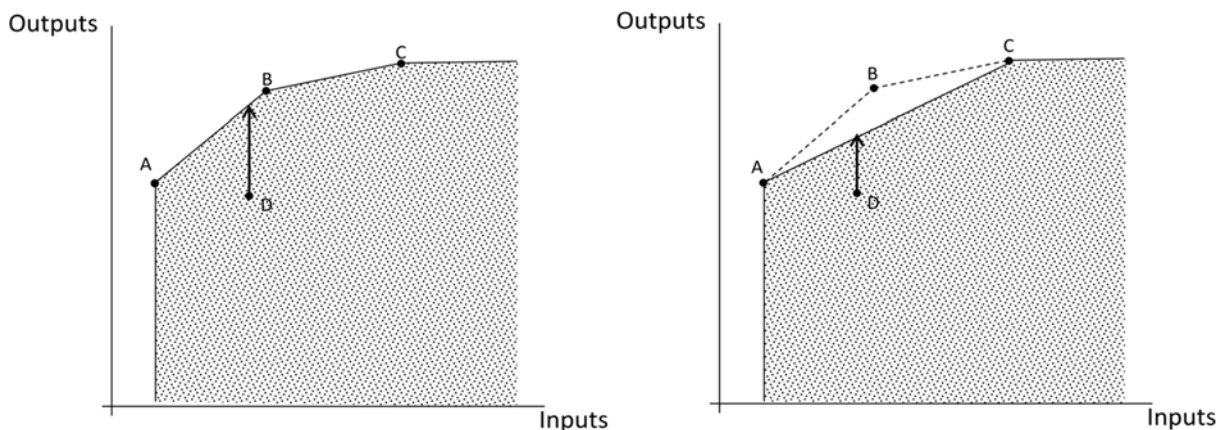


Figure 7 : Principe du "sub-sampling" - illustration d'un cas théorique

Néanmoins, dans le cas exposé sur la figure 7, la différence de score pour la firme D n'est pas très importante car il n'y a pas d'outliers dans l'échantillon de firmes (A, B, C et D). La figure 8 montre le même concept de sub-sampling, mais en la présence d'outliers dans l'échantillon.

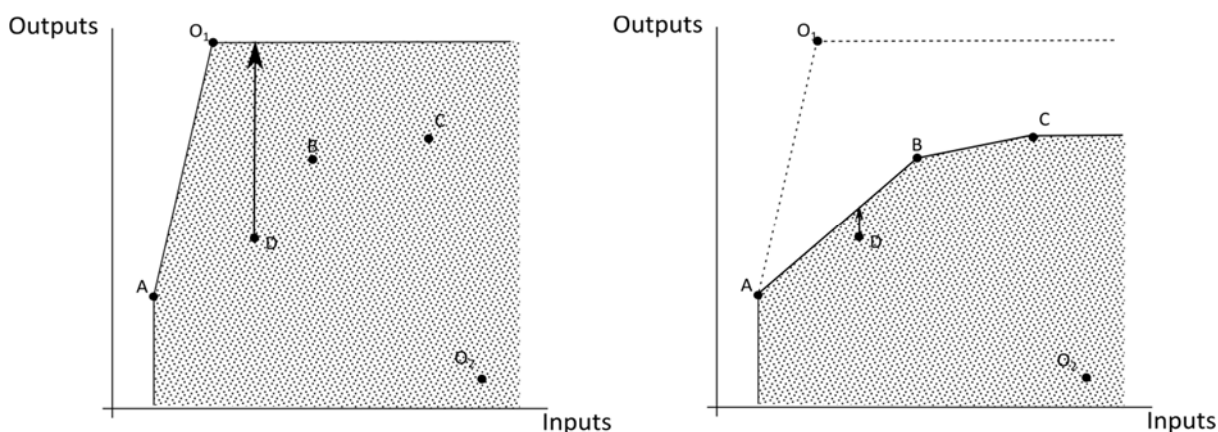


Figure 8 : Sub-sampling dans le cas de la présence d'outliers

On voit ici qu'en plus des firmes A, B, C et D, deux outliers apparaissent dans l'échantillon :

- O_1 est un outlier efficace dans le sens où pour un niveau faible d'inputs, il produit considérablement plus d'outputs que les autres firmes de l'échantillon.
- O_2 est un outlier inefficace car pour une quantité importante d'input, il produit significativement moins d'output que les différentes firmes de l'échantillon

La figure 8 permet de mettre en évidence l'impact différent de ces deux différents types d'outliers sur la construction de la frontière d'efficience. On voit dans la partie gauche de la figure 8 que l'outlier efficace O1 influence fortement la construction de la frontière efficace. A droite de la figure, s'il n'est pas sélectionné dans le sous-échantillon les distances des firmes à la frontière en sont donc significativement diminuées. A l'opposé, on comprend aisément que la présence de l'outliers O2 n'impacte pas la construction de la frontière et que sa sélection (ou non-sélection) dans un sous échantillon ne modifiera pas les scores de l'ensemble des firmes du sous-échantillon.

Ainsi, en tirant n sous-échantillons avec remise, chaque firme de l'échantillon initial aura n scores différents que l'on va pouvoir comparer à son score obtenu dans le cas de l'échantillon complet. La différence observée entre les deux cas est un indicateur de l'impact d'outliers éventuels sur la frontière efficace, et donc dans notre cas, de la génération de fermes anormalement efficaces par le simulateur agronomique « whole farm » GAMEDE que nous allons décrire dans la prochaine partie de ce troisième chapitre.

Cette nécessité de contrôler la pertinence des fermes simulées par le modèle de simulation agronomique et notamment les outliers efficaces est discutée dans l'article IV de ce chapitre. Nous verrons qu'en toute vraisemblance, on peut faire l'hypothèse que les modèles « whole farm » génèrent des outliers inefficaces (combinaison de paramètres inadéquat) mais que la simulation de fermes anormalement efficaces est impossible car le modèle GAMEDE « whole farm » est naturellement borné par les limites biophysiques des animaux et des végétaux.

2 Utilisation d'un modèle de simulation « whole-farm » pour générer des fermes simulées

2.1 L'évolution des modèles agronomiques et l'émergence des approches holistiques des systèmes de productions animales

Afin de gagner en précision, et décrire les processus biophysiques en jeu dans les systèmes de productions animales, les agronomes ont dû restreindre dans un premier temps leurs échelles d'analyse. En effet, comme le rappelle Vayssières (2009a), de nombreux modèles décrivent en détails les processus d'alimentation animale (Inratriation (INRA, 2007) ou GrazeIn (Delagarde et al., 2004)) mais aussi les modèles de croissance fourragère (Mosaic (Martiné, 2003), Stics (Brisson et al., 2003)). Bien que nécessaire pour décrire à une précision quasi-moléculaire ces processus biophysiques, cette échelle ne permettait pas d'appréhender les systèmes de production comme un ensemble de processus (alimentation, croissance végétale, démographie, pratiques d'élevage...). Le challenge scientifique auquel doit alors faire face la

communauté scientifique est de construire une ontologie nouvelle des modèles de productions animales pour intégrer ces différents modules, et leurs interactions, dans toutes leurs complexités. Si les recherches théoriques sur les prises de décisions des éleveurs étaient déjà très avancées (Sébillotte et Soler, 1990 ; Landais, 1993), leur intégration dans des modèles à l'échelle de la ferme était un tout autre problème. Pacaud (2007) résume les différentes étapes qui ont vu l'intégration des processus de décision dans les modèles agronomiques. Dans un premier temps, la prise en compte des décisions de l'éleveur se résume simplement à la mesure opérationnelle, i.e. à son impact direct sur une activité à réaliser dans le système de production. Ainsi, ce dernier énumère les modèles qui intègrent un module « management » qui permet de prendre en compte une certaine marge de manœuvre sur les différentes activités à réaliser (GRASIM (Mohtar et al. 2000) ; SPUR (Teague & Foy 2002)... Dans le cas de modèle d'optimisation, le module décisionnel apparaît alors le plus souvent sous forme de contraintes successives ou d'objectifs à atteindre, alors que dans les modèles de simulation il apparaîtra sous forme de paramètres spécifiques (Vayssières et al., 2009a). Même si certains de ces modèles dépassent cette approche pour prendre en compte de réelles stratégies, notamment d'alimentation (Kristensen, 2003) ou d'exploitation des produits agricoles (Pfister et al. 2005), l'approche décisionnelle est ici assez minimaliste, limitée à une modulation des activités. Dépassant ces premières tentatives, Duru et al. (2003) proposent un cadre d'analyse hiérarchique en 3 parties : (i) objectifs globaux pour le système de production, (ii) organisation générale du calendrier d'activités, (iii) la décision de mise en œuvre de ses activités en fonction d'aléas climatiques, de disponibilité de main d'œuvre, etc... Dans cette approche, le module décisionnel est intimement lié aux processus biophysiques dans une relation bilatérale. Dans cette relation bilatérale, le module décisionnel s'adapte aux processus biophysiques (changement des rotations prairiales suite à une croissance végétale plus faible due à des aléas climatiques) et influence en retour les processus biophysiques (une stratégie de rationnement influence la croissance des animaux, mais aussi la production laitière). GAMEDE (Vayssières et al., 2009a, 2009b) et Mélodie (Chardon et al., 2012) sont des exemples de modèles qui implémentent ce type d'approche intégrée caractérisée comme un « finalised biophysical and managed system » dans le modèle CASIMOD'N plus récemment (Moreau et al., 2013).

Avec l'introduction des processus de décision de l'éleveur, tant par la gestion de la main d'œuvre que par les choix sur la valorisation des produits agricoles, les simulateurs ont rapidement pu intégrer ces aspects économiques dans la modélisation de l'ensemble du système de production. Janssen et Van Ittersum (2007) réalisent une synthèse bibliographique de l'ensemble des modèles bioéconomiques existants et les classent essentiellement en 3 catégories (empiriques, mécanistiques, normatifs). Ils montrent que ces modèles peuvent couvrir des échelles de temps et d'espace très hétérogènes mais aussi qu'ils se distinguent par la perception d'un ou plusieurs objectifs, de la prise en compte du risque auquel fait face l'éleveur et à son milieu social... En intégrant de plus en plus de complexité dans les modèles agronomiques, on voit que les modélisateurs disposent d'une palette de modules qu'il leur est possible d'intégrer, ce qui accroît considérablement la diversité des modèles publiés.

La prise en compte de l'impact environnemental des productions animales s'est rapidement imposée comme une étape primordiale dans la recherche d'une approche holistique de ces systèmes de productions. Bien que cet impact sur les écosystèmes soit complexe à déterminer sur différentes échelles de temps et d'espace, l'émission des gaz à effet de serre par système basé sur les ruminants a cristallisé l'attention de la communauté scientifique. Ainsi, Crosson et al. (2011) recensent pas moins de 31 modèles « whole-farm » ayant pour objectif d'évaluer les émissions de gaz à effet de serre dans le secteur bovin (lait et viande). Les auteurs insistent sur le fait que bien que la méthodologie IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) permet de définir un cadre commun pour l'analyse des émissions de GHG dans le monde entier, ce cadre est difficilement applicable à l'échelle de la ferme. Ainsi, la plupart des modèles « whole-farm » adoptent des hypothèses spécifiques à un contexte agronomique ou socio-économique et la comparaison des résultats entre les élevages est souvent trop approximative. La gestion de l'azote est également apparue comme une contrainte environnementale essentielle à intégrer dans les simulateurs car les flux d'azote interviennent à tous les niveaux du système de production. Même s'il est vrai que la séquestration de carbone est prise en compte dans les modèles pour balancer les émissions de gaz à effet de serre, la spécification des flux azotés doit prendre en compte la teneur des intrants et des productions en azote, mais aussi et surtout les équilibres complexes de l'apport azoté par la fertilisation organique ou minérale et les pertes par lixiviation ou évaporation. C'est notamment cet objectif de caractériser l'ensemble des flux d'azote en élevage laitier qui a nourri la réflexion du modèle GAMEDE mobilisé ici.

2.2 Un exemple de modèle de simulation « whole farm » à La Réunion : Gamede

Nous n'allons pas rappeler l'ensemble des réflexions qui ont nourri la construction de ce modèle et les différents résultats qui ont fait l'objet de multiples publications (Vayssières et Lecomte, 2007 ; Vayssières et al., 2009a ; 2009b, Vayssières et al., 2011). Notre objectif est plutôt de décrire brièvement les spécificités de GAMEDE, tant dans sa conception que dans son implémentation, afin d'en montrer ses avantages et ses limites dans l'approche que nous développons : utiliser un simulateur « whole-farm » pour générer un ensemble de pseudo-fermes sur lesquelles des frontières de production seront estimées.

La première qualité de ce modèle repose sur l'étroite collaboration des concepteurs avec les éleveurs au cours d'une période de six années. Les concepteurs de GAMEDE ont souhaité adopter une démarche participative pour mettre au cœur du modèle la connaissance des éleveurs sur les systèmes de production particuliers que sont les élevages laitiers tropicaux insulaires. Cette démarche s'appuie sur quatre types d'enquêtes réalisées à fréquences variables :

- Enquête immersion : durant une semaine entière la première année de réflexion, l'immersion du modélisateur dans chaque ferme sur lesquelles s'appuie le modèle a permis de cerner les contraintes quotidiennes des éleveurs
- Visites individuelles : une fois tous les deux mois durant les deux années de construction de GAMEDE, ces réunions ont permis de créer un lien de confiance avec les éleveurs mais surtout de comprendre la stratégie des agriculteurs à moyen terme pour conduire leurs élevages.
- Réunion avec l'ensemble des éleveurs : 3 fois par an durant la finalisation du modèle, ces réunions étaient l'occasion de faire des premiers retours aux éleveurs sur les résultats de GAMEDE et d'intégrer leurs remarques pour modifier le modèle en temps réel.
- Les réunions interactives ont permis, lorsque le modèle était finalisé, d'effectuer les premières simulations avec les éleveurs en définissant avec eux des scénarios alternatifs pertinents.

Cette approche participative est capitale dans le cas d'une simulation de ferme. En effet, afin de paramétrer stochastiquement le modèle et définir des bornes pour les paramètres de GAMEDE, il était nécessaire (i) de connaître les valeurs actuelles de ces paramètres très précisément et (ii) de cerner dans quelle mesure ces paramètres peuvent prendre des valeurs plus ou moins élevées selon les stratégies des éleveurs et le contexte réunionnais. Nous le verrons dans l'article IV, cette caractérisation des bornes supérieures et inférieures pour les paramètres de GAMEDE est un élément clé du couplage des modèles « whole-farm » et des frontières d'efficience.

Un autre point capital dans la mise en œuvre de cette méthode, qui peut paraître secondaire, est le choix d'une interface intuitive due à l'ontologie de flux (« stock flow ») choisie pour GAMEDE. En effet, GAMEDE est un modèle qui inclut 26950 variables et plus de 1900 équations. Et malgré cette complexité, sa mise en œuvre sous Vensim® permet de s'approprier rapidement l'ontologie globale du modèle ainsi que ses différentes composantes.

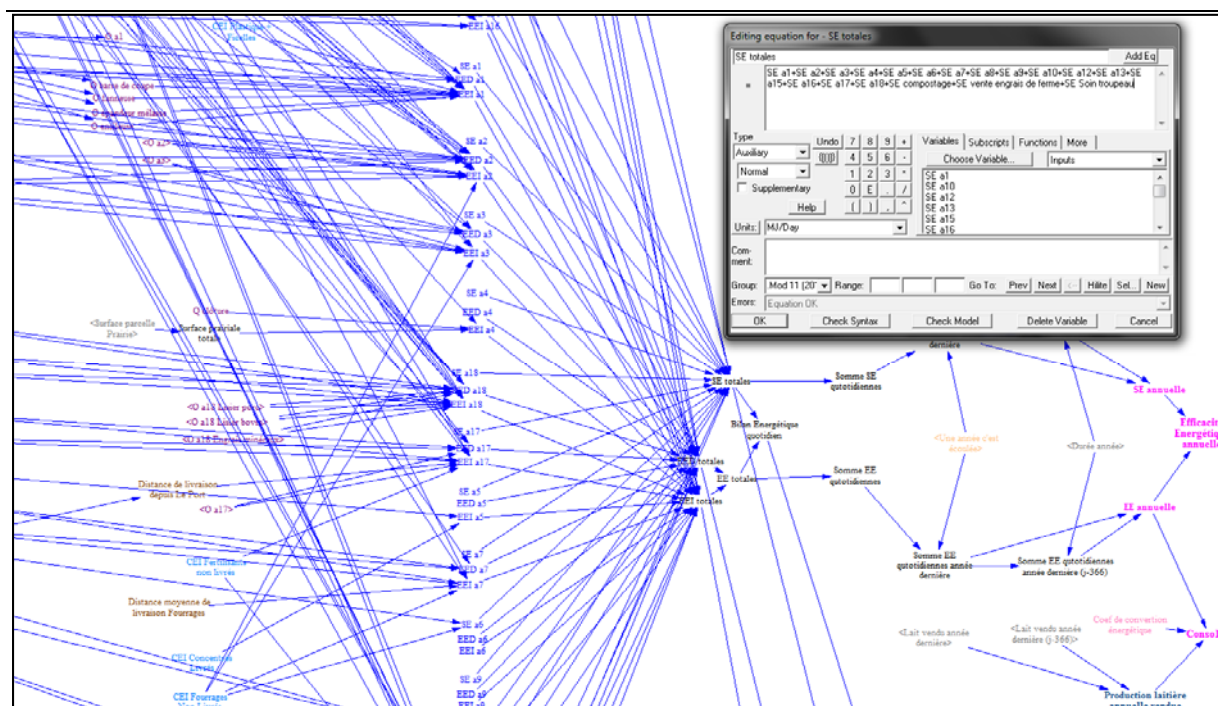


Figure 9 : Capture d'écran d'une partie d'un module de GAMEDE (parmi 31) et exemple de description d'une variable

La figure 9 illustre par exemple le module « énergie » qui recense l'ensemble des flux énergétiques au sein de l'exploitation. Cet exemple permet de comprendre la philosophie de Vensim et de GAMEDE. Les flux entre chaque « stock » sont dépendants de formules mathématiques qui permettent de contrôler les flux entre chaque composante. Par exemple, pour la variable « SE totales » au centre de la figure, on voit qu'elle correspond à la somme des sorties d'énergie du système (sur la gauche de la figure) et qu'elle permettra de calculer des indicateurs globaux sur l'efficacité énergétique (en rose sur la droite de la figure). Compte tenu du nombre important de variables et de paramètres, on pourrait s'attendre à ce que GAMEDE se résume à une multitude de codes informatiques dans différents langages de programmation, mais le choix de cette ontologie de flux permet de garder une approche intuitive. Ainsi, grâce aux différentes missions à La Réunion et à une étroite collaboration avec Jonathan Vayssières, il a été possible de cerner dans ses contours globaux GAMEDE pour paramétrer la génération d'un jeu de données simulées.

Enfin, le dernier avantage majeur de GAMEDE est sa capacité à générer des indicateurs de nature différente pour caractériser précisément le système de production. En effet, au-delà de la simple génération d'un jeu de données de fermes simulées, notre enjeu est aussi d'extraire une batterie d'indicateurs qui permettront d'une part d'estimer une technologie de production (inputs, outputs, et outputs indésirables) et d'autre part de caractériser les situations d'éco-efficience en relation avec les paramètres d'entrée de GAMEDE. A cet effet, GAMEDE fournit quatre types d'indicateurs (Vayssières et al., 2009a). Les indicateurs techniques donnent des informations sur la gestion de la production fourragère (productivité prairiale, prairies ensilées, intervalle de temps entre deux récoltes, etc...) mais également sur la production laitière (productivité laitière). Les indicateurs sociaux se focalisent sur la gestion

de la M.O et les quantités de travail allouées pour chaque activité, en distinguant le travail classique du travail d'astreinte. La marge brute constitue le principal indicateur économique, et prend en compte l'ensemble des productions de la ferme (viande, lait et fourrage dans le cas où l'éleveur vend le surplus de production fourragère). Enfin, les indicateurs environnementaux sont essentiellement inhérents aux flux d'azote au sein de la ferme. Si le bilan azoté et l'efficience azotée sont respectivement la différence ou le rapport entre les entrées d'azote et les sorties d'azote du système, d'autres indicateurs permettent d'explorer plus encore les flux azotés du système. Par exemple, en quantifiant la teneur en azote des différents engrais minéraux et celle des engrais organiques, il est possible de définir des indicateurs de dépendance azotée de chaque ferme simulée.

Nous l'avons vu dans ce chapeau introductif du troisième chapitre, la réflexion qui fait l'objet de l'article IV est innovante et a pour objectif de mettre à profit la complémentarité des modèles de simulation et d'optimisation d'une part mais plus globalement de la complexité des approches « whole-farm » et la modélisation des technologies de production des méthodes de frontières efficaces. Evidemment, cette combinaison de modèle n'est possible que par un travail de programmation important mais l'accent ne sera pas mis sur ces aspects techniques dans le papier IV. L'essentiel de la réflexion porte sur les voies de réflexion qu'ouvre une telle approche transdisciplinaire et sur son intégration aux recherches actuelles en agronomie pour combiner de nombreuses familles de modélisation.

A new methodology combining an agronomic whole–farm simulation model and efficient frontier analysis to explore eco-efficiency determinants

(Article 4)

Cet article a été soumis au journal « Environmental modelling & software » le 4 mars 2014 et des révisions majeures sont en cours d'élaboration à la demande de l'éditeur.

Durant son élaboration, il a fait l'objet de deux présentations en conférences nationales et internationales :

- 7èmes Journées de recherches en sciences sociales (SFER-INRA-CIRAD) à Agrocampus Ouest (Centre d'Angers), les 12 et 13 décembre 2013
- 10th European IFSA (International Farming System association) Symposium, 1-4 July 2012 in Aarhus, Denmark.

1. Introduction

In response to the challenge of meeting the predicted 85% increase in global demand for meat, in 2011, the Food and Agriculture Organization (FAO) launched a global agenda of action in support of the sustainable development of the livestock sector. One of the three pillars of the project is “closing the efficiency gap” (FAO, 2012) as many reports have emphasized the major difference in ecological efficiency between different agricultural systems (for example in the dairy sector, greenhouse gas emissions range from 1.3 to 7.5 Kg CO₂-eq per liter of milk). Thus, ecological intensification (Dalgaard et al., 2003) has become a keystone in agricultural research and agricultural system modeling is now widely implemented to design future sustainable production systems (Godfray et al., 2010).

Agricultural system modeling is a wide research field that is continuously being enriched by growing knowledge on biophysical processes. For instance models can describe the feed/nutrient requirements of animals/plants and corresponding production with increasing accuracy (e.g. for animals: INRATON; INRA, 2007; e.g. for plants STICS; Brisson et al., 2003). From this strictly biophysical approach, simulation models have evolved toward more complex forms to accurately represent the functioning or management of agricultural systems. Rotz and Coiner (2006) and Vayssières et al. (2009a) emphasized the need to explicitly model interactions between human activities and biophysical processes to be able to realistically represent the management of agricultural systems. In addition, these authors emphasized the limit of models at herd or plot scale and stated that only whole-farm models can assess the impact of a technical or managerial modification on the performance of the production system (Vayssières et al., 2011). Many whole-farm simulation models are available, a few example being IFSM (Rotz and Coiner, 2006), NUANCES-FARMSIM (Giller et al., 2006), GAMEDE (Vayssières et al., 2009), MELODIE (Chardon et al., 2012). These models try to reflect the interactions between all the sub-systems of the production systems (animals, soils, plants etc.) in different environments (climate, markets etc.). Although whole-farm models can accurately describe the functioning or the management of the production system, they require a large number of parameters and most are limited to “what if” (simulation models) or “how to” (optimization models) questions.

With respect to the current agroecological paradigm to produce more and at the same time reduce environmental impacts, operational research has been involved in reflection concerning agricultural modeling.

Indeed, efficient frontier analysis methods and specifically the non-parametric method called data envelopment analysis (DEA, Charnes et al., 1978) has led to a new way of looking at environmental assessment in agricultural production systems. Including undesirable outputs in classical DEA models (Scheel, 2001; Coli et al., 2011) is a powerful way of assessing eco-efficiency on the basis of synthetic databases. The non-parametric efficient frontier method does not assume any functional form of the production of technology but only requires the definition of a set of inputs, desirable outputs, and undesirable outputs. Based on linear programming, the model defines an efficiency score based on the gap between a farm and the benchmark. In this way, the model allows a multidimensional definition of eco-efficiency, i.e. considering multiple inputs, outputs and

undesirable outputs. The World Business Council for Sustainable Development (WBCSD, 2011) broadly defines eco-efficiency as “[...] the delivery of competitively priced goods and services that satisfy human needs and bring quality of life, while progressively reducing ecological impacts and resource intensity throughout the life-cycle to a level at least in line with the Earth’s estimated carrying capacity”. In this paper, we use the term eco-efficiency to refer to a micro-economic approach to eco-efficiency (maximization of outputs combined with minimization of inputs and undesirable outputs) which meets three of the objectives identified by the WBCSD for eco-efficiency: (i) reduce the consumption of resources, (ii) reduce the impact on nature, (iii) provide customers with higher quality products and services.

According to Goffinet’s (2006) definition, a model is a “reconstruction of a process based on data and knowledge, for a given objective”. Farm models used by agronomists and the DEA method used by economists are two types of models used for very different purposes. On one hand, whole-farm simulation models are complex and they cannot simplify the production process because their objectives are to represent reality as accurately as possible and to be able to simulate and explore alternative production systems (*ex-ante* analysis). On the other hand, thanks to the DEA method, efficiency analyses promote Occam’s razor principle, i.e. to introduce as few hypotheses as possible and only assume a production technology with limited knowledge of the production process, but to determine a multidimensional progress margin in each dimension (inputs, desirable outputs, undesirable outputs). In this paper, we present an original methodology combining an agronomic simulation model with the DEA method to fully characterize the eco-efficiency determinants of agricultural systems.

As the proposed methodology involves choosing parameters among bounds, many simulations, and an optimization method to filter the simulations, it can be compared to existing modeling techniques such as sensitivity analysis, inverse modeling, and simulation-based optimization.

Sensitivity analysis and uncertainty analysis have emerged as steps that are impossible to circumvent in modelling, particularly in model validation. Uncertainty analysis focuses on the evaluation of uncertainty in all model components (parameters, equations, inputs data, etc.) and provides a confidence interval on each output (Monod et al., 2006). Sensitivity analysis is more focused on the global behavior of the model and on the influence of each component in the final simulated result. A specific output is analyzed to assess the impact of a specific parameter value on local sensitivity analysis while the whole range of outputs value is assessed according to the whole range of possible inputs in global sensitivity analysis (Zhan et al., 2013). Generally, these modelling approaches aim to control uncertainty on the data used or manage the role of each component in the overall model implementation.

According to the definition by Tarantola (2005), an inverse problem “consists of using the actual result of some measurements to infer the values of the parameters that characterize the system”. Inverse modeling has been a great support in research fields involving large amounts of data and very complex models, typically in atmospheric research (Vautard et al., 2000). More recently, with the development of holistic models in agronomy, inverse modeling has been applied in the context of crop production in western Kenya (Tittonell,

2007). Indeed, inverse modeling makes it possible to identify robust parameter values according to their ability to accurately predict observable data through the modeling process. In other words, the basic principle of inverse modeling is identifying the value of a set of unknown parameters by testing different combinations, and deciding which combination leads to the simulated outputs that are closest to the observed ones. In this sense, the aim of inverse modeling is mainly to correctly parameterize a complex model.

The two approaches differ from our methodology since our objective is not to identify the precise value of parameters nor to test the sensitivity of model indicators or parameters, but to generate a whole range of possible systems through a stochastic choice of parameter values between set upper and lower bounds. Our methodology does not rely on inverse modeling and sensitivity analysis but belongs to simulation-based optimization (SBO, Mattot et al., 2012). Even if our methodology is closely linked to SBO, we argue that DEA is not only an optimization method, but also a microeconomic tool that relies on economic (disposability) and mathematic (convex production set) assumptions to determine a level of eco-efficiency. In the same way as that performed by Azadeh et al. (2008) based on a railway system, combining DEA with a simulation model is neither inverse modelling nor SBO, but an original methodology that could be called simulation-based Data Envelopment Analysis. To our knowledge, this modelling methodology has never been implemented in agricultural systems research. Moreover, while Azadeh et al. (2008) used the simulation model to assess only 22 scenarios, in our study, we simulated thousands of agricultural systems thanks to GAMEDE. To conclude this terminology specification about modelling, we consider that our research is close to inverse modeling or sensitivity analysis in the combination of simulation and optimization, but does not aim to refine parameter values. In this paper, we assume that the simulation model (GAMEDE) describes the production process as accurately as is possible, thus, our objective is not to implement Monte Carlo analysis or sensitivity analysis to explore the model, but simply to use its accurate description of the biophysical processes and decisional systems to generate simulated production systems.

The methodology was applied to explore the eco-efficiency of dairy livestock systems in a French overseas department in the Indian Ocean, Reunion Island. In this island territory where most of the agricultural land is used to grow sugar cane (D'Haese et al., 2009), land scarcity is the main limitation to livestock production. Dairy farms are intensive production systems based on the use of feed concentrate and mineral fertilizers, making the management of surplus nitrogen a key issue for the further development of livestock production in Reunion Island (Vayssières et al, 2009b). The island faces the challenge of achieving self-sufficiency in the livestock products needed to feed more than one million inhabitants in 2040 with limited access to costly imported feed products from mainland France. In this context, eco-efficiency assessment can help identify both progress margins for current dairy production systems and ecological intensification pathways.

This paper is divided into three parts. In the first part, we describe the proposed methodology, the model used for simulations and the DEA method used for production system scoring. In the second part, we present the results and the knowledge generated at the different steps of the proposed methodology. Finally, in the third part, we discuss the main

advantages and limits of the methodology and provide some recommendations for future eco-efficiency analyses.

2. Material and methods

2.1 Combining a simulation model and the DEA method

The proposed methodology combines simulation modeling and data envelopment analysis (DEA) for efficiency analysis. It is a three-step methodology (figure 1). In the first step, a whole-farm model, in this case GAMEDE, is used to generate a set of simulated farms based on random parameterization. In the second step, the level of efficiency of each farm is assessed using the DEA method. The third step links the multidimensional DEA scores with the characteristics of the corresponding production systems on the basis of a multivariate analysis.

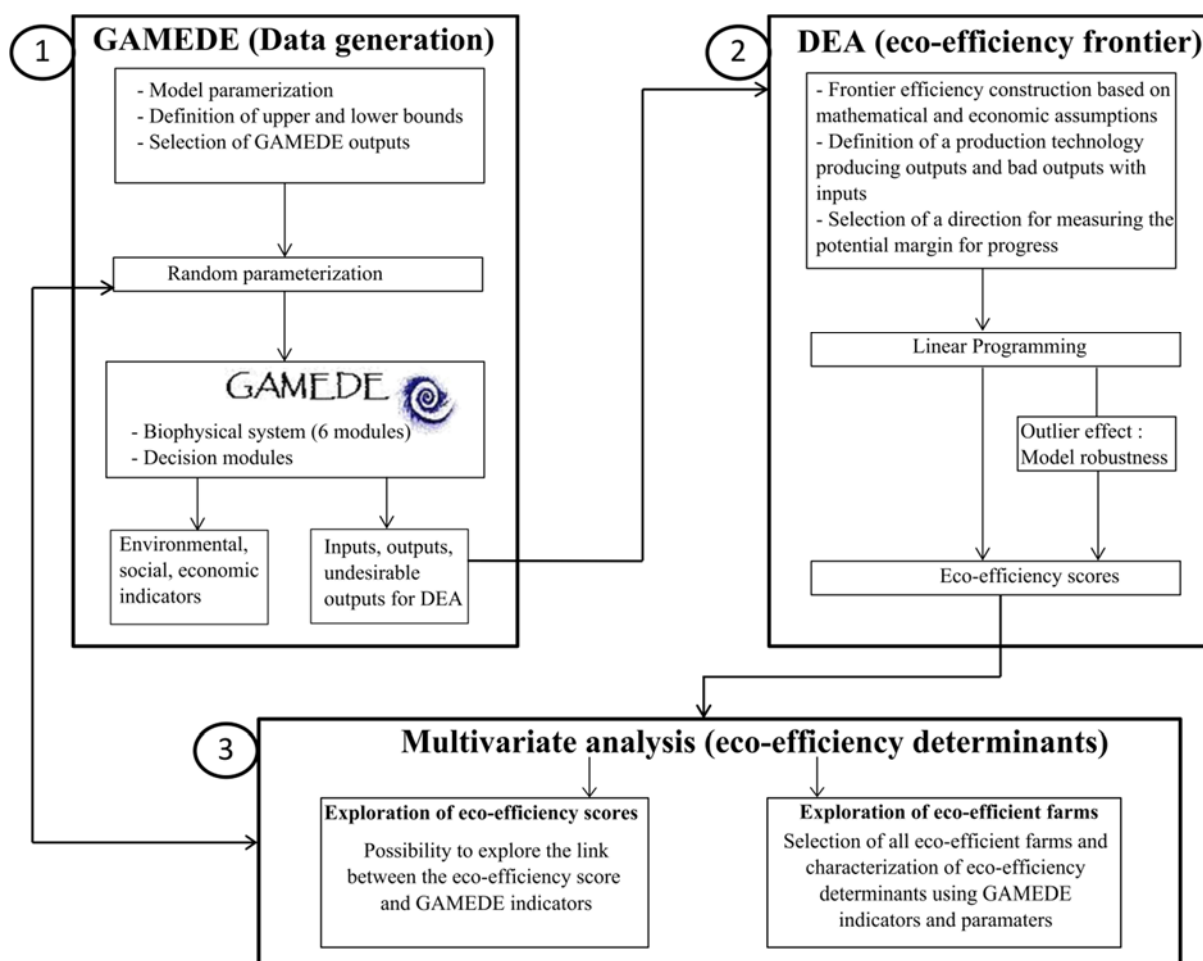


Fig. 1. Three-stage methodology for analyzing the eco-efficiency of agricultural systems.

Given that the nomenclature used for the variables may be confusing as some outputs of the GAMEDE model (i.e. indicators) are used as inputs for the DEA method, figure 2

summarizes the variables used in the proposed methodology to clarify the terminology used in this paper.

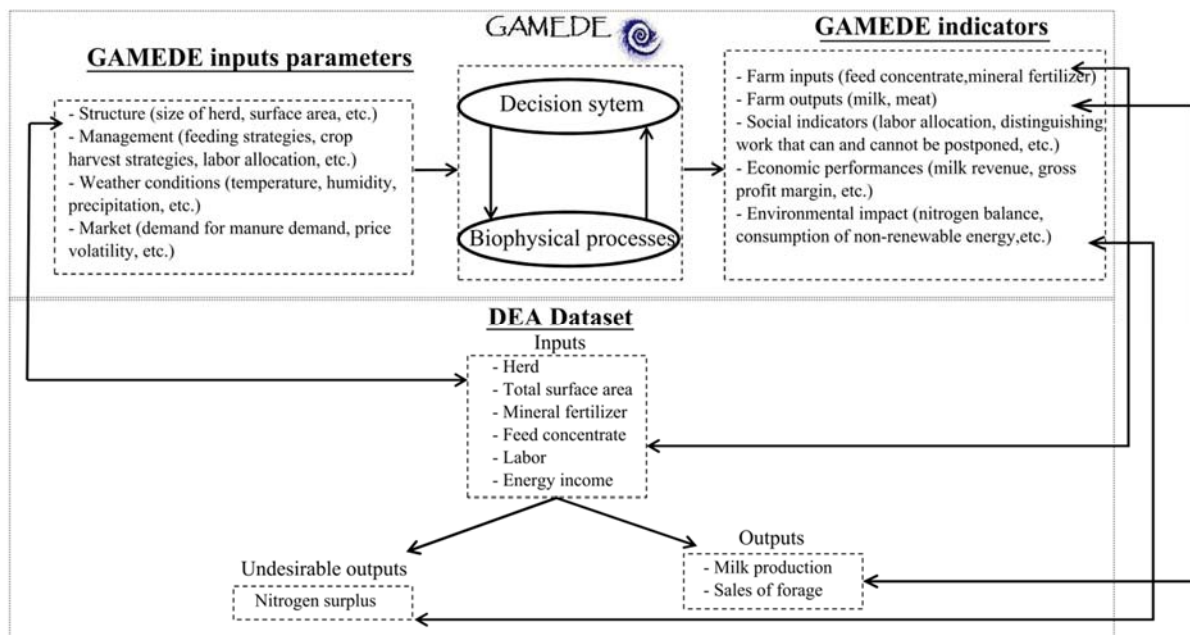


Fig. 2. Overview of data flows (arrows) between GAMEDE and DEA in the proposed methodology

2.2. Data generation with the GAMEDE model

GAMEDE provides material support for the simulations reported in this paper. GAMEDE is a dynamic simulation model that represents the farm agro-ecosystem. It includes 26,950 variables and 1950 equations that sometimes depend on variables and at another, represent the changes in the state of the system over time. GAMEDE biophysical modules are based on the recognized mechanistic models MCP (Leteinturier et al., 2004), MOSICAS (Martiné, 2003), INRATION (INRA, 2007), CNCPS (Fox et al., 2004), SEPATOU (Cros et al., 2003) and GRAZEIN (Delagarde et al., 2004). The decision system model was designed on the basis of our knowledge of a large number of existing dairy farms (40 farms were used to build a farm typology) and an in-depth description of management practices of six representative dairy farms surveyed over a period of four years. From a technical point of view, GAMEDE is implemented on Vensim® modelling and simulation software in the Vensim DSS32 version 5.4a.

2.2.1 GAMEDE input parameters

In GAMEDE, five types of parameters have to be specified: management practices (the farmer's strategy concerning forage, feed rations etc.), farm structure (storage capacity for feed and manure, composition of forage plots, etc.), herd (milk composition, calving period, etc.), weather (specific for each type of farm) and availability of external resources (mainly to define the purchase and sale opportunities), as shown in figure 2. In this way, it is possible to realistically simulate the functioning of the production system (Vayssières et al., 2009b).

2.2.2 The core of the model

Ontologically, GAMEDE is a stock-flow model. The core of the model and the whole ontology of GAMEDE are based on the causal chain between practices, biophysical processes, and the sustainability of the production system. First, the GAMEDE decision system simulates technical actions based on the farmer's action plan and operational decision rules, the state of production and the farm's environment (daily weather and the availability of external resources). Second, the GAMEDE biophysical system simulates the consequences of these technical actions for the main biophysical processes and translates them into biomass flows depending on weather conditions.

2.2.3 GAMEDE outputs

GAMEDE assesses the sustainability of simulated dairy agricultural systems according to technical, environmental, social, and economic indicators (figure 2). The technical indicators concern the main farm inputs (feed concentrate, mineral fertilizers, etc.) and outputs (forage and milk). Forage production is the total feed energy harvested by ensiling, cutting and carrying, or direct grazing of forage, for the total utilized agricultural area (in UF year⁻¹). UF is the feed unit defined by the French UF/PDI feeding unit system (Jarrige, 1989) that defines the energy value of a feed to enable milk production or weight gain. Milk production is expressed in liters. As environmental indicators, the model calculates annual N leaks to the environment and N farm gate balance (Nevens et al., 2006). Consumption of non-renewable energy (in MJ year⁻¹) includes both direct and indirect consumption. The social indicator is total labor requirements. Hours of labor are linked to each technical operation to represent the direct influence of practice on labor requirements. The economic indicator, gross margin (in € year⁻¹) is appropriate for analyzing the contribution of different activities to the economic viability of the farm (De Jager et al., 2001). Normally, the indicators calculated by GAMEDE are used to directly evaluate and design more sustainable production systems (Vayssières et al., 2009b). In this study, we used these indicators to build the dataset at the origin of the efficient frontier, also called the DEA dataset (see figure 2).

2.2.4 Random parameterisation of GAMEDE and dataset generation

In the proposed methodology, generation of the DEA dataset is based on random parameterization of the GAMEDE model. In other words, values of input parameters are defined by Monte Carlo simulation, i.e. by a stochastic function with a given distribution. For simplicity's sake, in this study, we used uniform normal distribution, but knowledge of observed systems could lead to the use of other types of distribution. The "Monte Carlo Simulation" application of the VENSIM Software was used to generate the data. It was technically possible to simulate as many simulated farms as we wished because the application does not set limits. However, we simulated only 5000 farms because of time limitations (about 1 minute per simulation with GAMEDE).

The main concerns when generating the dataset are selecting the key model input parameters and the lower and upper bounds of the distribution. In this study case, only intrinsic sources of progress in efficiency were considered. Our hypothesis was that farm performances, in particular efficiency, are mainly determined by managerial and structural changes because the soil, climatic, social and economic conditions are relatively stable and difficult to change in the tropical island. Consequently, only two types of GAMEDE inputs were randomly parameterized: management practices (e.g. the length of the interval between two forage crop harvests, the quantity of feed concentrate in the feed ration) and farm structural parameters (e.g. herd size, agricultural areas). Other GAMEDE input parameters, including weather and market parameters, were considered to be constant. Our main objective in considering these two types of parameters was to analyze whether efficiency is explained equally by structural and managerial changes in the production process. For each variable parameter, the definition of the lower and upper bounds was based on the ranges observed on 40 existing farms (Alary et al., 2002) combined with expert knowledge provided by local technical advisers. In this way, we were sure that each value representing dairy production systems in the agronomic context of Reunion Island was realistic. Table 1 lists the input parameters selected and their ranges.

Each GAMEDE simulation launched with a stochastic value of parameters simulates one case of dairy production that can be monitored using the indicators described in 2.2.3. Considering the large number of indicators available in GAMEDE, we decided to focus on those we assumed to be involved in the eco-efficiency of dairy production (alimentation, nitrogen management, forage production, etc.). The indicators used in the eco-efficient farm typology are listed in Table 2.

Table 1

Input parameters of GAMEDE stochastically determined between lower and upper bounds

	Parameters	Description	Unit of measure	Min	Max	
Structural parameters	GS	Total area of grassland	Ha	0	50	
	SCS	Total area of sugar cane	Ha	0	20	
	MSC	Manure storage capacity	KgFM	0	20000	
Managerial parameters	H	Herd	No. of animals	0	150	
	Forage management	ISH	Time interval between two summer harvests (mean)	Days	50	75
		TIGH	Theoretical interval between two grassland harvest (mean)	Days	30	80
		TIPG	Theoretical interval for pasturage regeneration (mean)	Days	30	90
		ISCSH	Time interval between two sugar cane harvest (mean)	Days	360	370
	Fertilizer management	TISCH	Theoretical interval between two sugar cane harvest (mean)	Days	320	380
		MaFGS	Manure fertilization of grassland in summer	KgFM/day/ha	0	110000
		MiFGS	Mineral fertilization of grassland in summer	KgDM/ha/application	0	500
		MaFGW	Manure fertilization of grassland in winter	KgFM/day/ha	0	110000
		MiFGW	Mineral fertilization of grassland in winter	KgDM/ha/application	0	500
		MaFSCS	Manure fertilization of sugar cane in summer	KgFM/day/ha	0	70000
		MiFSCS	Mineral fertilization of sugar cane in summer	KgDM/ha/application	0	500
	Feed management	MaFSCW	Manure fertilization of sugar cane in winter	KgFM/day/ha	0	70000
		MiFSCW	Mineral fertilization of sugar cane in winter	KgDM/ha/application	0	500
		FCS1	Forage consumed by dairy cows in season 1	KgFM/animal/day	100	300
CFS1		Feed concentrate consumed by dairy cows in season 1	KgFM/animal/day	0	17	
FCS2		Forage consumed by dairy cows in season 2	KgFM/animal/day	100	300	
CFS2		Feed concentrate consumed by dairy cows in season 2	KgFM/animal/day	0	17	
	FCS3	Forage consumed by dairy cows in season 3	KgFM/animal/day	100	300	
	CFS3	Feed concentrate consumed by dairy cows in season 3	KgFM/animal/day	0	17	

(FM: Fresh Matter, DM: Dry Matter)

Table 2

GAMEDE indicators selected to explain the eco-efficiency scores of simulated farms

Indicators	Description	Unit
M	Milk production	Liter milk/year
AS	Sales of animals	Animal/year
LC	Temporary donation of calves	Kg Animal/year
FS	Sales of forage	KgFM
GPM	Gross profit margin	Euros/year
NB	Nitrogen surplus	KgN/ha/year
CLI	Crop-livestock interaction	Dmnl: Total N through flows (KgN) / total N outputs (KgN)
L	Labor	Hours/year
CFI	Imported feed concentrate	KgFM/year
MFI	Imported mineral fertilizer	KgFM/year
NE	Nitrogen efficiency	Dmnl: total N outputs (KgN) / total N inputs (KgN)
SND	Dependency on nitrogen system	Dmnl: total N inputs (KgN) / total N flows(KgN)
SBO	Biological Orientation of the system	Dmnl: Total N outputs from livestock (kgN) / Total N outputs (kgN)
ASS	Feed self-sufficiency	Dmnl: self-produced feed (UFL) / total feed used (UFL)
FSS	Fertilizer self-sufficiency	Dmnl: self-produced N used (kgN) / Total N used (kgN)
NGE	Nitrogen gaseous emissions	KgN/year
EGP	Ensiled grassland productivity	Wrapped silage bales/ha/year
UFLP	Forage land productivity	UFL/ha/year (grass and sugar cane included)
GP	Grassland productivity	KgDM/ha/year
MP	Milk productivity	Liter milk/dairy cow/year
EEF	Energy efficiency	Dmnl: crude energy outputs (MJ) / non-renewable energy used (MJ)
FPLM	Energy used for milk production	Fuel equivalent per hectoliter of milk
EEI	Energy inputs	MJ/year
EEX	Energy outputs	MJ/year

(Dmnl: Dimensionless, MJ= Mega Joule, N= nitrogen, FM: Fresh Matter, DM: Dry Matter)

2.3. Assessment of the efficient frontier

2.3.1 Efficient frontier - basic principles

In this paper, we used a non-parametric approach to assess the efficiency of simulated farms. We chose to implement data envelopment analysis (DEA), which makes it possible to measure the efficiency of decision making units using a mathematical formulation of a production technology characterized by inputs that produce outputs. This method was first introduced in operational research by Charnes, Cooper and Rhodes (Charnes et al., 1978). Various authors have used the method for the assessment of livestock farming systems efficiency (e.g. Piot-Lepetit, 1998, Gaspar, 2009). The efficiency score is the result of a multidimensional analysis (i.e. an efficient farm produces more of each output with less of each input than farms that are not eco-efficient). As we decided to use a radial output

distance, the inefficiency score reflects the potential increase in outputs, given their current level of inputs and undesirable outputs.

Beyond this classical approach, in this study, we implemented a DEA model including undesirable outputs (Koopmans, 1951). Undesirable outputs are weakly disposable while classic inputs and outputs are freely disposable. Weak disposability (Kuosmanen, 2005) is a mathematical way of stipulating that if you produce a certain amount of undesirable outputs, you cannot dispose of this amount freely and all reductions in this amount will also reduce the amount of desirable production. Because of this relation, the only way to avoid generating undesirable environmental externalities is to refuse to produce desirable outputs, following the “null-jointness” rule (Färe and Grosskopf, 2004).

2.3.2 Formulation of the DEA model

To formulate our model mathematically, we consider a set of N farms producing G good outputs and B bad (undesirable) outputs with I inputs, associated with the following index sets: $\aleph = \{1, \dots, N\}$, $\mathfrak{G} = \{1, \dots, G\}$, $\mathfrak{B} = \{1, \dots, B\}$ and $\mathfrak{I} = \{1, \dots, I\}$. We define by: $\mathbf{y}^G = (y^1, \dots, y^G) \in R_+^G$, $\mathbf{y}^B = (y^1, \dots, y^B) \in R_+^B$ and $\mathbf{x}^I = (x^1, \dots, x^I) \in R_+^I$, the quantity vectors of desirable, undesirable outputs and inputs respectively. The production technology is defined by $T = \{(\mathbf{x}^I, \mathbf{y}^G, \mathbf{y}^B) \in R_+^{I+G+B} : \mathbf{x}^I \text{ can produce } (\mathbf{y}^G, \mathbf{y}^B)\}$. By imposing basic axioms on the production technology (particularly free disposability of inputs and outputs, convexity and variable returns to scale) we add a mathematical structure that makes it possible to measure the efficiency of each farm by the following linear program:

$$\text{Max}_{\lambda, \omega, \theta} \theta \quad (1a)$$

$$\sum_{n \in \aleph} \lambda_n y_n^g \geq \theta y_e^g, \quad \forall g \in \mathfrak{G} \quad (1b)$$

$$\sum_{n \in \aleph} \lambda_n y_n^b = y_e^b, \quad \forall b \in \mathfrak{B} \quad (1c)$$

$$\sum_{n \in \aleph} (\lambda_n + \omega_n) x_n^i \leq x_e^i, \quad \forall i \in \mathfrak{I} \quad (1d)$$

$$\sum_{n \in \aleph} (\lambda_n + \omega_n) = 1 \quad (1e)$$

$$\omega_n \geq 0, \quad \forall n \in \aleph; \quad \lambda_n \geq 0, \quad \forall n \in \aleph \quad (1f)$$

The evaluated DMU (x_e^i, y_e^g, y_e^b) on the right hand side is compared to a benchmark defined by a linear combination of the N DMUs that made up the sample on the left. We therefore seek the largest proportional increase in the output vector (θ , in equations (1a) and (1b)) of the evaluated DMU.

Undesirable outputs are modeled under weak disposability, represented by equality in equation (1c), while good outputs and inputs are assumed to be freely disposable (inequality in equations (1b) and (1d)). Variables λ_n and ω_n allow the linear combination to build the efficient frontier. The null-jointness between good and bad outputs is ensured with the common λ_n in equation (1b) and (1c) though inputs are subject to $(\lambda_n + \omega_n)$. The sum of these two variables is summed to 1 (1e) for each farm because we assume a variable return to scale (VRS) in the dairy sector. The VRS model guarantees that a farm will not be compared to peers with a substantially different production system size.

DEA models are implemented in GAMS (version 23.4, with CPLEX solver).

2.3.3 Detection of outliers

In our study, farms assessed with DEA were generated by GAMEDE stochastically parameterized. Even if a realistic value is set for each parameter, the combination of all these parameters could lead to an unrealistic solution. It is important to understand that these unrealistic cases, called “outliers” are not teratologic solutions as they would be in physics terminology, i.e. physically impossible livestock production systems. Indeed, all decision rules and control equations referring to biophysical process prevent teratologic cases such as when a cow eats an unrealistic amount of feed or even a case in which a farmer undertakes two activities at the same time. In this paper, outliers are simply illogical cases where, for example, a farmer buys a lot of feed concentrate although he only owns a few cows. Outlier inefficient farms are easily recognizable as they have high inefficiency scores, but it is not easy to identify outliers in efficient farms as their score is 1 like the non-outliers efficient farms.

As efficient farms have an impact on all the scores in the sample, it is recommended to check if such farms are not outliers. To estimate the effect of these outliers on the efficiency score, we implemented a method based on outlier detection research by Simar and Wilson (2008). Like many outlier detection methods, the principle is to apply the DEA to sub-datasets. We implemented many DEA models for each sub-dataset in the original dataset, i.e. without being sure that all the efficient farms are taken into account. Thus, the maximum inefficiency score is observed when the farm is compared to the whole sample (including all the efficient farms) and according to the random selection of the sub-datasets, inefficiency scores are lower, as shown in figure 3.

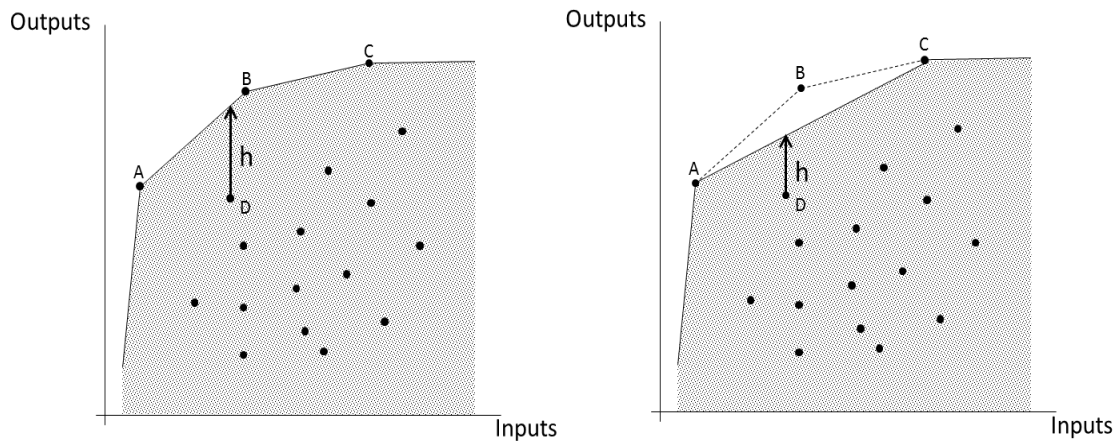


Fig. 3. Influence of outliers on the efficient frontier and the score of farm D in two datasets: the original complete dataset (left) and a sub-dataset (right)

We implemented the robustness model method to quantify the impact of potential outliers on the efficient frontier. For each farm, we implemented a DEA model on 100 random sub-samples of 75% of the whole sample. In this way, the results can be compared to the efficiency scores when all the farms in the whole sample have been assessed.

2.4 Exploring the determinants of eco-efficiency

The goal here is to explore the determinants of a farm's eco-efficiency. Two approaches can be used (i) exploring eco-efficient scores, and (ii) exploring efficient farms (see figure 1). In both cases eco-efficiency scores are crossed with the input parameters and the output indicators of the simulation model to identify links between, for instance, management practices or farm structure and eco-efficiency. In the first approach the whole dataset is used and in the second, a limited dataset corresponding to only eco-efficient farms.

In this study "exploration of eco-efficient scores" was done graphically (see section. 3.4), and "exploration of efficient farms" was done through multivariate analysis, with the aim of identifying different types of efficient farms and characterizing them (see section. 3.5). This typology was performed in two steps. In the first step, we subjected the set of GAMEDE data (input parameters and indicators) principal component analysis (PCA). In the second step, we used hierarchical cluster analysis based on the first principal component of the PCA following Ward's method (Saporta, 1978). The explanatory variables (i.e. the variables used to build the axes and the types) were the GAMEDE input parameters randomly parameterized for data generation (see table 1), i.e. farm management and structure parameters. In short, this method is a step-by-step optimization process in which the aggregation of a type is performed to maximize intra-class inertia and at the same time minimize inter-class inertia. The initial distance between farms is calculated according to squared Euclidean distance and then one-by-one the algorithm adds the farms to types according to the minimization of the weighted squared distance between cluster centers. Even though Ward's method is known to create small size classes and other distances can be considered (simple linkage, complete linkage, etc.), this is the most commonly used method in hierarchical cluster analysis.

We then performed principal component analysis and hierarchical cluster analysis in R (3.0.0, R Development Core Team, 2005) using the ade4 package (Thioulouse et al., 1997).

3. Results

3.1 DEA dataset

Conventionally, the DEA dataset is described in the material and methods section, but in our case, because it is the result of GAMEDE data generation, we present the variables retained for the efficient frontier here. As shown in Figure 2, a dataset was built from GAMEDE parameters and outputs for the DEA analysis. A statistical overview of data selection for the efficient frontier analysis is presented in Table 3. Milk production was considered to be the major output of dairy production systems in Reunion Island as it represents the largest proportion of farmers' incomes. Forage management is a key point in eco-efficiency, specifically in nitrogen management. Since we explored the whole range of possible eco-efficiency strategies, we included sales of forage in the DEA dataset, in order to include production systems that produce more forage than is needed by the farmer's own herd. However, it is worth noting that the sale of forage is limited by the GAMEDE decisional system and sales of forage are only activated if the herd's needs are met. Nitrogen surplus (N farm-gate balances) is considered to be the only undesirable output in the production system. In the DEA dataset, nitrogen surplus is not expressed by Ha, as it would replicate total surface area as an input. Feed concentrate and mineral fertilizer are considered as inputs as they represent the trade-off between nutrition based on feed concentrate or on the intensive use of land used to produce forage thanks to mineral fertilization. Energy income includes direct energy consumption of petroleum, electricity and natural gas. Energy income also covers the indirect energy required to extract, produce, process, package and transport other farm inputs (Vayssières et al., 2011) thanks to a "cradle-to-farm-gate" life cycle analysis approach. Lastly, total surface area (sugar cane and grassland) and total labor are two classical inputs in DEA analysis.

Table 3

Descriptive analysis of the DEA dataset (n=5000)

Inputs(x)/ desirable outputs (y ^g) undesirable outputs (y ^b)	Unit of measure	Mean	Standard deviation	Min	Max
Milk production (y ^{g1})	Liter	201733.8	125059.5	5508.8	702922
Sales of forage sell (y ^{g2})	KgFM	847144.2	604846.2	228	2605976.7
Nitrogen surplus (y ^{b1})	KgN	5052.9	2875.48	0.78	17823.04
Herd (x ¹)	No. of animals	79.8	41.7	1.7	150
Feed concentrate (x ²)	KgFM	214855	119450.6	10580.4	640866.7
Mineral fertilizer (x ³)	KgFM	29068.3	20904.3	49.2	119650
Total surface area (x ⁴)	Ha	33.9	15.6	0.3	69.56
Labor (x ⁵)	Hour	5505.9	1778.1	1682.2	12201.8
Energy income (x ⁶)	MJ	2702333.4	1018256.1	331577	6067640

(FM: Fresh Matter, MJ: Mega Joule)

3.2. DEA results: eco-efficiency score of simulated farms

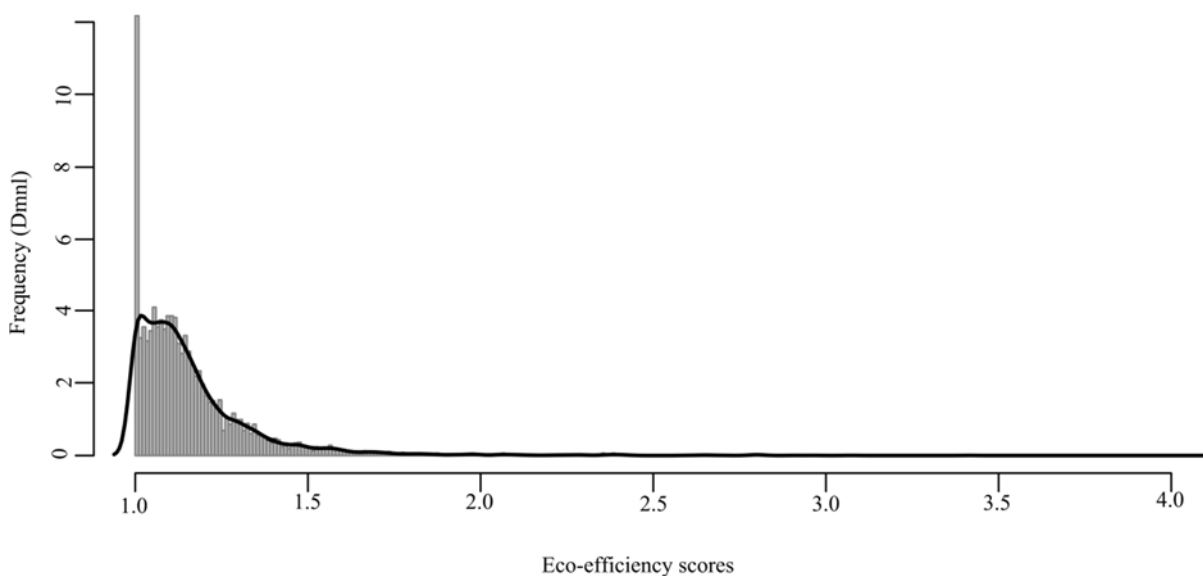


Fig. 4. Distribution of efficiency scores (5000 simulated farms, Dmnl=Dimensionless)

The linear program shown in 2.3.2 was implemented for each simulated farm. The potential progress margin in milk production and forage sales is measured by the distance to the efficient frontier. Figure 4 shows the distribution of the progress margin in percentage and the estimation of kernel density (black curve). We can clearly see the efficient farms which constitute the peak at 0% potential progress margin (461 farms out of all the simulated farms are efficient). Secondly, it appears that most of the farms have eco-efficiency scores between 1 and 2. Finally, figure 4 exposes a horizontal line (efficiency scores between 2.0 and 4.0) characterized by outlier's presence, with a maximum value of potential eco-efficiency improvement by 383 %. It is essential to ensure that outliers do not affect the efficient frontier, and hence, the score of all the simulated farms.

3.3. DEA model robustness: impact of outliers on efficiency scores

Table 4 lists the mean efficiency score in order to compare it between the two types of models (robust and non-robust). In the non-robust model, the score was 1.1704, i.e., a potential 17.04% increase in milk production and sales of forage production compared with the current level of production. When we used the robust model to reduce the outlier effect, we observed a slight (-2.98%) drop in the score, corresponding to a lower potential increase in production. This result does not mean that data generation by GAMEDE did not generate outliers, but that outliers hardly affect the efficient frontier and the eco-efficiency scores. We can thus conclude that outliers generated by GAMEDE are inefficient. This is consistent with the high level of inefficiency calculated for some farms. For 1.15% of the farms, the scores ranged between 2 and 4.83 i.e. production can be improved by more than 100%. GAMEDE generates outliers but always highly inefficient, and as a consequence this does not affect the structure of the efficient frontier (further reflections about the management of outliers in the farm-model based dataset are presented in the discussion section).

Table 4

Impact of outliers on the efficient frontier

Model based on the whole dataset		Model based on the sub-dataset		Impact of outliers	
Score (mean)	Number of draws (b)	Size of sub-dataset (m)	Score (mean)	Difference (%)	
1.1704	100	75%	1.1355	2.98	

3.4. Crossing the efficient frontier indicators with GAMEDE indicators

A graphical exploration of GAMEDE outputs provides information about the characteristics of the simulated farms (n=5000). Only farms with a score lower than 2 are displayed to avoid the unrealistic outliers. We can illustrate the eco-efficiency score on the graph as in figure 5 to see if the two types of indicators agree. Figure 5 shows a relation between nitrogen efficiency and energy efficiency. The positive relation between those two GAMEDE indicators emphasizes the link between nitrogen management and the overall use of energy. For instance, we can assume that improved manure management practices makes it possible to purchase less mineral fertilizer and hence, that reducing nitrogen and non-renewable energy as a mineral fertilizer input will greatly impact life cycle analysis. Projection of the eco-efficiency score in Figure 5 shows that most eco-inefficient farms display low energy efficiency and nitrogen efficiency levels. The correlation between energy efficiency and their eco-efficiency score appears to be important, but it should be noted that energy was taken into account as an input in the DEA method, and the eco-efficiency score is thus directly impacted. However, although mineral fertilizer inputs were taken into account in the DEA method, nitrogen efficiency in fact includes all nitrogen flows in the dairy production system (sales of animals, manure management, crop fertilization, etc.).

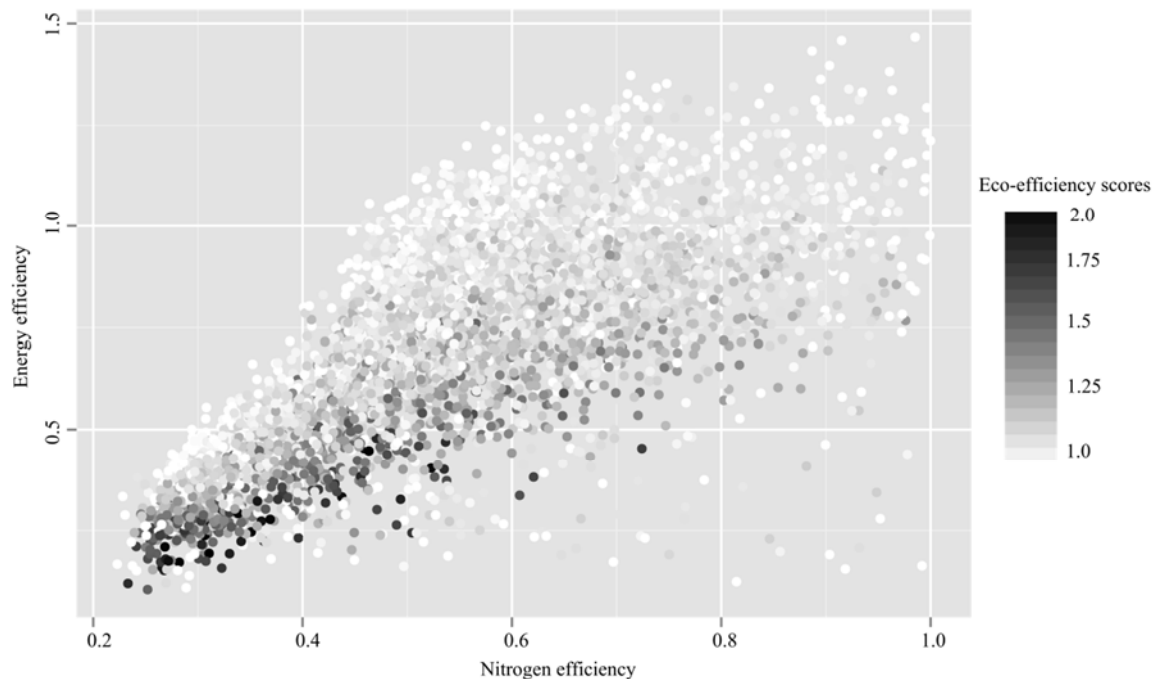


Fig. 5. Nitrogen and energy efficiency of simulated farms versus their eco-efficiency scores (a score of 1 indicates an eco-efficient farm, a score > 1 indicates an eco-inefficient farm).

The presence of efficient farms in the lower-left part of fig. 5 could seem counter-intuitive as they are deemed efficient in the DEA method and yet have low nitrogen and energy efficiency. This result is due to the linear program structure of the DEA program and is discussed in 4.2.

3.5. Typology of eco-efficient farms: are there different ways to be eco-efficient in Reunion Island?

Table 5 lists the mean values for the most discriminating input parameters and some relevant output indicators for the farm types identified by multivariate analysis ($n=461$). Values are mean values per farm type. At first sight, eco-efficient farms are quite high-input systems (mean concentrate use > 6 gkFM/cow/day and mean mineral application rate > 150 kgFM/ha/application). Results also emphasize relative homogeneity among types, as these are actually crop-livestock systems, rather than pure livestock systems. The biological orientation (SBO) is similar between the three types of farms: between 0.38 and 0.40, i.e. about 40% of nitrogen exports are in the form of animal products and 60% in the form of crop products (e.g. sugar cane). The three farm types also have a similar proportion of land under sugar cane in their total agricultural land (between 21 and 27%), approximately the same livestock stocking rates (between 1.53 and 1.86 LU/ha) and degree of crop-livestock integration (between 4.76 and 5.17).

A deeper analysis of farm types using the typology shows that different practices can lead to eco-efficient farms. The hierarchical cluster analysis clearly revealed three separate types of eco-efficient farms. Eigen values of the PCA suggest selecting four principal components, which represent 26.3% of the total diversity of the sample of eco-efficient farms. Black arrows in figure 6 (a, c and e) represent the most contributory parameters of the factorial plan 1-2, 1-3 and 1-4 respectively. For graphical reasons, we decided to only show parameters whose absolute contribution to the factorial plan was more than double the mean contribution. The gray arrows in Figure 6 show the most relevant GAMEDE outputs (economic, social or environmental indicators). These indicators are also included to facilitate interpretation of the graph and the definition of the three types of eco-efficient farms, but it is important to note that they do not contribute to the construction of the axis (see section 2.4).

The first remark on the location of the circles in figure 6 (b, d and f) is that we can clearly distinguish three types of efficient farms, even if intra-type heterogeneity is still high. Indeed, we can see that each circle overlaps other circles, thereby confirming the relative homogeneity of all the eco-efficient farms. The first factorial axis clearly distinguishes farm types according to the proportion of feed concentrate in the ration for dairy cows (equally in season 1, 2 or 3). This gradient provides important information about the use of feed concentrate for dairy cows in Reunion Island. If type 2 and 3 (in the left part of the graph) use a large proportion of feed concentrate in the ration for dairy cows in all seasons (more than 10 Kg/day, see table 5), type 1 (in the right part of the graph) uses less feed concentrate for dairy cows (less than 7 Kg/day). Type 1 can also be distinguished from type 2 and 3 because of its higher feed self-sufficiency (49.5% for type 1 and respectively 39.5% and 40.7% for type 2 and 3, table 5). As this indicator is based on the quotient between imported feed and forage produced on the farm, we interpret this to mean that type 1 farms optimize their forage production to limit the purchase of feed concentrate. On-farm forage production increases energy consumption (94.3 fuel equivalent per hectoliter of milk produced) because forage harvest and manure spreading is mechanized. Finally, type 1 displays lower milk productivity indicators than type 2 and 3 (3800, 5730 and 5790 liters of milk per cow per year for types 1, 2, and 3 respectively), which impacts the overall gross profit margin (45,020, 69,630 and 76,950 € per year, respectively).

Although both type 2 and type 3 use large quantities of feed concentrate for dairy cows in all seasons, the GAMEDE indicators displayed in figure 6 make it possible to distinguish the two types based on the use of mineral fertilizers. Table 5 shows more mineral fertilizers are used on grassland in summer by type 3 (363 versus 198 KgFM/ha/application for type 3 and 2 respectively). The level of mineral fertilizer use greatly affects the productivity of land under forage as both grassland productivity and ensiled grassland productivity indicators are higher for type 3 than for type 2 (respectively 19,450 KgDM/ha/year and 92 wrapped silage bales/ha/year for type 3 and 15,805 KgDM/ha/year and 74 wrapped silage bales/ha/year for type 2). However, the greater use of mineral fertilizer by type 3 increases its nitrogen dependency (52.56% for type 3 versus 45.16% for type 2) on-farm nitrogen gaseous emissions (8,040 KgN/year for type 3 and 6385 KgN/year for type 2).

Table 5

Most discriminating GAMEDE parameters and indicators in eco-efficient typology (see table 2 for further description of variables and parameters)

	Type 1 (n=135)	Type 2 (n=220)	Type 3 (n=106)
cfs1 (KgFM/animal/day)	6.86	10.45	11.72
cfs2 (KgFM/animal/day)	6.92	11.64	10.85
cfs3 (KgFM/animal/day)	6.19	11.45	12.01
mifgs (KgDM/ha/application)	149.56	198.28	362.63
mifgw(KgDM/ha/application)	330.75	247.39	385.25
NE (Dmnl: N outputs/N inputs)	0.568	0.605	0.482
NGE (KgN evaporated)	5367.82	6385.86	8044.40
SND (Dmnl: N import / Total N needs)	0.4534	0.4516	0.5256
ASS (Dmnl: self-produced animal feed / Total feed)	0.495	0.395	0.407
FPLM (Fuel equivalent per hectoliter of milk)	94.30	58.78	89.25
GPM (€/year)	45015.82	69633.76	76953.12
MP (Milk liter/dairy cow/year)	3805.06	5727.88	5790.06
Livestock density (livestock unit/Ha)	1.630	1.530	1.860
SBO (Dmnl: KgN outputs from animals (except manure)/Total KgN outputs)	0.398	0.391	0.376
UFLP (Forage produced/ha/year)	7391.81	7055.54	9036.59
GP (KgDM/ha/year)	15943.66	15804.08	19449.59
EGP (Wrapped silage bales/ha/year)	73.79	74.27	92.49
CLI (Dmnl: Total N through flows (KgN) / total N outputs (KgN))	5.17	4.76	5.02
Proportion of land under sugar cane (% of land under sugar cane /Total farmland)	21.27	26.58	22.73

(KgFM: Kilogramme of Fresh Matter, KgDM: Kilogramme of Dry Matter)

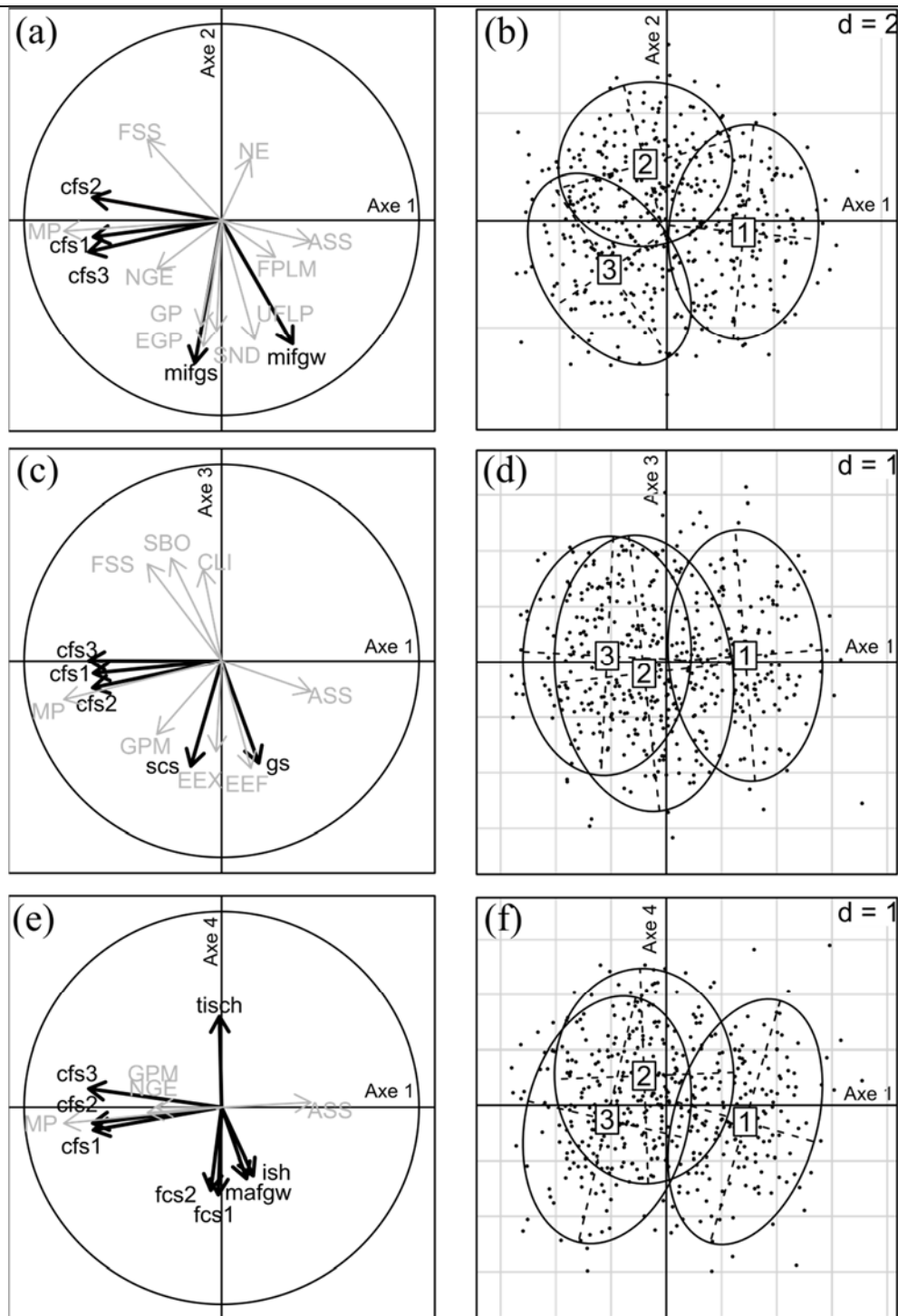


Fig. 6. Graphic representation of the most discriminating variables (black arrows) and most relevant indicators (gray arrows) on the factorial plan 1-2 (a), 1-3 (c), 1-4 (e), and graphic representation of the 3 types of eco-efficient farms on the factorial plan 1-2 (b), 1-3 (d), 1-4 (f). (cfs 1: feed concentrate for dairy cows in season 1; cfs 2: feed concentrate for dairy cows in season 2; cfs 3: feed concentrate for dairy cows in season 3; mifgs: mineral fertilization of grassland in summer; mifgw: mineral fertilization of grassland in winter; scs: surface area of sugar cane; gs: surface area of grassland; tisch: theoretical interval between two sugar cane harvests; ish: time interval between two summer harvests; mafgw: manure fertilization of

grassland in winter; fcs1: forage used to feed dairy cows in season 1; fcs2: forage used to feed dairy cows in season 2, for other variables see table 2).

4. Discussion

4.1 Main assets and methodological advances

Simulation-based optimization has already been performed in environmental research (Matott et al., 2012). In the same line of thought, we propose to call our methodology simulation based-DEA and we argue that the methodology we propose here makes it possible to more deeply explore the diversity of production systems and the determinants of their eco-efficiency. DEA calculates whether a farm is efficient or not, and, if a farm is deemed inefficient, the method determines the degree of inefficiency. This is one of the major advantages of the DEA method: where most optimization programs try to reach a targeted value based on environmental standards, DEA assesses the potential margin for progress compared to farms using the same level of inputs (for an increase in outputs) or the same level of outputs (for a reduction in inputs). In these terms, the eco-efficiency score attests to a realistic multidimensional progress margin for a given farm.

Classically, eco-efficiency assessment studies of agricultural systems are based on two types of datasets depending on the scale of the study and on the research objectives:

- Large public datasets available online such as the FADN (Farm Accountancy Data Network) or the FAOSTAT database. These data are frequently used by macro-economists, and provide various economic, social and environmental indicators. Nevertheless, these databases fail to provide specific details on the production system such as farm structure and management practices (for instance feeding and manure management practices play a determining role in the efficiency of livestock systems).
- Agronomic studies based on small samples in specific soil, climatic, social and economic contexts. These studies accurately describe the production process but pursue different objectives and the results are difficult to compare between studies. These datasets are mainly used in agronomic research for their robustness, but criticisms have often been raised concerning the non-representativeness of the sample and, as a result, the difficulty in generalizing the results.

Our proposed methodology has the advantage of meeting the two objectives, (i) to dispose of large datasets on production systems to increase the level of representativeness and accuracy in the description of the production process, and (ii) to dispose of robust explanatory variables to identify the determinants of the efficiency of the production process. This is particularly important for the global debate on the efficiency gap observed in different contexts and the need to reduce it. The FAO program “closing the efficiency gap” (FAO,

2012) rightly states that eco-efficiency analysis in heterogeneous livestock systems around the world is a key issue to feed 9 billion people in 2050: “[...] improve natural resource use efficiency by the transfer of technology and knowledge from the world’s most to least efficient production systems”. But by focusing on technology transfers, FAO implicitly assumes that generic determinants of eco-efficiency can be found for the different agronomic, socio-economic or cultural contexts encountered throughout the world. On the contrary, we suggest that the determinants of eco-efficiency in different territories are generally not the same and that the exploration of the realm of possible production systems with efficient frontier methods is a judicious way to identify the endogenous factors that determine eco-efficiency. For instance, in our case, feed self-sufficiency appears to play a key role in the eco-efficiency of dairy production in Reunion Island but might not be relevant in another context where, for example, high forage crop yields are not possible due to limited rainfall. In the same way, the consumption of feed concentrates is closely linked to eco-efficiency in Reunion Island but may be deemed irrelevant in a territory where the pressure on land is not so high and sufficient soybean or cereals can be cultivated. The research presented here is the first step in exploring the use of a whole-farm model to generate data simulated farms used for analysis of the efficiency frontier. Further implementation of Simulation based DEA with other models relevant for other agronomic contexts will shed light on the heterogeneity of intra-systemic eco-efficiency determinants.

4.2. Critical methodological points

This section focuses on the key points that need to be rigorously controlled to conduct comparable studies in other contexts.

The first critical point is the generation of stochastic data, more specifically, two of its components: the choice of the structural and management parameters and the setting of the lower and upper bounds for each. Indeed, the whole-farm model includes many different parameters and because of the length of the simulations, it is impossible to use them all for the random parameterization. Moreover, even if it were possible to use them all, some of the parameters would be redundant and useless to accurately define the determinants of eco-efficiency. In this study, the choice of the parameters to be randomly fixed was based on a deep knowledge of the existing dairy production systems. As detailed in Vayssières et al. (2011), GAMEDE was co-designed with farmers and the participatory methodology involved different complementary types of surveys (immersion, individual visits, meetings, and visual interactive simulations). This methodology gave the researchers a deep understanding of the interactions between management practices and farm performances needed to solve a nitrogen management issue. On the strength of this knowledge, we were able to propose a hypothesis concerning the key parameters involved in eco-efficiency and hence, to narrow our choice of parameters to include. For each parameter, a lower and an upper bound were set. Once again, these bounds were based on observed ranges and on local expert knowledge. In other words, it is crucial to be aware of the current levels of these parameters (particularly the extreme values) but also the potential values that are not observed but appear to be possible in the agronomic and socio-economic context concerned. For example, even though

it is unlikely to find a dairy herd consisting of 0 or 1 cow in Reunion Island, we decided to set the lower bound of the herd parameter at 0 in order to “make it possible” to simulate a farm with no herd, but that is specialized in the production of forage for sale. This example makes it clear why specifying the upper and lower bounds is a key point in our methodology: they must reflect the current levels of these parameters in the context under study, but also make it possible for the whole-farm agronomic model to explore new production systems that are not necessarily observed in the context concerned.

The second critical point of our methodology is the definition of the production technology (from an economic point of view and with reference to the DEA method), i.e., the choice of inputs, outputs and undesirable outputs. Indeed, in operational research, the choice of the production technology is mainly limited by the availability of an appropriate dataset. However, in the case of data simulated by a whole-farm agronomic model, a lot of data are available and economists and agronomists need to reach agreement on a reasonable and sufficient number of variables that characterize a given production process. Figure 5 shows that the definition of the production technology leads to unusual results such as the presence of efficient firms with low levels of nitrogen and energy efficiency. Indeed, to be deemed inefficient, a farm must have peers that produce more of each output with less of each input and less undesirable outputs. Thus, it is easy to understand that a farm can be deemed efficient only because it is efficient in one of the various dimensions considered in the production technology. This remark highlights the multi-dimensionality of the DEA score and explains why it is extremely rare to obtain clear significant relations between scores and sustainability indicators, particularly on a two-dimensional graph (see section 3.4.).

From an agronomic perspective, it appears to be very difficult to reduce a complex production system that combines dairy activity (with milk, meat and manure production), with other agricultural activities (e.g. the cultivation of sugar cane), and sometime other sources of income (renting out equipment, a bull for breeding, etc.) to such a small number of data. In developing countries, where most production systems are mixed (Herrero et al., 2010), defining the production technology is a challenge. Agronomic methods such as typologies should emphasize a few variables that characterize each production system and, in this way, enable a choice of inputs and outputs that are representative of each type of livestock system. This choice represents a major condition for a multidimensional analysis of eco-efficiency. The production technology must rely on agronomists' knowledge of the production system to be assessed and also on the experience of economists to define a production process for a DEA method.

4.3. Limits and recommendations for further studies

When this method was presented at a congress (Berre et al., 2012) it aroused strong interest and lively discussion about possible improvements. These discussions are summarized below to facilitate future implementation of the method.

The first question concerned the sensitivity of the results of the analysis to the simulation model used. In the proposed methodology, GAMEDE outputs are considered to be "potentially real" agricultural systems. These systems are used to build the efficient frontier that finally determines farm scores. Further research is consequently required to analyze the sensitivity of DEA results to model errors, i.e. to analyze error propagation in the simulation model and propagation of errors from the simulation model to the DEA model. Uncertainty propagation is well known in agriculture, especially in the assessment of simulation models, where modellers are trying to monitor the propagation of uncertainty from input uncertainty to output uncertainty (Hastings et al., 2010). Further research using the proposed methodology should thus focus on error propagation between the simulation model and the DEA method. For instance, exploring the parametric efficient frontier as stochastic frontier analysis which explicitly includes statistical noise of the data set in the production function could be tested to improve the methodology. More generally, results are also sensitive to the nature of the model (e.g. whether or not the model is dynamic, whether or not biological processes are represented in the model, whether or not the model includes a decision system, etc). For instance, we assume that, due to the fact that GAMEDE does include a decision system, the simulated farms are more realistic, and the frontier more robust, than if the simulation model were be purely biophysical, which remains to be demonstrated.

Simulation models that include a decision system are rare (Vayssières et al., 2012a). It is highly likely that most future implementations of the proposed methodology will use pure biophysical systems. In that case, the detection of outliers and analysis of their effects on results will be critical. A methodological way to assess the influence of outliers on the efficient frontier is proposed in section 2.3.3. Two recommendations can be made on how to deal with outliers:

- In this paper, we demonstrate that sub-sample methods classically used in operational research are very useful to quantify the impact of outliers on the frontier, and thus on the score of all the farms considered. Another pathway could be restricting analysis to efficient farms to be sure that inefficient outliers are not included in the final dataset assessed.
- A second key point is the need to be sure first, that a biophysical system is being used within its implementation domain in order to avoid physically impossible solutions, and second, that the decision system generates realistic practices in order to generate consistent agricultural systems. Further studies are also needed in that direction.

As mentioned above, data envelopment analysis is not only an optimization method but a microeconomic tool based on mathematic and economic hypotheses. Further research using large datasets generated with agronomic models should more deeply explore the potential of efficient frontier methods. For example in this first study, we implemented a primal model, i.e., a model in which eco-efficiency is tackled from a quantitative point of view. DEA

enables exploration of eco-efficiency from an economic point of view, and recent publications have demonstrated that it could be very helpful to price environmental externalities (Berre et al., 2013; Hernández-Sancho et al., 2010). Indeed, exploration of shadow prices of undesirable outputs using large datasets in an agronomic context could help establish agri-environment design policies. The implementation of directional distance function could also provide a new point of view on the way to reduce eco-inefficiency in an agricultural context. These functions indicate the direction to follow to reach the efficient frontier. For example, we can imagine measuring eco-efficiency scores for farmers who are legally obligated to reduce one of their inputs (e.g. reduce mineral fertilization after groundwater contamination), or one of their undesirable outputs (e.g. reduce nitrogen surplus to the maximum levels approved). Combined with a simulated dataset from a whole-farm model, directional distance function could be a very interesting application of our proposed methodology, as it will distinguish different eco-efficiency determinants according to the direction chosen to improve eco-efficiency.

Regarding the implementation of the proposed methodology, advanced knowledge of three programming languages (Vensim, GAMS and R) is required. Presently, data generation, eco-efficiency analysis, and exploration of eco-efficiency determinants are implemented separately and each step requires data format conversion to fit software specificities. A major improvement in our methodology would be to gather all coding tasks in one intuitive programming language with a simplified user interface. Indeed, in order to catalyse interdisciplinary research in agro-ecology, various platforms such as SEAMLESS (van Ittersum et al., 2008), ModCom (Hillyer et al., 2003) or RECORD (Bergez et al., 2013) have made it possible to assemble a broad range of computer languages like “Lego blocks”. Our methodology picks up on the recommendation by Bergez et al. (2013) to develop further work to link these agronomic platforms “ [...] with scientific-software environments such as Matlab or GAMS to foster collaboration with economists”. The main objective of such integrated approaches is to avoid the construction of new model *ex nihilo* by instead capitalizing on existing models even if some modifications are required to allow their use in a global generic framework. In order to provide an integrated assessment tool of eco-efficiency, further work in a global framework bringing together agronomic models, efficiency frontier methods and graphical exploration, is probably essential to circumvent the use of multiple programming languages.

The last recommendation concerns the need to explore the diversity of new environmental indicators. For example, we can cite biodiversity impact indicators, soil acidification, eutrophication or indirect land use. In our case, if the input “land” had included indirect land use (i.e. the crop land needed to produce the feed concentrate) our results would probably have been different as important consumers of concentrate feeds would have been strongly impacted. Life cycle analysis indicators, such as greenhouse gas emission, can be easily incorporated in the proposed methodology, as many studies have already explored the combination of LCA and DEA (Nasiri and Huang, 2008, Vázquez-Rowe et al., 2012).

5. Conclusion

This paper describes an original methodology combining farm simulation models developed by agronomists with efficient frontier analysis, classically used by economists. The methodology was used to identify pathways for ecological intensification of dairy farms in Reunion Island. A whole-farm model, GAMEDE, was used to generate a large dataset that was then used to analyze the eco-efficiency of dairy farms in Reunion Island with the DEA method. Regarding our case study, we emphasize that if eco-efficient farms are mainly intensive agricultural systems, some of them succeed in minimizing mineral fertilization and reducing the use of feed concentrate through a strategy based on feed self-sufficiency. This study shows that using a whole-farm agronomic model to simulate production systems enables deeper exploration of the determinants of eco-efficiency than classically achieved with pure efficient frontier analysis. When performed in different contexts, the results of these classical efficient frontier analyses frequently cannot be compared because the datasets are not constructed using the same information, and they do not provide a full explanation of the intrinsic determinants in the production process (lack of explanatory data such as management practices or decision rules). “Closing the efficiency gap” is a pillar of the FAO agenda, and the transfer of technology from the most efficient producers to less efficient ones in similar agro-ecological and socio-economic conditions is still strongly promoted. Consequently, we recommend taking special care to identify all the endogenous determinants of eco-efficiency in different agronomic contexts. Our methodology is a first step in the promising combination of agronomic and efficient frontier models. Based on this first experience, we also recommend paying particular attention to the data generation process, the choice and range of parameters appears to be the key to ensuring the consistency of agronomic data. Regarding efficient frontier analysis, the definition of the production technology must be consistent from an economic point of view, but also with the agricultural context. The proposed methodology is interdisciplinary. In particular, its implementation requires close collaboration between agronomists, economists and modelers, because heterogeneous knowledge is mobilized. Expertise on agricultural systems, knowledge of specialized concepts and methods from economic sciences, and different modelling skills (model design and development, simulation) are required to implement the proposed methodology (programming software, data definition, etc.). Modelling platforms, such as RECORD (Bergez et al., 2013) and MODCOM (Hillyer et al., 2003), which combine and facilitate the reuse of published and recognized agronomic models, are potentially powerful tools to democratize the proposed methodology.

Acknowledgement

This research was funded by the French National Research Agency project “Environmental efficiency of livestock production for sustainable development” (ANR-09-STRA-01EPAD).

References

- Alary, V., Messad, S., Taché, C., Tillard, E., 2002. Approche de la diversité des systèmes d'élevage laitiers à La Réunion. *Rev. Elev. Med. Vet.* 55, 285-297.
- Bergez, J.-E., Chabrier, P., Gary, C., Jeuffroy, M.H., Makowski, D., Ouesnel, G., Ramat, E., Raynal, H., Rouse, N., Wallach, D., Debaeke, P., Durand, P., Duru, M., Dury, J., Faverdin, P., Gascuel-Oudou, C., Garcia, F., 2013. An open platform to build, evaluate and simulate integrated models of farming and agro-ecosystems. *Environmental Modelling & Software* 39,39-49.
- Azadeh, A., Ghaderi, S.F., Izadbakhsh, H., 2008. Integration of DEA and AHP with computer simulation for railway system improvement and optimization. *Applied Mathematics and Computation* 195, 775-785.
- Berre, D., Boussemart, J-P., Leleu, H., Tillard, E., 2013. Economic value of greenhouse gases and nitrogen surpluses : society vs farmers' valuation. *European Journal of operational research* 226, 325-331.
- Berre, D., Vayssières, J., Boussemart, J-P., Leleu, H., Tillard, E., Lecomte, P., 2012. Combining farm simulation with frontier efficiency analysis. 10th European IFSA Symposium, Aarhus, Denmark.
- Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., 2003. An overview of the crop model STICS. *European Journal of Agronomy* 18 (3-4), 309-332.
- Chardon, X., Rigolot, C., Baratte, C., Espagnol, S., Raison, C., Martin-Clouaire, R., Rellier, J.-P., Le Gall, A., Dourmad, J.Y., Piquemal, B., Leterme, P., Paillat, J.M., Delaby, L., Garcia, F., Peyraud, J.L., Poupau, 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* 6:10, 1711-1721.
- Charnes, A., Cooper, W.W., Rhodes, E., 1978. Measuring the efficiency of decision making units. *European Journal of Operational Research* 2, 429-444.
- Coli, M., Nissi, E., Rapposelli, A., 2011. Monitoring environmental efficiency : An application to Italian provinces. *Environmental Modelling and Software* 26, 38-43.
- Cros, M.J., Duru, M., Garcia, F., Martin-Clouaire, R., 2003. A biophysical dairy farm model to evaluate rotational grazing management strategies. *Agronomy* 23, 105-122.
- Dalgaard, T., Hutchings, N.J., Porter, J.R., 2003. Agroecology, scaling and interdisciplinarity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 100, 39-51.
- De Jager, A., Onduru, D., van Wijk, M.S., Vlaming, J., Gachini, G.N., 2001. Assessing sustainability of low-external-input farm management systems with the nutrient monitoring approach: a case study in Kenya. *Agricultural Systems* 69, 99-118.

Delagarde, R., Faverdin, P., Baratte, C., Peyraud, J.L., 2004. Prévoir l'ingestion et la production des vaches laitières: Grazein, un modèle pour raisonner l'alimentation au pâturage in: 3R 2004, 11th Congress Rencontres Autour des Recherches sur les Ruminants, Paris, France.

D'Haese, M., Speelman, S., Alary, V., Tillard E., D'Haese, L., 2009. Efficiency in milk production on Reunion Island: Dealing with land scarcity. *Journal of Dairy Science* 92, 3676-3683.

FAO. 2012. Global Agenda of Action: Greening livestock sector growth: closing the efficiency gap in natural resource use. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Färe, R., Grosskopf, S., 2004. Modeling undesirable factors in efficiency evaluation : Comment. *European Journal of Operational Research* 157, 242-245.

Fox, D.G., Tedeschi, L.O., Tylutki, T.P., Russell, J.B., Van Amburgh, M.E., Chase, L.E., Pell, A.N., Overton, T.R., 2004. The Cornell net carbohydrate and protein system model for evaluating herd nutrition and nutrient excretion. *Animal Feed Science and Technology* 112, 29-78.

Gaspar, P., Mesías, F.J., Escribano, M., Pulido, F., 2009. Assessing the technical efficiency of extensive livestock farming systems in Extremadura, Spain. *Livestock Science* 121, 7-14.

Giller, K.E., Rowe, E.C., de Ridder, N., van Keulen, H., 2006. Resource use dynamics and interactions in the tropics: scaling up in space and time. *Agricultural Systems* 88, 8- 27.

Godfray, H.C.J., Beddington, J.R., Crute, I.R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J.F., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S.M., Toulmin, C., 2010. Food security: The challenge of feeding 9 billion people. *Science* 327, 812-818.

Goffinet, B., 2006. Synthesis on modelling research activities in INRA.

Hastings, A.F., Wattenbach, M., Eugster, W., Li C., Buchmann, N., 2010. Uncertainty propagation in soil greenhouse gas emission models: An experiment using the DNDC model and at the Oensingen cropland site. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 136, 97-110.

Hernández-Sancho, F., Molinos-Senante, M., Sala-Garrido, R., 2010. Economic valuation of environmental benefits from wastewater treatment processes: An empirical approach for Spain. *Science of the Total Environment* 408, 953-957.

Hillyer, C., Bolte, J., van Evert, F., Lamaker, A., 2003. The Modcom modular simulation system. *Europ. J. Agronomy* 18, 333-343.

INRA, 2007. Alimentation des bovins, ovins et caprins, besoins des animaux, valeurs des aliments. Editions QUAE.

Chapitre III : Les déterminants de l'éco-efficience des productions animales : une nouvelle approche combinant modèle de simulation agronomique et frontière d'efficience

Jarrige, R., 1989. Ruminant Nutrition: Recommended Allowances and Feed Tables. INRA, Versailles, France.

Koopmans, T.C., 1951. An analysis of production as an efficient combination of activities, in: Koopmans (Ed.), *Activity Analysis of Production and Allocation*, Cowles Commission for Research in Economics. T.C. Wiley, New York, pp. 33– 97.

Kuosmanen, T., 2005. Weak disposability in nonparametric production analysis with undesirable outputs. *American Journal of Agricultural Economics* 87, 1077–1082.

Leteinturier, B., Oger, R., Buffet, D., 2004. Rapport Technique Sur le Nouveau Module de Croissance Prairiale. Centre de Recherches Agronomiques de Gembloux, Belgique.

Martiné, J.F., 2003. Modélisation de la Production Potentielle de la Canne à Sucre en Zone Tropicale, Sous Conditions Thermiques et Hydriques Contrastées. Application du Modèle. PhD Thesis, INA-PG, Paris.

Matott, L.S., Tolson B.A., Asadzadeh, M., 2012. A benchmarking framework for simulation-based optimization of environmental models. *Environmental modelling and software* 35, 19-30.

Monod, H., Naud, C., Makowski, D., 2006. Uncertainty and sensitivity analysis for crop models, in : *Working with dynamic crop models*. Daniel Wallach, David Makowski, James W. Jones Edition. Elsevier B.V.: 55-100.

Nasiri, F., Huang, G., 2008. A fuzzy decision aid model for environmental performance assessment in waste recycling. *Environmental Modelling and Software* 23, 677-689.

Nevens, F., Verbruggen, I., Reheul, D., Hofman, G., 2006. Farm gate nitrogen surpluses and nitrogen use efficiency of specialized dairy farms in Flanders: evolution and future goals. *Agricultural Systems* 88, 142–155.

Piot-Lepetit, I., Vermersh, D., 1998. Pricing organic nitrogen under the weak disposability assumption: an application to the French pig sector. *Journal of Agricultural Economics* 49 (1), 85-99.

Rotz, A.C., Coiner, C.U., 2006. *The Integrated Farm System Model – Reference Manual, Version 2.0*. Pasture Systems and Watershed Management Research Unit / Agricultural Research Service / United States Department of Agriculture.

Saporta, G., 1978. *Théories et methodes de la statistiques*. Editions Technip, Paris.

Scheel, H., 2001. Undesirable outputs in efficiency valuations. *European Journal of Operational Research* 132, 400–410.

Simar, L., Wilson, P.W., 2008. Statistical inference in nonparametric frontier models: Recent developments and perspectives, in: *The measurement of productive efficiency and productivity growth*. Fried, Harold O. Fried, C.A. Knox Lovell, Shelton S. Schmidt. Oxford University Press: 421-521.

Tarantola, A., 2006. Inverse problem theory and methods for model parameter estimation. Society for industrial and applied mathematics, Philadelphia.

Tittonell, P., Van Wijk, M.T., Rufino, M.C., Vrugt, J.A., Giller, K.E., 2007. Analysing trade-offs in resource and labour allocation by smallholder farmers using inverse modelling techniques: A case-study from Kakamega district, western Kenya. *Agricultural Systems* 95, 76-95.

Van Ittersum, M.K., Ewert, F., Heckelevi, T., Wery, J., Alkan Olsson, J., Andersen, E., Bezlepkina, I., Brouwer, F., Donatelli, M., Flichman, G., Olsson, L., Rizzoli, A.E., Van der Wal, T., Erik Wien, J., Wolf, J., 2008. Integrated assessment of agricultural systems – A component-based framework for the European Union (SEAMLESS). *Agricultural Systems* 96, 150-165.

Vautard, R., Beekmann, M., Menut, L., 2000. Applications of adjoint modelling in atmospheric chemistry: sensitivity and inverse modelling. *Environmental modelling and software* 15, 703-709.

Vayssières, J., Guerrin, F., Paillat, J.M., Lecomte, P., 2009a. GAMEDE: a global activity model for evaluating the sustainability of dairy enterprises. Part I – Whole-farm dynamic model. *Agricultural Systems* 101, 128–138.

Vayssières, J., Bocquier, F., Lecomte, P., 2009b. GAMEDE: a global activity model for evaluating the sustainability of dairy enterprises. Part II – Interactive simulation of various management strategies with diverse stakeholders. *Agricultural Systems* 101, 139–151.

Vayssières, J., Vigne, M., Alary, V., Lecomte P., 2011. Integrated participatory modelling of actual farms to support policy making on sustainable intensification. *Agricultural Systems* 104, 146-161.

Vázquez-Rowe, I., Villanueva-Rey, P., Iribarren, D., Teresa Moreira, M., Feijoo, G., 2012. Joint life cycle assessment and data envelopment analysis of grape production for vinification in the Rías Baixas appellation (NW Spain). *Journal of Cleaner Production* 27, 92-102.

Discussion générale

1 Principales contributions de la thèse

1.1 Elargir le cadre d'interprétation de l'éco-efficience des productions animales

Les frontières de production permettent de dépasser les approches classiques de l'efficience en agronomie en établissant des scores multidimensionnels attestant à la fois du niveau d'utilisation des inputs, mais aussi des niveaux de production et d'émissions indésirables. Néanmoins, si elles ne devaient servir qu'à fournir des indicateurs plus larges, ces approches frontières n'auraient certainement pas été autant mobilisées dans la recherche en agro-environnement. Le véritable avantage des frontières de production et plus spécifiquement des approches non paramétriques d'enveloppement de données est qu'elles s'appuient sur un cadre théorique de microéconomie de la production qui nous permet d'exprimer des problématiques agronomiques connues dans de nouveaux termes. Grâce à ce changement de cadre conceptuel, la méthode DEA ne nous permet pas uniquement d'explorer des scores d'éco-efficience mais également de mobiliser des concepts comme la dualité Lagrangienne, la réallocation de ressources, ou encore la weak disposability des outputs indésirables. C'est l'objectif que nous avons tenté de suivre tout au long de ces 3 années : compléter les approches classiques les plus souvent utilisées par les agronomes pour développer des modèles d'analyse de productivité globale adaptés aux contextes agronomiques rencontrés, mais aussi pour apporter un éclairage méthodologique au débat économique soulevé par le challenge alimentaire. De manière très synthétique, on peut exprimer en deux points les spécificités des modèles explorés dans cette thèse et leurs apports au regard de notre problématique :

- Evidemment, **l'introduction rigoureuse des outputs indésirables** dans les technologies de production a constitué une partie importante de notre travail. Ainsi, il nous a été possible de spécifier le lien particulier entre outputs désirables et indésirables grâce à l'hypothèse de weak disposability, l'ajout d'une nouvelle variable et le changement d'une inégalité en égalité pour la contrainte concernant les mauvais outputs. En prenant en compte ces outputs indésirables, s'ajoute naturellement une nouvelle direction pour rejoindre la frontière aux classiques directions inputs ou outputs : celle focalisée sur la réduction des outputs indésirables. Plus encore, l'ajout des outputs indésirables et la nécessité de trouver des compromis sur les directions à choisir pour réduire l'inefficience a entraîné l'émergence de nombreuses publications sur l'utilisation combinée des fonctions distance directionnelles et des outputs indésirables (Picazo-Tadeo et Prior (2009), Macpherson et al. (2010), Picazo-Tadeo et al. (2012) ou Yu-Ying Lin et al. (2013). Notre travail s'inscrit dans cette veine et tente de tirer profit de la

flexibilité qu'offre l'utilisation des fonctions distances directionnelles dans la définition de directions très spécifiques. Ainsi, au-delà des directions classiques comme l'augmentation de la production recherchée par l'éleveur, nous avons pu spécifier des objectifs mieux adaptés à d'autres acteurs comme celui de la coopérative qui est prête à augmenter le volume de production simultanément à celui des inputs, ou encore le scénario d'intensification écologique qui envisage une réduction de l'inefficience par une augmentation de la production jointe à une réduction des émissions indésirables.

- **L'utilisation de modèles sectoriels** apparaît également dans les articles II et III de ce manuscrit et permet de prendre en compte la possibilité de réallocation de ressources entre fermes. Basés sur l'agrégation des technologies de production (Li, 1995), ces modèles permettent encore une fois de distinguer un autre point de vue sur la réduction de l'inefficience : le point de vue à l'échelle d'un secteur en ne considérant plus les gains à l'échelle de chaque firme. Ces modèles sont assez peu utilisés car ils font l'hypothèse que l'ensemble des ressources, et des capacités de production sont interchangeables entre individus, de telle sorte que l'on puisse permettre à chacune des fermes d'opérer à taille optimale mais aussi à mix d'inputs et d'outputs optimaux. Dans le cas de l'île de La Réunion, on comprend l'intuitivité du raisonnement qui consiste à dire que les ressources et les outils de production sont limités sur cette zone et que l'objectif est de les optimiser au mieux pour produire le plus possible en émettant le moins possible d'externalités négatives. Sans rentrer plus en détails dans les résultats de l'article II, nous avons vu que ces modèles permettaient d'identifier des gains par réduction de l'inefficience bien plus importants que les modèles individuels. Egalement, dans le cas de l'évaluation économique des externalités environnementales, le choix de ces modèles a été fait pour favoriser l'établissement d'un prix à l'échelle d'un secteur et non en faisant la moyenne du prix calculé pour chacune des fermes. En se basant sur l'idée que les ressources naturelles sont limitées et que le développement durable passe pas une allocation efficiente des ressources aux plus performants, nous verrons plus loin dans la discussion que Figge et Hahn (2004) ont établi une « valeur durable » des fermes en fonction des gains qu'apportent la réallocation des ressources de cette firme à l'ensemble des autres fermes du benchmark.

Au-delà de ces recherches pour identifier des modèles qui calculent des scores d'éco-efficiency au plus proche des réalités observées dans les processus de production mais aussi des points de vue sur la réduction des inefficiency, nous avons également développé une nouvelle approche de modélisation pour élargir le cadre habituel d'analyse des déterminants de l'éco-efficiency. Ainsi, plutôt que d'explorer les variables exogènes (non corrélées aux niveaux d'inputs, d'outputs, ou d'outputs indésirables) difficilement mobilisables à partir d'observations technico-économiques usuelles, nous avons simulé un jeu de données d'exploitations laitières à La Réunion grâce à un modèle de type « whole-farm ». En utilisant ce processus de génération de pseudo-data, nous entrons pleinement dans les recherches actuelles de combinaisons de plusieurs familles de « modélisation » mais surtout nous

disposons de jeux de données importants qui nous permettent d'analyser en précision les déterminants de l'éco-efficience. Ainsi, grâce à 5000 simulations de fermes, nous avons pu analyser plus de 400 exploitations efficaces et distinguer par une analyse multivariée les différents types d'élevages efficaces sur l'île de La Réunion.

1.2 Approche micro-économique de l'évaluation économique des externalités non-monétaires

Comme exposé dans le chapeau introductif du second chapitre, l'utilisation de la programmation linéaire pour modéliser les technologies de production qui génèrent des outputs désirables et indésirables à partir d'inputs, permet d'explorer les modèles duaux et l'interprétation économique des quantités. Dans le cas de l'analyse des externalités non-monétaires des productions animales, cette approche duale s'avère particulièrement intéressante car elle permet de donner à ces externalités des prix relatifs aux outputs monétaires. Néanmoins, comme nous le montrons dans le second chapitre, cette évaluation soulève des questions d'ordre méthodologique, mais questionne également la nature des indicateurs environnementaux utilisés en agronomie.

Très synthétiquement, nous avons montré qu'en utilisant les fonctions distance directionnelles avec les modèles duaux, l'évaluation économique des outputs indésirables variaient significativement en fonction des points de vue adoptés sur la réduction de l'inefficience. Concernant l'évaluation des émissions de gaz à effet de serre, on a pu constater que les résultats de nos modèles étaient proches des valeurs observées des taxes carbone. Plus encore, nous avons pu constater que la valeur initiale de ces taxes était proche de la vision productive de l'éleveur alors que la valeur vers laquelle elle semble tendre est représentée par la vision de la société focalisée sur la minimisation de l'impact environnemental. Ainsi, nous pouvons interpréter cela comme une opportunité pour les Etats à pouvoir instaurer une taxe qui entrave peu l'activité économique mais qui à terme poursuit bien un objectif de réduction de la pollution. Comme nous avons pu le voir en France en 2013 avec le débat sur l'écotaxe, la mise en place de taxes environnementales est un sujet extrêmement sensible qui oppose le plus souvent des acteurs avec des visions radicalement opposées (producteurs et société). Concernant l'excédent azoté, ces différences de perception vont jusqu'à la possibilité d'un changement de signe sur le prix de cette externalité, et donc sa possible valorisation par l'éleveur.

Cette double perception de l'excédent azoté comme source de revenu supplémentaire ou comme de pollution qu'il faudrait compenser par une taxe soulève deux interrogations de nature économique sur les modèles DEA et agronomiques :

- les modifications apportées aux modèles primaux pour introduire les outputs indésirables permettent de respecter la nature particulière du lien entre outputs désirables et non désirables. Néanmoins, l'exploration des modèles duaux met en évidence que ces modifications entraînent la possible valorisation économique de ces outputs indésirables. Cette valorisation apparaît alors comme une contradiction

évidente pour des outputs qui sont censés ne pas être désirés par le producteur. Ce sujet anime la recherche opérationnelle (Picazo-Tadeo et Prior (2009), Färe et Groskopf (2003), Kuntz et Sulz (2011),...) qui tente de développer des modèles permettant à la fois d'intégrer la « weak disposability » des outputs indésirables dans les modèles primaux, tout en conservant des résultats intuitifs des modèles duaux. A ce titre, Leleu (2013) propose par exemple de contraindre les modèles pour que le coût lié à l'émission d'outputs indésirables soit inférieur ou égal au revenu des outputs désirables.

- La possible valorisation de l'excédent azoté est dû à un artefact sur la structure du modèle comme expliqué ci-dessus, mais également à l'imperfection de cet indicateur environnemental. En effet, cet indicateur est calculé en faisant la différence entre les entrées d'azote dans le système (achats animaux, engrais, achats fourrages, concentrés, etc...) et les sorties d'azote (vente lait, vente fourrage, vente animaux). Ainsi, cet indicateur également appelé bilan azoté « apparent » considère l'exploitation comme une boîte noire. De ce fait, nous avons interprété cette valorisation économique de l'excédent azoté comme une valorisation du fumier sur les surfaces fourragères. Donc, on ne peut pas dire que l'excédent azoté est un output indésirable *stricto sensu* car il masque en effet des pratiques de valorisation de l'azote organique dans la boîte noire qu'est l'exploitation. La nature ambivalente de cet indicateur, que l'on cherche à maximiser dans les pays où le sol est très pauvre en azote (Cobo et al., 2010) et à minimiser dans les pays où l'élevage est intensif, est donc mise en évidence par les modèles DEA et soulève l'importance d'utiliser des outputs indésirables *stricto sensu* que le producteur ne pourra valoriser d'aucune manière.

Cette brève synthèse de nos résultats montre que notre approche interdisciplinaire combinant exploration des modèles de frontières d'efficience et illustration empirique soulève des enjeux à la fois théoriques et opérationnels sur les nouveaux enjeux des productions animales. Néanmoins, au-delà de ces principales contributions, de nombreuses pistes de recherches ont émergées de nos réflexions et nous allons tenter de montrer pourquoi cette première approche n'est pas une fin en soi, mais simplement une porte ouverte qui devra amener agronomes et économistes à poursuivre leur analyse commune d'une nouvelle agriculture plus productive et mieux respectueuse de l'environnement.

2 Limites et pistes de recherches soulevées

2.1 De l'analyse intra-système de l'éco-efficience à La Réunion à l'analyse inter-système de l'éco-efficience

Nous l'avons brièvement évoqué, une des limites de nos développements méthodologiques est leur unique application au contexte particulier de l'île de La Réunion. Même si le contexte réunionnais constitue un exemple riche de complexité et illustrant les enjeux du challenge alimentaire, il n'en reste pas moins un cas spécifique. Pourtant, durant les 4 années du programme ANR-EPAD, de nombreuses bases de données ont été récoltées, à la fois dans les pays du Sud (Costa-Rica, Kenya, Egypte) que dans l'hémisphère Nord (bases de données SOLAGRO, base de données INRA,...). L'important travail d'appropriation des concepts théoriques et sa valorisation par le biais de publications a, faute de temps, limité fortement une exploration plus précise de ces bases de données. Néanmoins, un travail important a été réalisé en collaboration étroite avec les responsables de la tâche 1 (Bases de données) pour pouvoir rendre ces sources d'informations comparables et disposer d'un nombre de données minimal en commun entre les bases pour pouvoir comparer des systèmes de production différents. La disponibilité de ces différentes bases de données ouvre des perspectives très intéressantes en termes de développements méthodologiques ultérieurs sur l'analyse inter-système de l'éco-efficience. En effet, en parvenant à définir une technologie de production commune à ces différents systèmes (inputs, outputs, et outputs indésirables), ce qui constitue un enjeu majeur en soi pour des systèmes très différents, il est possible de comparer ces systèmes avec les méthodes de frontière d'efficacité (Figure 10).

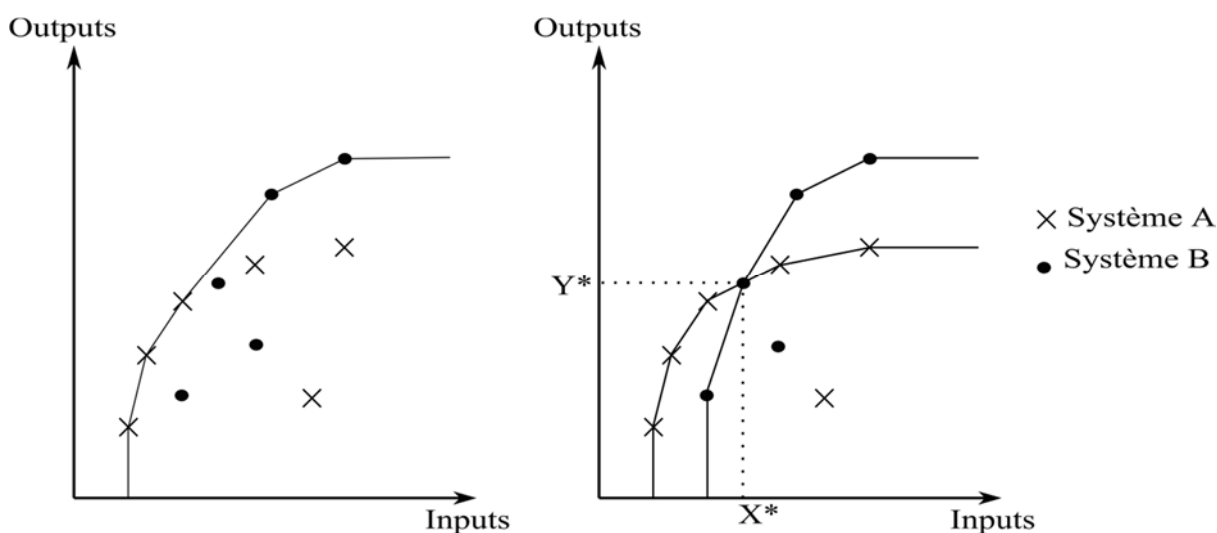


Figure 10 : Analyse intra-système de l'efficacité. A gauche : comparaison des scores des firmes du système A et du système B par rapport à une unique frontière de production efficiente. A droite : Comparaison des frontières de production du système A et du système B et détection des dominances de frontière

La première approche la plus basique (à gauche de la figure 10) consiste à construire une unique frontière pour l'ensemble des systèmes considérés et à évaluer les scores de l'ensemble des fermes considérées. Ainsi, en réalisant la moyenne des scores pour chaque système, il est possible d'analyser le niveau d'éco-efficience de chacun de ces derniers. Bien qu'assez intuitive et basée sur la même approche en termes de programmation, cette méthode fait l'hypothèse forte que les deux systèmes sont soumis aux mêmes contraintes exogènes. Ainsi, deux fermes avec le même score seront jugées pareillement inefficentes tandis que l'une d'entre elles dispose peut être d'un système de production différent qui limite ses performances tant économiques qu'environnementales. La distinction de deux systèmes de production ne sert ici qu'à faire des groupes de fermes *a posteriori* et analyser les scores pour chaque groupe. Une solution permettant de prendre en compte plus en détails les différences entre les deux systèmes de production est présentée dans la partie droite de la figure 10. Cette fois-ci, en se basant sur le même échantillon de fermes, une frontière efficiente est construite pour chaque système de production et l'objectif n'est plus focalisé sur les scores des firmes individuelles mais plutôt sur les comparaisons des frontières entre elles. En effet, en faisant la différence entre le score d'une ferme par rapport à une frontière puis par rapport à l'autre, il est possible de mesurer l'écart entre les frontières efficientes des deux systèmes considérés. En considérant deux frontières, nous respectons cette fois les différents paramètres exogènes à chaque système, tout en comparant les deux systèmes de production sur la base des meilleures performances observées pour chacun d'entre-eux. Cette approche, en dépassant une analyse individuelle de l'éco-efficience des fermes permet de réaliser un vrai diagnostic de dominance technologique entre différents systèmes de production. Par exemple Boussemart et al (2013) appliquent cette méthode en distinguant dans un échantillon de 600 fermes les plus intensives en termes d'utilisation de pesticides et les moins intensives. Ils démontrent ainsi en utilisant une fonction coût que la frontière des fermes les plus extensives domine dans plus de 80% des cas en moyenne la frontière des fermes intensives. Même si l'on peut imaginer tout type de comparaisons (agriculture conventionnelle vs agriculture biologique, intensif vs extensif, ...), l'accumulation des bases de données dans EPAD permet d'envisager des comparaisons plus ambitieuses entre différents systèmes de production de par le monde. Ainsi, nous pourrions dépasser une approche monolithique qui définit des schémas de pratiques efficientes à travers le monde, et déterminer avec précision les déterminants de l'éco-efficience pour chaque système et surtout dans quelle mesure un système de production « domine » l'autre au regard des meilleures pratiques observées. Ainsi, comme on le voit sur la figure 10, si la frontière du système B domine celle du système A pour une certaine quantité d'inputs X^* , le système A s'avère plus performant pour des processus de production à bas niveaux d'intrants. On peut également penser en termes d'outputs et affirmer que le système A est certainement le plus performant pour les systèmes qui ne peuvent dépasser un niveau de production minimal (ici Y^*).

On comprend aisément que ce petit exemple théorique pourrait éclairer l'enjeu international du challenge alimentaire. En effet, plutôt que de promouvoir un seul schéma d'exploitations efficientes et de transférer ce schéma aux fermes inefficentes, cette analyse inter-système de l'efficience permettra de définir en aval s'il existe des systèmes dont la frontière éco-efficente domine effectivement les frontières des autres systèmes pour tous niveaux d'inputs,

d'outputs et d'outputs indésirables. Dans le cas contraire, cette analyse de dominance des frontières permettra de déterminer sur des critères à la fois économiques, sociaux et environnementaux dans quelle mesure chaque système peut contribuer à approvisionner une demande mondiale croissante en produits d'élevage. Bien que le temps ait manqué pour que cette réflexion puisse être intégrée à cette thèse, une collaboration est prévue entre les tâches 1 (bases de données), 4 (frontières d'efficacité) et 6 (analyse de la diversité des systèmes d'élevage) afin de concrétiser l'application de ces méthodes de dominance de frontière sur l'ensemble des jeux de données accumulées dans le programme EPAD.

2.2 Le paiement des externalités négatives, au-delà des problèmes de modélisation : un débat complexe qui nécessite de repenser les systèmes d'élevage

Nous l'avons vu, l'exploration des modèles duaux et l'évaluation économique des externalités non-matérielles soulèvent de nombreuses questions théoriques en recherche opérationnelle. En nous focalisant sur les problèmes de modélisation des outputs indésirables, nous avons souhaité intégrer les débats actuels mais aussi les éclairer empiriquement par un raisonnement plus large sur les taxes carbone et la gestion de l'azote dans les systèmes de productions animales. Néanmoins, en choisissant de restreindre la discussion aux problèmes de modélisation et en se focalisant sur les externalités négatives, deux critiques principales peuvent être émises.

D'une part, bien que nous ayons évalué le coût des externalités négatives en fonction de différents points de vue, la question de la prise en charge de ce coût reste entière. En effet, comme il nous l'a été mentionné lors de la présentation de ces recherches à différentes conférences, nous ne faisons aucune hypothèse sur la répartition de ces coûts environnementaux parmi les différents maillons de la chaîne. Plusieurs hypothèses évidentes peuvent être émises : la prise en charge par de nouveaux types de subventions, la prise en charge par le consommateur via la répercussion de ces coûts sur le produit final, ou encore l'application de la règle du « pollueur-payeur » qui impliquerait que l'agriculteur paye ce coût (ce qui se répercuterait *in fine* sur le consommateur). Néanmoins, dans cette dernière éventualité, il conviendrait de rester prudent sur les indicateurs environnementaux issus d'analyses de cycle de vie qui prennent en compte de nombreux acteurs économiques et qui l'impactent sur le produit final. Par exemple, les émissions carbone dans le cas réunionnais prennent en compte les émissions liées à la conception des aliments concentrés, des engrais minéraux, des machines agricoles, etc... Dans le cas où l'on répercuterait les coûts des émissions, chaque partie prenante du secteur agricole devrait alors payer pour la partie des émissions produites à leur niveau de la chaîne de production.

Comme le rappelle Parmentier (2014), « l'agriculteur qui vient de lire la page précédente doit être fortement irrité d'avoir lu un texte de plus qui le considère a priori comme pollueur », car

« en matière agricole le raisonnement est plus complexe. Si une ferme peut polluer, en exportant elle aussi des externalités négatives, elle peut tout aussi bien améliorer positivement son environnement, et générer des externalités positives ». En conséquence, l'auteur affirme que si les producteurs sont normalement sanctionnés pour les émissions nocives pour l'environnement, il convient de tenir le même raisonnement pour les externalités positives et de les rémunérer pour chacune d'entre-elles. L'agriculture est en effet un pourvoyeur considérable de services écosystémiques dont nous commençons tout juste à percevoir la valeur monétaire. Ainsi, l'estimation par des chercheurs de l'INRA et du CNRS du rôle de pollinisation et particulièrement des abeilles à 153 milliards d'euros (Gallai et al, 2008) a vulgarisé cette notion d'évaluation économique des services écosystémiques. Néanmoins, cette dernière est loin de faire l'unanimité et un débat agite la communauté scientifique sur cette nécessité d'évaluer économiquement l'ensemble des services que fournit un écosystème à l'humanité. Dans son ouvrage « Nature à vendre », Maris (2014) montre les limites d'un raisonnement uniquement basé sur la « marchandisation » des services écosystémiques, qui, une fois évalués économiquement, seront considérés comme des biens classiques dans une économie de marché. On comprend les réticences que la communauté scientifique en écologie peut avoir à « estimer l'inestimable » et monétariser les apports des écosystèmes pour l'humanité, mais il paraît difficile de sanctionner d'une part les émissions indésirables liées à l'activité d'élevage, sans d'autre part rémunérer les services rendus par ces systèmes de production. En réalité, ce paiement des services environnementaux (les « PSE ») est déjà une réalité et le conseil économique pour le développement durable (2010) évoque déjà de nombreux accords entre industriels et agriculteurs (accord pour utiliser moins d'engrais à proximité des sources Perrier par exemple, ou à proximité des stations d'épuration aux Etats-Unis). Néanmoins, ces services environnementaux, comme leurs noms l'indiquent, ne prennent pour l'instant pas en compte les services plus globaux que peut rendre l'agriculture en termes économiques et sociaux. En effet la FAO (2013) souligne que de nombreux aspects socio-économiques ne sont pas pris en compte dans les PSE, tels que l'emploi rural, la cohésion communautaire, la prévention de l'exode rural...Le document suggère alors de dépasser l'approche des PSE pour créer un cadre plus large de rémunération des externalités positives (REP) et prendre ainsi pleinement en compte la multi-dimensionnalité du développement durable.

2.3 La durabilité des systèmes d'élevage : Une dimension temporelle difficile à intégrer dans les des méthodes de frontières d'efficience

Nous l'avons montré dans l'introduction de ce manuscrit, les études sur l'éco-efficience des systèmes de productions animales ont pour objectif d'identifier des nouveaux systèmes de productions durables capables de produire plus en respectant mieux l'environnement. Bien que nous ayons abordé différents volets des méthodes de frontières pour évaluer l'éco-efficience, nous avons principalement développé des approches synchroniques avec des jeux

de données sur une année donnée. Ainsi, on comprend aisément les critiques qui pourraient émaner de la lecture de ce manuscrit : comment parler de durabilité lorsque l'on se focalise sur des jeux de données sur une année, sans aucune visibilité à moyen-terme ou à long-terme sur les processus de production étudiés et la viabilité des bonnes pratiques mises en œuvre par les fermes constituant la frontière efficiente ?

Les méthodes de frontières permettent pourtant d'intégrer des jeux de données pluriannuels dans le cadre conceptuel d'analyse de l'efficacité. Ainsi, l'indicateur le plus connu pour analyser dans le temps l'évolution et la décomposition de l'efficacité est l'indice de Malmquist (Caves et al., 1982). Très schématiquement, cet indice se base sur l'analyse de l'efficacité d'une firme à l'instant t et à l'instant $t+1$ par rapport à la frontière efficiente en t , et aussi en $t+1$. Le calcul de l'indice permet de distinguer deux composantes dans l'évolution de la performance des firmes : l'évolution de l'efficacité d'une part, et la variation de progrès technique d'autre part. Très classique en microéconomie, l'utilisation de cet indice en introduisant des composantes environnementales l'est beaucoup moins. En effet, l'ensemble des contraintes méthodologiques sur l'introduction des outputs indésirables se complexifie plus encore lorsqu'il s'agit de les considérer de manière dynamique. Néanmoins, l'enjeu est d'importance : pouvoir distinguer dans l'évolution des performances le progrès technique et l'évolution de l'efficacité technique mais également l'intégration de la dimension environnementale et son évolution dans le temps. Ainsi, on dénombre de nombreuses études tentant de définir un nouvel indice Malmquist permettant d'intégrer les outputs indésirables comme le Malmquist CO2 emission performance index (MCPI, Zhou et al, 2010) ou encore le Malmquist Cost productivity measure (MCPM, Ball et al, 2005). Néanmoins, l'indice le plus communément utilisé est l'indice de Malmquist-Luenberger proposé par Chambers, Chung et Färe (1996) à partir des travaux de Luenberger (1992). Ce dernier permet de prendre en compte la dimension environnementale dans l'évolution de la productivité en s'appuyant sur une fonction distance directionnelle (Dubrocard et Prombo, 2012). Ainsi, bien que critiqué par Aparicio et al. (2013), l'indice de Malmquist-Luenberger a fait l'objet de nombreuses publications focalisées sur la dimension temporelle de l'éco-efficacité (He et al., 2013 ; Sueyoshi et Goto, 2013 ; Zhang et al., 2011...). Au regard des bases de données pluriannuelles remarquables que les partenaires du programme EPAD ont mis à la disposition du projet, on ne peut que regretter de ne pas disposer de plus de temps pour pouvoir explorer ces approches méthodologiques au contexte des enjeux environnementaux de l'élevage. En effet, cette approche permettrait d'intégrer nos analyses à l'échelle de la ferme dans des politiques plus globales de gestion de la terre agricole, de phénomènes démographiques et de gestion des externalités d'élevage avec une échelle de temps plus étendue, dans une vraie démarche interdisciplinaire comme le souligne Macpherson et al (2013).

Etudier la durabilité des systèmes d'élevage avec une analyse mono-périodique apparaît naturellement comme une tâche ardue, presque contradictoire. Et pourtant, sur la base d'un raisonnement intuitif, Figge et Hahn (2004) ont proposé de calculer une « valeur durable » de ces systèmes de production. Le raisonnement est simple : sur une planète aux ressources naturelles limitées et qui doit nourrir un nombre grandissant d'êtres humains, les ressources doivent être allouées à ceux qui les valorisent au mieux en limitant l'émission d'externalités

négligées. On retrouve ici les concepts de réallocation de ressources abordés dans la seconde partie du premier chapitre de ce manuscrit. Les auteurs proposent alors une méthode qui permet d'évaluer s'il est préférable de laisser une ferme convertir ses ressources en productions animales ou s'il est plus judicieux d'attribuer ces ressources à un benchmark (les autres fermes plus efficaces du secteur) qui pourra mieux les valoriser. Bien vulgarisée par Mondelaers et al. (2011), la méthode a fait l'objet d'un débat engagé dans la littérature scientifique (Figge et Hahn, 2009 ; Kuosmanen et Kuosmanen 2009 ; Ang et Van Passel, 2010 ; Van Passel et al., 2009). Le débat opposant des points de vue différents sur la durabilité (point de vue global emprunté aux recherches en finance à un point de vue plus microéconomique sur la productivité des entreprises) s'est surtout focalisé sur la définition du benchmark. En effet, dans la première version de leur méthode, Figge et Hahn proposaient de réallouer les ressources d'une firme à un benchmark « moyen » ce qui ne faisait pas de sens aux micro-économistes qui ont suggéré d'introduire les méthodes de frontières efficaces pour affiner cette définition du benchmark. En effet, il était alors possible de quantifier les gains de la réallocation des ressources d'une firme inefficace à la frontière efficace et calculer les pertes pour la société à accorder les ressources à cette firme.

Cette méthode a été explorée lors d'une étroite collaboration avec Henri-Bertrand Lefer mais le temps a manqué pour réussir à rédiger notre réflexion dans ce manuscrit de thèse. En quelques mots, si nous nous accordons au point de vue consensuel de Ang et Van Passel (2010) sur la nécessité de considérer un benchmark efficace, nous pensons que ce benchmark doit intégrer les outputs indésirables de manière rigoureuse et dépasser les approches actuelles pour lesquelles la technologie de production ne regroupe que les ressources naturelles directement utilisées en inputs, les productions commercialisables en outputs et les externalités négatives en outputs indésirables. Grâce à l'amélioration des indicateurs utilisés, il est désormais possible d'intégrer les terres indirectement cultivées pour les céréales (nécessaires pour l'alimentation des bovins), mais aussi de calculer des externalités positives comme la création de biodiversité. Par exemple, une base de données de l'Institut de l'Élevage mise à disposition permettrait d'élargir la définition de la technologie de production au regard de la complexité des processus de productions animales et de leur nouveau cadre d'analyse. Le tableau 5 illustre la complexité de représenter les 3 dimensions du développement durable dans la définition d'une technologie de production pour établir le cadre conceptuel d'une analyse de la productivité.

Tableau 5 : Correspondance entre les 3 piliers du développement durable (social, économie, et environnement) et les 3 dimensions d'une technologie de production (inputs, outputs, et outputs indésirables) ; les cadres en pointillés représentent les nouveaux types d'indicateurs déjà disponibles.

		Piliers du développement durable		
		Social	Economique	Environnement
Technologie de production	Inputs	Main d'œuvre	Charges diverses (CI), capital, ...	Surfaces indirectes
	Outputs		Productions animales (lait, viande)	Création de biodiversité
	undesirable outputs			GHG, EA, etc...

Premier constat évident sur le tableau 5, les indicateurs sociaux manquent souvent dans les technologies de production en économie. Ce constat provient de nombreuses discussions entre les partenaires du projet EPAD et la nécessité de définir des indicateurs sociaux de la durabilité en productions animales devra animer les futures récoltes de données, souvent focalisées sur les aspects environnementaux et économiques. De plus, la considération de la main d'œuvre comme un input social que l'on cherche à minimiser dans les approches de frontières efficaces pourrait être fortement critiquée. En effet, la réduction de la main d'œuvre en agriculture pourrait conduire à une augmentation du chômage dans un contexte économique déjà difficile. Ainsi, comme le précise Iribarren et Vazquez-Rowe (2013), la minimisation de la main d'œuvre pour une production donnée doit être entendue comme une potentielle redéfinition des tâches avec à la clé un gain socio-économique pour l'ensemble des acteurs. Dans notre cas, on peut par exemple imaginer que la réduction du temps de travail nécessaire pour le système d'élevage permette à l'éleveur de diversifier ses activités agricoles (autres productions animales, productions végétales) ou de trouver un emploi complémentaire extra-agricole, et d'augmenter par la même sa résilience. On peut voir que grâce à de nouveaux indicateurs, comme ceux calculés par l'Institut de l'Élevage (encadré en pointillé), la composante environnementale du développement pourrait ne plus apparaître que comme une externalité négative, mais bien à tous les niveaux de la technologie de production. Concernant le pilier économique, s'il est classiquement pris en compte dans les inputs et les outputs, l'introduction d'indicateurs nouveaux attestant d'inégalités de salaires (indice de Gini) permettra de modéliser la génération d'inégalités économiques par une technologie de production.

2.4 Les méthodes de frontières : un catalyseur de réflexions transdisciplinaires des challenges sociétaux ou support de recherches multidisciplinaires « prêtes à l'emploi » ?

Sans rentrer dans des considérations épistémologiques fondamentales sur la nature de ce doctorat entre agronomie, économie, environnement et modélisation, il est toutefois pertinent de s'intéresser au degré et à la nature de l'intégration entre ses disciplines qui ressort de nos différents travaux de recherche. Pour ce faire, nous expliquerons les différences majeures entre les trois approches : multidisciplinarité, interdisciplinarité et transdisciplinarité. Mais pour bien cerner ces différences, il convient de rappeler comme le fait très clairement Payette (2001) ce qu'est une discipline : issu de disciple, une discipline exprime la soumission à un maître ou à une doctrine et représente donc « un corps de connaissances dont la logique interne et l'articulation imposent des règles auxquelles les disciples ne peuvent déroger ». Ainsi, tout mathématicien s'accordera à dire que dans un espace euclidien la somme des angles d'un triangle fait 180 degrés, tout physicien s'accordera à dire que l'entropie d'un système thermodynamique ne peut que croître lors d'une transformation ou enfin tout économiste s'accordera à dire que les prix du marché sont formés par la loi de l'offre et de la demande. L'enjeu des trois notions détaillées ci-dessous est l'intégration plus ou moins forte de ces corps de connaissances dans la construction d'une idée commune, d'un projet commun :

- La multidisciplinarité correspond à la forme la moins forte d'intégration entre plusieurs disciplines. Elle consiste à faire collaborer des professionnels de différents domaines autour d'un projet commun. L'objectif poursuivi est alors de miser sur la complémentarité des disciplines et que les résultats obtenus parallèlement par chaque spécialiste puissent aboutir par agrégation à la réalisation du projet.
- L'interdisciplinarité correspond à un niveau d'intégration plus important entre deux disciplines et à un enrichissement mutuel de chacun des spécialistes par une interconnexion des concepts mobilisés.
- La transdisciplinarité constitue l'intégration maximale de différentes disciplines ou chacune d'elles permet de définir un nouveau cadre. Une recherche transdisciplinaire efface donc les frontières entre les disciplines pour créer un objet de recherche global issu de la fusion de plusieurs socles théoriques.

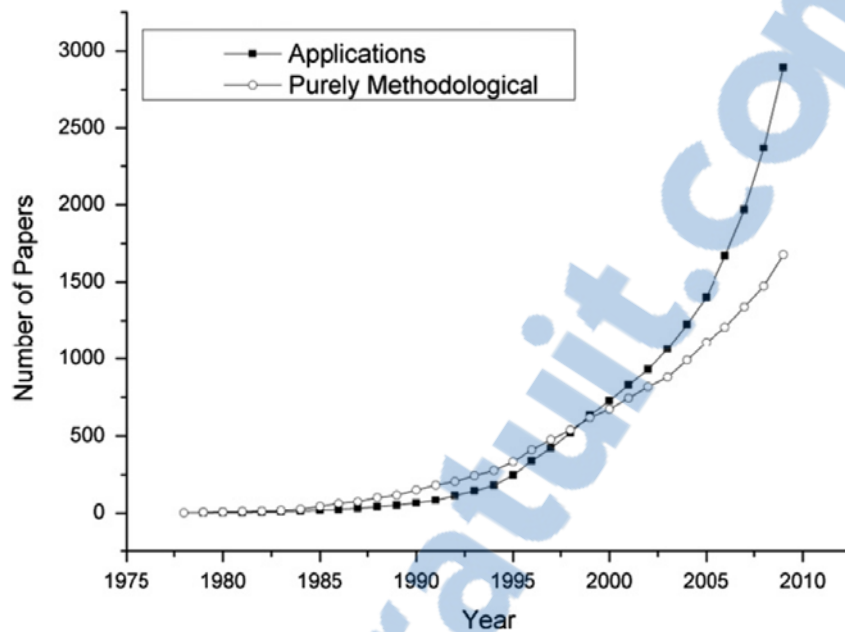
Au regard de cette terminologie, notre ambition dans ce doctorat était de dépasser une approche strictement multidisciplinaire où les méthodes de frontières n'auraient eu qu'un rôle méthodologique pour interpréter économiquement des problèmes agronomiques, dans une superposition superficielle des concepts. Bien qu'ambitieux, notre objectif ici était de développer un travail interdisciplinaire où le corps théorique des fonctions de production apportait un éclairage technico-économique sur les nouveaux enjeux de l'élevage mais aussi de montrer que ce contexte et les nouvelles questions qu'il soulève nécessitait de faire évoluer ces méthodes d'analyse micro-économique. Le papier IV et la réflexion sur les

déterminants de l'éco-efficience est peut-être la partie du doctorat où nous avons tenté de développer une véritable transdisciplinarité en jouant sur la complémentarité des deux approches (modèles de simulation agronomique et frontières de production) sans toutefois les distinguer entièrement. Cette approche a été possible grâce aux multiples rencontres des partenaires EPAD et aux échanges entre agronomes et économistes.

Plus globalement, cette réflexion rejoint celles soulevées par Liu et al. (2013) qui ont réalisé une revue bibliographique de l'ensemble des articles impliquant la méthode DEA recensés entre 1978 et 2010 dans la base de données « Web of Science ». Mettant en évidence que l'agriculture constitue le troisième domaine d'application de la méthode après le secteur bancaire et celui de la santé, les auteurs proposent surtout de caractériser l'évolution des articles de natures théorique et empirique (Figure 11). On constate que si jusqu'à l'an 2000, les articles théoriques étaient plus nombreux que les articles empiriques, la tendance actuelle est à l'augmentation importante des articles empiriques. Ainsi, l'aller-retour entre théoriciens et praticiens dont parle Liu et al. (2013) et qui a permis jusque-là le développement conjoint de l'objet théorique et de ses applications à des contextes variés, semble quelque peu déséquilibré. Les auteurs font le constat que beaucoup de nouveaux modèles théoriques sont partiellement valorisés par les praticiens et que cela s'explique par la difficulté de les mettre en œuvre d'un point de vue programmation. Si nous partageons leurs points de vue sur le fait que les modèles les plus souvent utilisés par les praticiens sont éloignés des récents développements méthodologiques, nous émettons des doutes sur la nécessité de développer des interfaces simplistes pour faciliter une utilisation « prête à l'emploi » de la méthode DEA.

En effet, de nombreux logiciels payant (DEA frontier, DEA Solver,...) permettent désormais de mettre en œuvre la méthode DEA sans avoir à rentrer en profondeur dans la programmation. Le logiciel gratuit R[®] permet également d'implémenter la méthode avec un ensemble de fonctions simplistes qui permettent à l'utilisateur une application rapide de la méthode et l'obtention de résultats dans des délais tout aussi courts. Néanmoins, bien que les sources de l'ensemble des fonctions soient disponibles, il n'est pas toujours évident de retrouver le programme linéaire utilisé et il est difficile de sortir des « cas envisagés » par les concepteurs du logiciel. À l'inverse, l'utilisation de logiciels beaucoup plus génériques comme GAMS ou Excel nécessite de maîtriser les ensembles mathématiques et la structure des programmes linéaires mais permet de développer de nouvelles approches théoriques. À terme, le risque d'un développement de logiciels « prêts à l'emploi » est la multiplication de publications multidisciplinaires où la méthode DEA, et plus globalement les méthodes de frontières d'efficience sont appliquées sans connaissance des concepts théoriques qui les sous-tendent. Nous pensons ainsi qu'il faut prudence garder par rapport à ces approches et que seul un travail interdisciplinaire appuyé sur une collaboration étroite entre économistes et agronomes permettra d'entretenir le cercle vertueux dont parlent Liu et al. (2013) de développement conjoint des modèles théoriques et des applications aux nouveaux enjeux des productions animales.

Figure 11 : Proportion des papiers théoriques et empiriques concernant la méthode DEA et évolution entre 1978 et 2010 (source : Liu et al. (2013) et Web of Science)



Rapport-Gratuit.com

Conclusion

Au sein d'un programme ANR sur l'efficacité des productions animales regroupant divers agronomes (agroéconomistes, zootechniciens, modélisateurs,...), l'objectif de ce doctorat était d'éclairer d'un regard microéconomique le challenge alimentaire de nourrir une population grandissante avec une agriculture plus respectueuse de l'environnement. D'une première approche assez classique de l'efficacité dans le contexte Réunionnais, nous avons rapidement souhaité aller plus loin dans l'affinement des modèles afin que ces derniers reflètent au mieux les processus de production en jeu, mais aussi les comportements des différents acteurs et les différents niveaux d'analyse. Ainsi, en s'appuyant sur la littérature de l'économie de la production et sur les concepts bien connus de l'analyse de la productivité, il nous a été possible de préciser et d'opérationnaliser notre approche :

- L'intégration des outputs indésirables grâce à l'hypothèse de « weak disposability ».
- L'agrégation des technologies de production et la possibilité de quantifier les gains d'éco-efficacité par la réallocation des ressources.
- L'exploration de la dualité lagrangienne et l'analyse de l'efficacité en des termes économiques grâce aux modèles duaux.
- La mise en œuvre de tests de robustesse pour contrôler les frontières efficaces issues de jeux de données simulées par des modèles agronomiques de type « whole-farm ».

Bien sûr, ces concepts sont déjà bien connus des économistes et si nous n'avons pas réalisé de contributions théoriques majeures, notre objectif était de montrer comment ces outils permettent d'apporter de nouvelles réponses à des questions spécifiques sur la conduite éco-éfficace des élevages touchant des problématiques à la fois de nature agronomique, écologique et économique. De manière très synthétique nous pouvons retenir de ce travail que l'analyse de l'éco-efficacité par les méthodes de frontières permet d'avoir une approche plus riche que les indicateurs partiels classiquement utilisés en agronomie (pollution émises par production agricole, ou par ressources utilisées). Non seulement les scores d'éco-efficacité mesurent de manière synthétique les potentiels d'amélioration en prenant en compte l'ensemble des différentes dimensions d'inputs et d'outputs (désirables et indésirables), mais ils prennent aussi en compte les objectifs spécifiques de chaque acteur via les fonctions distance directionnelles. Nos travaux ont ainsi démontré que les points de vue des acteurs aboutissaient à des marges de progression différentes sur les niveaux de production et de pollution, mais aussi à des évaluations économiques des externalités également divergentes. Par ailleurs, notre réflexion sur les déterminants de l'éco-efficacité propose d'aller plus loin que la simple caractérisation d'une frontière et suggère d'explorer la diversité des fermes efficaces pour caractériser les différents modes de production performants.

Plus globalement, l'objectif affiché de ce doctorat était d'aboutir à la publication de plusieurs articles scientifiques dans les domaines de l'économie et de la recherche opérationnelle d'une part, mais également dans la gestion de l'environnement et la modélisation agronomique d'autre part. Dans cette perspective, deux articles (articles II et III) ont déjà été publiés dans la « Revue d'économie politique » et l'« European Journal of Operational Research ». L'article I, soumis à la revue « Journal of Environmental Management » a fait l'objet de révisions suite à la demande de l'éditeur, dont nous attendons la décision finale. Enfin, l'article IV en révision pour la revue « Environmental Modeling & Software » a été le fil rouge de ce doctorat tant il a soulevé des questions sur la perception des productions animales et leur modélisation. Ainsi, nous avons toutes les raisons d'être optimistes sur la publication de quatre articles qui constituent le socle de ce manuscrit avant la fin de l'année 2014. Il est important de souligner que même si nos résultats ont été source de multiples échanges entre les partenaires du programme ANR-EPAD, de nouvelles pistes de réflexions ont été soulevées dans le cadre de cette thèse et on peut espérer qu'elles seront explorées en poursuivant cette démarche interdisciplinaire de ce premier programme ANR.

A titre d'exemple, une piste méthodologique qu'il faudra approfondir concerne les nouvelles modélisations des outputs indésirables explicitement liés cette fois-ci aux inputs. En effet, comme nous l'avons vu, la prise en compte des outputs indésirables se base pour le moment sur leur liaison avec les outputs désirés alors que d'un point de vue intuitif on comprend aisément que les productions indésirables sont produites à partir des inputs. La poursuite de nos travaux passera donc par l'exploration de nouvelle méthodologie comme l'approche couplée LCA+DEA (Lozano et al., 2009) qui analyse dans un premier temps les réductions potentielles d'inputs et quantifie par la suite la diminution des émissions indésirables dues à cette réduction dans l'utilisation des ressources. On peut également citer les travaux de Førsund et Finn (2008) qui suggèrent de considérer différents types d'inputs (dirty, clean, green, pure purification, and integrated purification) en fonction de leurs impacts sur les niveaux d'émissions indésirables. Au-delà des aspects méthodologiques, et comme nous l'avons abordé dans la discussion, la poursuite des réflexions sur l'éco-efficience des productions animales devra se faire par une définition plus large du processus de production, en intégrant les nouveaux types d'indicateurs comme la génération d'externalités positives (biodiversité) ou encore la prise en compte des ressources naturelles indirectement exploitées (surfaces nécessaires à la production des aliments concentrés).

Références bibliographiques

- Afriat, S.N., 1972. Efficiency estimation of production functions, *International Economic review*, 13(3), pp. 568-598.
- Aigner, D.J., Lovell, C.A.K., Schmidt, P., 1977. Formulation and estimation of stochastic frontier production function models, *Journal of Econometrics*, 6, pp. 21-37.
- Ali, M., Rafiee, S., Jafari, A., Dalgaard, T., Trydeman Knudsen, M., Keyhani, A., Mousavi-Avval, S.H., Hermansen, J.E., 2013. Potential greenhouse gas emission reduction in soybean farming: A combined use of Life Cycle Assessment and Data Envelopment Analysis. *Journal Of Cleaner Production*, 54, pp. 89-100.
- Ambapour, S., 2001. Estimation des frontières de production et mesures de l'efficacité technique. Bureau d'application des méthodes statistiques et informatiques.
- Andor, A., et Hesse, F., 2014. The StoNED age : the departure into a new era of efficiency analysis ? A monte carlo comparison of StoNED and the “oldies” (SFA and the DEA), *Journal of productivity analysis*, 41, 85-109.
- Ang, F. Van, Passel, S., 2010. The Sustainable Value approach: a clarifying and constructive comment, *Ecological Economics*, 69 (12), pp. 2303–2306.
- Aparicio, J., Pastor, J.T., Zofío, J.L., 2013. On the consistency of the Malmquist-Luenberger index, *European Journal of Operational Research*, 229, pp. 738-742.
- Ball, E., Färe, R., Grosskopf, S., Zaim, O., 2005. Accounting for externalities in the measurement of productivity growth: the Malmquist cost productivity measure, *Structural Change and Economic Dynamics*, 16, pp. 374-394.
- Banker, R.D., Charnes, A., Cooper, W.W., 1984. Some models for estimating technical scale inefficiencies in data envelopment analysis, *Management Science*, 30(9), pp. 1078-1092.
- Banker, R.D., 1993. Maximum-Likelihood, consistency and data envelopment analysis – a statistical foundation, *Management science*, 39(10), 21-37.
- Bongaarts, J., 1994. Can the growing human population feed itself? *Scientific American*, Mar, pp. 36-42.
- Borodak, 2007. Les outils d'analyse des performances productives utilisés en économie et gestion: la mesure de l'efficacité technique et ses déterminants, *Cahier de recherche*, 5, pp. 1-16.
- Boussemart, J-P., Leleu, H., Oluwaseun, O., 2013. Could society's willingness to reduce pesticide use be aligned with farmers' economic self-interest? *Ecological Economics*, 70, pp. 1797-1804.
- Bowlin, W., 1987. Evaluating the efficiency of US Air Force real-property maintenance activities. *The Journal of the Operational Society*, 38(2), pp. 127-135.
- Briec, W., Dervaux, B., Leleu, H., 2003. Aggregation of directional distance functions and industrial efficiency, *Journal of Economics*, 79(3), pp. 237-261.

- Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., 2003. An overview of the crop model STICS, *European Journal of Agronomy*, 18 (3–4), pp. 309–332.
- Cabrera, V.E., Solis, D., Corral, J.D., 2010. Determinants of technical efficiency among dairy farms in Wisconsin. *J. Dairy Sci.*, 93, pp. 387-393.
- Caves, D. W., Laurits, R.C., Diewert, W.E., (1982). The Economic Theory of Index Numbers and the Measurement of Input, Output and Productivity, *Econometrica*, 50(6), pp. 1393-1414.
- Cazals, C., Florens, J-P., Simar, L., 2002. Nonparametric frontier estimation: a robust approach, *Journal of econometrics*, 106, 1-25.
- Chambers, R.G., Chung, Y., Färe, R., 1996. Benefit and distance functions. *Journal of Economic Theory*, 70(2), 407-419.
- Chardon, X., Rigolot, C., Baratte, C., Espagnol, S., Raison, C., Martin-Clouaire, R., Rellier, J.-P., Le Gall, A., Dourmad, J.Y., Piquemal, B., Leterme, P., Paillat, J.M., Delaby, L., Garcia, F., Peyraud, J.L., Poupau, 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(10), pp. 1711-1721.
- Charnes, A., Cooper, W.W., Rhodes, E., 1978. Measuring the efficiency of decision making units, *European Journal of Operational Research*, 2, pp. 29-44.
- Chung, Y-H., Färe, R., Grosskopf, S., 1997. Productivity and undesirable outputs: a directional distance function approach. *Journal of environmental management*, 51(3), pp. 229-240.
- Cobb, C.W. et Douglas, P.H., 1928. A theory of production, *American Economic Review*, 18, pp. 139-165.
- Cobo, J.G., Dercon, G., Cadisch, G., 2010. Nutrient balances in African land use systems across different spatial scales: A review of approaches, challenges and progress, *Agric. Ecosyst. Environ.*, pp. 136, 1-15.
- Coelli, T., Rao, D., O'Donell, C., Battese, C., 2005. An introduction to efficiency and productivity analysis. Springer, New York.
- Conseil économique pour le développement durable, 2010. Les « PSE » : des rémunérations pour les services environnementaux. *Références économiques*, 17.
- Cook, W.D., Tone, K., Zhu, J., 2014. Data envelopment analysis: prior to choosing a model, *Omega*, 44, pp. 1-4.
- 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, pp. 29-45.
- Dalgaard, T., Hutchings, N.J., Porter, J.R., 2003. Agroecology, scaling and interdisciplinarity, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 100, pp. 39-51.
- Daouia, A., Florens, J.P., Simar, L., 2010. Regularization of non-parametric frontier estimators, *Journal of Econometrics*, 168, pp. 285-299.
- Debreu, G., 1951. The coefficient of resource utilization, *Econometrica*, 19(3), pp. 273-292.

- Deprins, D. et Simar L., 1989. Estimation de frontières déterministes avec facteurs exogènes d'inefficacité, *Annales d'économie et de statistique*, 14, pp. 117-150.
- Dervaux, B., Leleu, H., Minvielle, E., Valdmanis, V., Aegerter, P., Guidet, B., 2009. Performance of French intensive care units: A directional distance function approach at the patient level. *International Journal of Production Economics*, 120(2), 585-594
- Dubrocard, A., Prombo, M., 2012. Performance environnementale et mesure de la productivité, Munich Personal RePEc Archive, Paper No. 41456.
- Duru, M., Hubert, B., 2003. Management of grazing systems: from decision and biophysical models to principles for action, *Agronomie*, 23(8), pp. 689-703.
- Dyson, R.G., Allen, R., Camanho, A.S., Podinovski, V.V., Sarrico, C.S., Shale, E.A., 2001. Pitfalls and protocols in DEA, *European Journal of Operational Research*, 132, pp. 245-259.
- Efron, B., 1979. Bootstrap methods: Another look at the Jackknife, *Ann. Statist.*, 7(1), pp. 1-26.
- FAO. 2010. Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector. A Life Cycle Assessment, Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO, 2013. Les paiements pour services écosystémiques. Les chemins de la durabilité.
http://www.fao.org/fileadmin/templates/nr/sustainability_pathways/docs/f_PES.pdf
(consulté le 16/06/2014).
- Färe, R., Lovell, C.A.K., 1978. Measuring the technical efficiency of production, *Journal of Economic Theory*, 19(1), pp. 150-162.
- Färe, R., 1986. On the existence and equivalence of three joint production functions, *Scand. J. of Economics*, 88(4), pp. 669-674.
- Fare, R., Grosskopf, S., Knox Lovell, C.A., Pasurka, C., 1989. Multilateral productivity comparisons when some outputs are undesirable: a nonparametric approach, *The review of economics and statistics*, 71, pp. 90-98.
- Färe, R., Grosskopf, S., Lovell, C.A.K., 1994. *Production frontiers*, Cambridge University Press, London.
- Färe, R. et Grosskopf, S., 2003. Nonparametric productivity analysis with undesirable outputs: Comment. *Am. J. Agr. Econ.*, 85(4), pp. 1070-1074.
- Färe, R. et Grosskopf, S., 2009. A comment on weak disposability in nonparametric production analysis. *Am. J. Agr. Econ.*, 91(2), pp. 535-538.
- Farrell, M.J., 1957. The measurement of productive efficiency, *Journal of Royal Statistical Society*, 120(3), pp. 253-290.
- Figge, F., et Hahn, T., 2004. Sustainable value added – measuring corporate contributions to sustainability beyond eco-efficiency, *Ecological Economics*, 48(2), pp. 173-187.
- Figge, F., Hahn, T., 2009. Not measuring sustainable value at all: a response to Kuosmanen and Kuosmanen, *Ecological Economics*, 69 (2), pp. 244-249.
- Florens, J-P., et Simar, L., 2005. Parametric approximations of nonparametric frontiers, *Journal of Econometrics*, 124, pp. 91-116.

- Foley, A.J., 2011. Can we feed the world and sustain the planet, *Scientific American*, 305, pp. 60-65.
- Førsund, F., 2008. Good modelling of bad outputs: pollution and multiple-output production. *Mémorandum*, department of Economics, University of Oslo, 30.
- Fried, H.O., Lovell, C.A.K., Schmidt, S.S., 2008. The measurement of productive efficiency and productivity growth. Oxford University Press.
- Gaillai, N., Salles, J-M., Settele, J., Vaissière, B.E., 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline, *Ecological Economics*, 68, pp. 810-821.
- Garnett, T., 2009. Livestock-related greenhouse gas emissions: impacts and options for policy makers, *Environmental Science and Policy*, 12, pp. 491-503.
- Gbaguidi, A.L.M., Kikukama, D.B., Djemal, M., Mougang, F.J., Nyilimana, C., 2011. L'élevage catalyseur de l'atteinte des Objectifs du Millénaire pour le Développement, *Tropicultura*, 29(1), pp. 46-64.
- Global Agenda for Sustainable Livestock, <http://www.livestockdialogue.org/>. (consulté le 12/03/2014)
- Godfray, H.C.J., Beddington, J.R., Crute, I.R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J.F., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S.M., Toulmin, C., 2010. Food security: The challenge of feeding 9 billion people, *Science*, 327, pp. 812-818.
- Golany, B., Roll, Y., 1998. An application procedure for DEA, *Omega*, 17(3), pp. 237-250.
- Gordon, G. Linear programming, Lagrange multipliers and duality.
- Griffon, M., 2006. Nourrir la planète. Ed. De Boeck Supérieur.
- Guillou, M., Matheron, G., 2011. 9 milliards d'hommes à nourrir – un défi pour demain. Ed. Bourin.
- Hailu, A. et Veenman, T.S., 2001. Non-parametric productivity analysis with undesirable outputs: an application to the canadian pulp and paper industry. *Am. J. Agr. Econ.*, 83(3), pp. 605-616.
- Haub, C., 2012. Fact sheets: world population trends.
- He, F., Zhang, Q., Lei, J., Fu, W., Xiaoning, X., 2013. Energy efficiency and productivity change of China's iron and steel industry: accounting for undesirable outputs, *Energy Policy*, 54, pp. 204-213.
- Hoff, A., 2007. Second stage DEA: Comparisons of approaches for modelling the DEA score. *European Journal of Operational Research*, 181, pp. 425-435.
- Humphrey, T.M., 1997. Algebraic production functions and their uses before Cobb-Douglas, *Federal Reserve Bank of Richmond Economic Quarterly*, 83(1), pp. 51-83.
- ILRI, 2013. Global health and food security: why developing-country livestock matter so much. *Global Animal Health Conference, Developing global animal health products to support food security and sustainability*, 17 oct., Arlington, Virginia.
- INRA, 2007. Alimentation des bovins, ovins et caprins, besoins des animaux, valeurs des aliments. Editions QUAE.

- INRA, 2013. L'élevage devra doubler d'ici 2050. Troupeaux sous les tropiques. [http://www.inra.fr/Grand-public/Sante-des-animaux/Tous-les-dossiers/Troupeaux-pays-du-sud/Elevage-des-pays-du-Sud/\(key\)/1](http://www.inra.fr/Grand-public/Sante-des-animaux/Tous-les-dossiers/Troupeaux-pays-du-sud/Elevage-des-pays-du-Sud/(key)/1) (consulté le 14/05/2014).
- Iribarren, D., et Vazquez-Rowe, I., 2013. Is Labor a Suitable Input in LCA + DEA Studies? Insights on the Combined Use of Economic, Environmental and Social Parameters, *Social Sciences*, 2(3), pp. 114-130.
- Iribarren, D., Vazquez-Rowe, I., Teresa Moreira, M., Feijoo, G., 2010. Further potentials in the joint implementation of life cycle assessment and data Envelopment analysis. *Science of the Total Environment*, 408, pp. 5265-5272.
- Iribarren, Hospido, A., Teresa Moreira, M., Feijoo, G., 2011. Benchmarking environmental and operational parameters through eco-efficiency criteria for dairy farms. *Science of the Total Environment*, 409(10), pp. 1786-1798.
- Janssen, S., et Van Ittersum, M.K., 2007. Assessing farm innovations and responses to policies: a review of bio-economic farm models, *Agricultural systems*, 94, pp. 622-636.
- Klein, L.R., 1946. Macroeconomics and the theory of Rational Behavior, *Econometrica*, 15, pp. 93-108.
- Kneip, A., Simar, L., Wilson, P.W., 2008. Asymptotics and consistent bootstraps for DEA estimators in non-parametric frontier models, *Econom. Theory*, 24, pp. 1663-1697.
- Koopmans, T.C., 1951. Analysis of production as an efficient combination of activities, in T.C. Koopmans (Ed.), *Activity of Production and allocation*, Wiley, New York.
- Korostelev, A., Simar, L., Tsybakov, B., 1995. On estimation of monotone and convex boundaries. *Publ. Statist. University of Paris XXXIX(1)*, pp. 3-18.
- Kristensen, A.R., 2003. A general software system for markov decision processes in herd management applications, *Computers and Electronics in Agriculture*, 38(3), pp. 199-215.
- Kuntz, L., et Sülz, S., 2011. Modelling and notation of DEA with strong and weak disposable outputs. *Health Care Management Science*, 14(4), 385-388.
- Kuosmanen, T., 2005. Weak disposability in nonparametric production analysis with undesirable outputs. *Am. J. Agr. Econ.*, 87(4), pp. 1077-1082.
- Kuosmanen, T., 2006. Stochastic nonparametric envelopment of data: combining virtues of SFA and DEA in a unified framework, *MTT Discussion paper*, 3.
- Kuosmanen, T. et Podinovski, V., 2009. Weak disposability in nonparametric production analysis: reply to Färe and Grosskopf. *Am. J. Agr. Econ.*, 91(2), pp. 539-545.
- Kuosmanen, T., Kuosmanen, N., 2009. How not to measure sustainable value (and how one might), *Ecological Economics*, 69 (2), pp. 235-244.
- Kuosmanen, T., Kazemi Matin, R., 2011. Duality of weakly disposable technology. *Omega*, 39, pp. 504-512.

- Kuosmanen, T. et Kortelainen, M., 2012. Stochastic non-smooth envelopment of data : semi-parametric frontier estimation subject to shape constraints, *Journal of productivity analysis*, 38, pp. 11-28.
- Kurz, H.D., 1986. Classical and early neoclassical economists on joint production, *Metroeconomica*, 38, pp. 1-137.
- Landais, E., 1993. Pratiques d'élevage extensive : identifier, modéliser, évaluer. SAD Etudes et recherches, Editions QUAE.
- Lejeune, H., 2013. Un monde sans faim, nous pouvons nourrir le monde en 2050. Ed. L'Harmattan.
- Leleu, H., 1997. Elaboration d'un outil d'évaluation de la performance hospitalière : Implications pour une politique d'allocation des ressources en santé. Thèse de Doctorat. Université Paul Sabatier, Toulouse.
- Leleu, H., 2013. Shadow pricing of undesirable outputs in nonparametric analysis. *European Journal of Operational Research*, 231, pp. 474-480.
- Leontief, W.W., 1937. Interrelation of prices, output, savings, and investment, *The Review of Economic Statistics*, vol. 19, no. 3, pp. 109-32.
- Lewis, H.F., Sexton, T.R., 1999. Data envelopment analysis with reverse inputs. Paper presented at North American Productivity workshop.
- Le Puill, G., 2013. Produire mieux pour manger tous d'ici 2050 et bien après. Ed. Pascal Galodé.
- Li, S.K., 1995. Relations between convexity and homogeneity in multi-output technologies, *Journal of Mathematical Economics*, 24(4), pp. 311-318.
- Li, S.K. et Ng, Y.C., 1995. Measuring the productive efficiency of a group of firms, *International Advances in Economic Research*, 1(4), pp. 377-390.
- Li, S-K, Cheng, Y-S, 2007. Solving the puzzles of structural efficiency. *European Journal of Operational Research*, 180, pp. 713-722.
- Liu, J.S., Lu, L.Y.Y., Lu, W-M., Lin, B.J.Y., 2013. A survey of DEA applications, *Omega*, 41, pp. 893-902.
- LivestockNet, 2006. Livestock Production and the Millenium Development Goals – The role of livestock for pro-poor growth.
- Lovell, C.A.K., Pastor, J.T., Turner, J.A., 1995. Measuring macroeconomic performance in the OECD: a comparison of European and non-European countries. *European Journal of Operational Research*, 87, pp. 507-518.
- Lozano, S., Iribarren, D., Teresa Moreira, M., Feijoo, G., 2009. The link between operational efficiency and environmental impacts. A joint application of life cycle assessment and data Envelopment analysis. *Science of the Total environment*, 407, pp. 1744-1754.
- Lozano, S., Iribarren, D., Teresa Moreira, M., Feijoo, G., 2010. Environmental impact efficiency in mussel cultivation. *Resources, Conservation and Recycling*, 54, pp. 1269-1277.
- Luenberger, D.G., (1992), Benefit Functions and Duality, *Journal of Mathematical Economics*, 21, pp. 461-481.

- Macpherson, A.J., Principe, P.P., Smith, E.R., 2010. A directional distance function approach to regional environment-economic assessments. *Ecological Economics*, 69, pp. 1918-1925.
- Macpherson, A.J., Principe, P.P., Mehaffey, M., 2013. Using Malmquist indices to evaluate environmental impacts of alternative land development scenarios, *Ecological Indicators*, 34, pp. 296-303.
- Maris, V., 2014. Nature à vendre – les limites des services écosystémiques. *Sciences en questions*, Ed. QUAE.
- Martiné, J.F., 2003. Modélisation de la Production Potentielle de la Canne à Sucre en Zone Tropicale, Sous Conditions Thermiques et Hydriques Contrastées. Application du Modèle. PhD Thesis, INA-PG, Paris.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Rapport de synthèse de l'Évaluation des Écosystèmes pour le Millénaire. Version provisoire finale. <http://www.millenniumassessment.org/> (consulté le 12/06/2014).
- Mishra, S.K., 2007. A brief history of production functions, Munich personal RePEc Archive, n° 5254.
- Mohtar, R.H., Zhai, T., Chen, X., 2000. A world wide web-based grazing simulation model (GRASIM), *Computers and Electronics in Agriculture*, 29(3), pp. 243-250.
- Mondelaers, K., Huylenbroeck, G.V., Lauwers, L., 2011. Sustainable value analysis : sustainability in a new light, *The Agricultural Economics Society and the European Association of Agricultural Economists*. *EuroChoices* 10(2), pp. 9-15.
- Moreau, P., Ruiz, L., Vertès, F., Baratte, C., Delaby, L., Faverdin, P., Gascuel-Oudou, C., Piuemal, B., Ramat, E., Salmon-Monviola, S., Durand, P., 2013. CASIMOD'N: An agro-hydrological distributed model of catchment-scale nitrogen dynamics integrating farming system decisions, *Agricultural Systems*, 118, pp. 41-51.
- Murty, S., Russell, R.R., Levkoff, S.B., 2012. On modelling pollution-generating technologies. *Journal of Environmental Economics and Management*, 64, pp. 117-135.
- Nataf, A., 1948. Sur la possibilité de construction de certains macromodèles. *Econometrica*, 17, pp. 232-244.
- Nature, 2010. How to feed a hungry world, *Nature*, 466, pp. 531-532.
- Oluwaseun, O., 2013. Cost efficiency analysis of pesticide use reduction in crop activities on French farms. Thèse de Doctorat, Université Lille 1 Sciences et Technologies.
- ONU, 2008. The Millennium Development Goals, Report 2008, 56 p. www.un.org/millenniumgoals/ (consulté le 10/06/2014).
- ONU, 2012. World population prospects: the 2010 Revisions, medium variant (2011). Department of Economics and Social Affairs, Population Division.
- ONU, 2013. World population prospects: the 2012 Revisions, Key findings and tables. Department of Economics and Social Affairs, Population Division. Working paper No. ESA/P/WP.227.
- Otieno, D.J., Hubbard, L., Ruto, E., 2012. Determinants of technical efficiency in beef cattle production in Kenya. Presentation at the International Association of

- Agricultural Economist (IAAE) Triennial Conference, Foz do Iguacu, Brazil, 18-24 August.
- Pacaud, T., et Cournot, S., 2007. Modélisation des systèmes d'élevage : synthèse bibliographique. Transformation de l'élevage et dynamique des espaces (Metafort).
 - Padilla, M., 2013. La transition alimentaire est-elle inéluctable, 15èmes Entretiens de Nutrition de l'Institut Pasteur, 6-7 juin, Lille.
 - Park, B. et Simar, L., 1994: Efficient Semiparametric Estimation in a Stochastic Frontier Model, *Journal of the American Statistical Association* 89(427), pp. 929-936.
 - Parmentier, M., 2014. Agriculture écologiquement intensive, qui va payer? Entretiens de l'AEI 2014.
 - Payette, M., 2011. Interdisciplinarité : clarification des concepts. *Interactions*, 5(1), pp. 19-36.
 - Pfister, F., Bader, H.P., Scheidegger, R., Baccini, P., 2005. Dynamic modelling of resource management for farming systems, *Agricultural Systems*, 86(1), pp. 1-28.
 - Picazo-Tadeo, A.J., Prior, D., 2009. Environmental externalities and efficiency measurement. *Journal of Environmental Management*, 90, pp. 3332-3339.
 - Picazo-Tadeo, A.J., Gomez-Limon, J.A., Reig-Martinez, E., 2011. Assessing eco-efficiency: a data Envelopment analysis approach. *Journal of Environmental Management*, 92, pp. 1154-1164.
 - Picazo-Tadeo, A.J., Beltran-Esteve, M., Gomez-Limon, J.A., 2012. Assessing eco-efficiency with directional distance functions. *European Journal of Operational Research*, 220, pp. 798-809.
 - Ramanathan, R., 2005. An analysis of energy consumption and carbon dioxide emissions in countries of the Middle East and North Africa, *Energy*, 30, pp. 2831-2842.
 - Reeves, T.G., 1999. Intensification for the nine billion, *Nature Biotechnology*, 17, pp. 33-34.
 - Rondepierre, A., et Weiss, P., 2012. Méthodes standards en optimisation non linéaire déterministe. Département Génie mathématique et modélisation, INSA Toulouse, 4^{ème} année.
 - Sahoo, B.K., Luptacik, M., Mahlberg, B., 2011. Alternative measures of environmental technology structure in DEA: An application. *European Journal of Operational Research*, 215, pp. 750-762.
 - Schell, H., 2001. Undesirable outputs in efficiency valuations. *European Journal of Operational Research*, 132, pp. 400-410.
 - Schmidt, P., 1985. Frontier production functions. *Econometric reviews*, 4(2), pp. 289-328.
 - Sebillotte, M., Soler, L.G., 1990. Les processus de decision des agriculteurs. Première partie : acquis et questions vives. In : Brossier et al. (éd.), pp. 93-101.
 - Shephard, R.W., 1953. *Cost and Production functions*. Princeton, N.J.: Princeton Univ. Press.
 - Shephard, R.W., 1970. *Theory of Cost and Production Functions*, Princeton Univ. Press, Princeton, N.J.

- Simar, L., et Wilson, W., 1998. Sensitivity analysis of efficiency scores: how to bootstrap in nonparametric frontier models, Université Catholique de Louvain, Core discussion paper 9543.
- Simar, L., et Wilson, W., 2000. A general methodology for bootstrapping in nonparametric frontier models, *Journal of applied statistics*, 27(6), pp. 779-802.
- Simar, L., et Wilson, W., 2008. Statistical inference in nonparametric frontier models: Recent developments and perspectives. The measurement of productive efficiency and productivity growth. H.O. Fried, C.A.K. Lovell and S.S. Schmidt, Oxford University press.
- Simar, L., et Wilson, W., 2011. Inference by the m out of n bootstrap in nonparametric frontier models, *J. Prod. Anal.*, 36, pp. 33-53.
- Steinfeld, H., P. Gerber, T. Wassenaar, V. Castel, M. Rosales, and C. de Haan. 2006. *Livestock's Long Shadow: Environmental Issues and Options*, Food and Agricultural Organization, United Nations, Rome, 390 p.
- Sueyoshi, T., et Goto, M., 2013. DEA environmental assessment in a time horizon: Malmquist index on fuel mix, electricity and CO₂ of industrial nations, *Energy Economics*, 40, pp. 370-382.
- Tarnaud, A.C., 2014. Including the preferences of decision-makers in the performance evaluation of financial assets with data envelopment analysis. Thèse de Doctorat, Université Lille 1 Sciences et Technologies (à paraître).
- Teague, W.R., et Foy, J.K., 2002. Validation of SPUR2.4 rangeland simulation model using a cow-calf field experiment, *Agricultural Systems*, 74(2), pp. 287-302.
- Thevenot, A., 2014. Chaîne de valeurs et développement durable d'une filière de production locale : Représentation modélisée de la filière volaille réunionnaise. Thèse de Doctorat. Université d'Economie de La Réunion.
- Tone, K., 2001. A slacks-based measure of efficiency in data envelopment analysis, *European Journal of Operational Research*, 130, pp. 498-509.
- Van Passel, S., Van Huylenbroeck, G., Lauwers, L., Mathijs, E., 2009. Sustainable value assessment of farms using frontier efficiency benchmarks, *Journal of Environmental Management*, 90 (10), pp. 3057–3069.
- Vayssières, J., Lecomte, P., 2007. Modéliser les pratiques décisionnelles et les flux d'azote à l'échelle globale de l'exploitation: cas de l'élevage bovin laitier en contexte tropical insulaire. In: 3R 2007, 14th Congress Rencontres autour des Recherches sur les Ruminants, 5–6 December. Paris, France, 4 p.
- Vayssières, J., Guerrin, F., Paillat, J.M., Lecomte, P., 2009a. GAMEDE: a global activity model for evaluating the sustainability of dairy enterprises. Part I – Whole-farm dynamic model, *Agricultural Systems*, 101, pp. 128–138.
- Vayssières, J., Bocquier, F., Lecomte, P., 2009b. GAMEDE: a global activity model for evaluating the sustainability of dairy enterprises. Part II – Interactive simulation of various management strategies with diverse stakeholders, *Agricultural Systems*, 101, pp. 139–151.
- Vayssières, J., Vigne, M., Alary, V., Lecomte P., 2011. Integrated participatory modelling of actual farms to support policy making on sustainable intensification, *Agricultural Systems*, 104, pp. 146-161.

- Vazquez-Rowe, I., Iribarren, D., Teresa Moreira, M., Feijoo, G., 2010. Combined application of life cycle assessment and data Envelopment analysis as a methodological approach for the assessment of fisheries. *Int. J. Life Cycle Assess.*, 15, 272-283.
- Vazquez-Rowe, Villanueva-Rey, P., I., Iribarren, D., Teresa Moreira, M., Feijoo, G., 2010. Joint life cycle assessment and data Envelopment analysis of grape production for vinification in the Rias Baixas appellation (NW Spain). *Journal of Cleaner Production*, 27, pp. 92-102.
- Watanabe, M., Tanaka, K., 2007. Efficiency analysis of Chinese industry: A directional distance function approach. *Energy policy*, 35, pp. 6323-6331.
- Wicksteed, P.H., 1894. *The Co-ordination of the laws of Distribution*, London.
- World Agriculture: Towards 2030/2050. Prospect for food nutrition, agriculture and major commodity groups: interim report Global Perspective Studies Unit, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, June 2006.
- Yang, C-C, 2009. Productive efficiency, environmental efficiency and their determinants in farrow-to-finish pig farming in Taiwan, *Livestock science*, 126, pp. 195-205.
- Yu-Ying Lin, E., Chen, P-Y., Chen, C-C, 2013. Measuring green productivity of country: a generalized metafrntier Malmquist productivity index approach. *Energy*, 55, pp. 340-353.
- Zhang, C., Liu, H., Bressers, H.T.A., Buchanan, K.S., 2011. Productivity growth and environmental regulations – accounting for undesirable outputs: Analysis of China's thirty provincial regions using the Malmquist-Luenberger index, *Ecological Economics*, 70, pp. 2369-2379.
- Zhang, N., Choi, Y., 2014. A note on the evolution of directional distance function and its development in energy and environmental studies 1997-2013. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 33, pp. 50-59.
- Zhou, P., Ang, B.W., Poh, K.L., 2008. A survey of data envelopment analysis in energy and environmental studies, *European Journal of Operational Research*, 189, pp. 1-18.
- Zhou, P., Ang, B.W., Han, J.Y., 2010. Total factor carbon emission performance: A Malmquist index analysis, *Energy Economics*, 32, pp. 194-201.