

L'élevage biologique consomme-t-il moins d'énergie et émet-il moins de gaz à effet de serre que l'élevage conventionnel ? Analyse en production ovine allaitante

Dakpo H.¹, Laignel G.¹, Roulenc M.¹, Benoit M.¹

¹ INRA, UMR1213 Herbivores, F-63122 Saint Genès-Champanelle

Correspondance : k-herve.dakpo@clermont.inra.fr

Résumé

Nous avons, dans ce travail¹, évalué les émissions de Gaz à Effet de Serre (GES) et les consommations d'énergie non renouvelable (ENR) dans un échantillon de 1250 années-éleveurs en ovin-viande, évoluant dans des productions dites biologiques (AB) et conventionnelles (AC) et suivies sur la période 1987-2012, par la méthode de l'Analyse de Cycle de Vie (ACV). Il n'y a pas de différence significative pour la consommation d'ENR (79.6 MJ en AB et 79.7 MJ en AC, par kilo de carcasse). En effet, le gain réalisé en AB par la faible utilisation d'engrais chimiques et l'achat de moins d'aliments concentrés est compensé par le niveau élevé de mécanisation (ici carburants et matériels). Quant aux émissions de GES, on observe une différence significative favorable à l'élevage biologique de l'ordre de 5% (31.1 contre 32.7 kg CO₂ eq/kg carcasse).

Mots Clés: Emissions de Gaz à effet de serre, Energie non renouvelable, Agriculture Biologique, Agriculture Conventionnelle

Abstract

We have undertaken in this work an evaluation of the greenhouse gas (GHG) emissions and the Non-Renewable Energy (NRE) consumption on a sample of 1250 farms-years, operating in sheep meat production, in either organic (OA) or conventional (CA) agriculture, over the period 1987 to 2012, based on the Life Cycle Assessment (LCA) method. There was no significant difference for NRE consumption (79.6 MJ in OA and 79.7 MJ in CA, per kg of carcass); indeed the gains in OA thanks to a lower use of chemical fertilizers and purchase of lesser concentrates feed were offset by the higher level of mechanization (here fuels and equipment). For GHG emissions, we found a significant difference of 5% beneficial to organic production systems (31.1 vs. 32.7 kg CO₂ eq/kg carcass).

Keywords: Greenhouse gas emissions, Non-Renewable Energy, Organic farming, Conventional farming.

1. Introduction

La question du rôle joué par l'élevage dans les changements climatiques a pris un tournant décisif avec la publication du rapport de la FAO « Livestock's Long Shadow » (Steinfeld *et al.*, 2006) qui impute à l'élevage près de 18% des émissions totales (brutes) de Gaz à Effet de Serre (GES) d'origine anthropique. En effet, la parution de ce document a engendré de vives discussions notamment sur des aspects méthodologiques.

¹ Soutien financier du Conseil Régional d'Auvergne dans le cadre des projets structurants.

Une révision de ce rapport qui vient de paraître (Gerber *et al.*, 2013) attribue aujourd'hui à l'activité d'élevage environ 14.5% des émissions de GES. Cependant, l'élevage biologique avec son étiquette « verte » est perçu comme plus respectueux de l'environnement (Aldanondo-Ochoa et Almansa-Sáez, 2009; Gracia et de Magistris, 2008). En effet, avec son cahier des charges² plus contraignant notamment en termes d'utilisation des fertilisants minéraux azotés et des pesticides, ce mode de production présente probablement des bilans plus favorables que l'élevage conventionnel particulièrement sur le plan environnemental. Malgré cet avantage potentiel, ce système de production représente une faible part de marché et occupe moins de 3% des terres arables en Europe³ (Von Borell et Sørensen, 2004). En outre, de récentes synthèses comparant des systèmes biologiques et conventionnels ont jeté un doute sur cette capacité a priori de l'agriculture biologique d'afficher des bilans plus favorables en termes d'émissions de GES (Mondelaers *et al.*, 2009; Tuomisto *et al.*, 2012). En effet, les conclusions de ces études sont peu tranchées et les principales observations montrent de grandes différences d'une ferme à l'autre. D'un autre côté, il existe très peu de travaux comparant ces deux modes de production en termes d'impacts environnementaux (consommation d'énergie non renouvelable et GES) en production ovine allaitante. Le but de ce travail est donc double : tout d'abord pourvoir à la littérature sur les comparaisons des productions biologique et conventionnelle en se focalisant sur une analyse d'exploitations orientées ovins-viande. Ensuite, identifier par la méthode de l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) les principales sources de ces impacts environnementaux et de ce fait, proposer des pistes d'amélioration.

2. Matériel et Méthodes

2.1 Données

Les données utilisées dans cette étude proviennent d'enquêtes conduites par l'Unité Mixte de Recherche sur les Herbivores (UMRH), au sein de l'Institut National de Recherche Agronomique (INRA, site de Theix), dans un réseau d'exploitations en production ovine allaitante suivies sur le long terme. Au cours de ces enquêtes successives, de nombreuses variables ont été récoltées sur la structure et la gestion du troupeau, ainsi que sur les résultats techniques et économiques. Avec un total de 121 fermes différentes suivies sur la période 1987 à 2012, 1261 années-éleveurs ont constitué la base de travail de cette étude, soit en moyenne 48 fermes par an. Il s'agit d'un échantillon qui n'est pas tout à fait constant en raison des entrées et des sorties (départ en retraite, arrêt des enquêtes), mais qui est relativement stable d'une année à une autre. Ces exploitations sont majoritairement localisées dans le Massif Central nord et sa périphérie, et elles se distribuent entre une zone de plaine avec des races herbagères et une zone de montagne et de piémont avec des races rustiques. De façon générale, toutes les exploitations sont localisées dans des zones dites défavorisées. L'élevage en agriculture biologique (AB) représente 88 années-éleveurs et 15% des exploitations de l'échantillon en 2012. En dépit de ce faible pourcentage, il faut observer que la présence des individus dans ce sous-groupe de production est supérieure au niveau national, qui se situait autour de 1.5% en 2001 (Von Borell et Sørensen, 2004) et 4.7% en 2012 (Agence Bio)⁴. Il faut noter également la présence d'éleveurs en conversion vers l'AB (11 années-éleveurs), mais au vu de leur faible nombre, nous avons décidé de ne pas interpréter leurs résultats dans cette étude. Ce qui porte l'échantillon d'analyse à 1250 années-éleveurs. Les élevages en AB apparaissent dans notre échantillon à partir de

² Cahier des charges défini par des standards et directives fixés par l'IFOAM, la FAO et l'OMS, auquel se rajoutent des recommandations nationales.

³ Selon certaines études sur la demande de produits issus de l'AB, le prix reste encore un facteur important et limitant l'accessibilité à un plus grand nombre (Aldanondo-Ochoa et Almansa-Sáez, 2009; Gracia et de Magistris, 2008).

⁴ Il s'agit donc d'un secteur en pleine expansion.

l'année 1991, du fait que la définition et les normes de certification ont été spécifiées dans le cadre de la Politique Agricole Commune Européenne cette année-là (Häring, 2003).

Les principales caractéristiques des exploitations évoluant dans ces deux modes de production sont résumées dans le Table 1, ainsi que leur gamme de variation. Les élevages en agriculture conventionnel sont en moyenne de plus grande taille que les exploitations en AB tant en termes de surface qu'en termes de taille du troupeau. En effet, les élevages conventionnels utilisent en moyenne 30 hectares de plus que les élevages biologiques, soit environ +47%. De plus, le nombre d'Unité Gros Bétail (UGB) est supérieur de 57% en conventionnel. En parallèle, le niveau de chargement est nettement inférieur dans les exploitations en AB. En ce qui concerne les caractéristiques des surfaces agricoles, on note une proportion plus élevée de la Surface Fourragère Principale (SFP) toujours en herbe chez les éleveurs en AB (+17%). Dans le cahier des charges de la production animale biologique, l'un des grands principes est de favoriser le pâturage. Les animaux doivent donc avoir accès à des parcours extérieurs à tout moment de l'année. La production fourragère va donc déterminer également le chargement dans une exploitation. On observe, en outre, une part des cultures plus importante dans la Surface Agricole Utile (SAU) en AB. Cela correspond à la recherche d'une autonomie en concentrés supérieure, compte tenu du coût très élevé des concentrés bio⁵, de la réglementation et des principes de l'AB (lien au sol). Les céréales auto-produites représentent ainsi 38% des concentrés utilisés en AB contre 30% en conventionnel. Lorsque l'on s'intéresse à l'atelier herbivore, les élevages AB sont presque tous spécialisés ovins-viande (99% de l'atelier). Concernant la performance technique du troupeau ovin, la productivité numérique (nombre d'agneaux produits/brebis.an) est plus faible en AB (-6%). Ce résultat s'explique au moins en partie par l'absence de système d'agnelage accéléré (3 agnelages en deux ans) en AB. En effet, l'accélération du rythme de reproduction est incompatible avec l'AB, tant par les principes que par les difficultés techniques et économiques engendrées (Benoit *et al.*, 2009). Enfin, on peut souligner la très grande variabilité au sein de chaque type de production (voir écart-type).

Variables	Moyenne		Minimum		Maximum		Ecart-type	
	Bio	Conv	Bio	Conv	Bio	Conv	Bio	Conv
Surface Agricole Utile (SAU)	66.9	98.6	31.8	21.2	107.3	290.0	14.2	51.6
Surface Fourragère Principale Ovine (SFP)	55.2	75.5	28.8	12.4	81.9	257.0	9.4	35.9
Nombre de brebis de plus de 12 mois	309.0	486.9	116.1	72.2	499.2	1218.4	65.2	191.4
UGB ovins	50.2	78.8	17.7	10.9	79.6	200.0	11.2	31.4
Chargement (UGB/ha)	0.91	1.10	0.34	0.38	1.22	2.24	0.15	0.26
Surface toujours en herbe (% de la SFP)	56.2	39.0	3.8	0.0	90.8	100.00	23.4	31.5
Ha cultures/SAU (%)	14.8	12.5	0.0	0.0	53.3	72.0	9.5	12.2
Kg concentrés produits par brebis	52.3	44.9	0.0	0.0	168.4	236.8	28.7	39.1
Kg concentrés achetés par brebis	135.1	143.1	19.7	3.4	254.5	358.2	40.2	50.3
Autonomie fourragère économique ⁶ (Benoit et Laignel, 2006) (%)	51.7	60.4	-19.5	-3.7	93.1	96.9	15.7	14.6
UGB ovins /UGB herbivores (%)	99.4	93.3	93.6	20.7	100.0	100.0	1.5	14.8
Productivité numérique	128.4	136.5	69.6	39.7	174.9	248.4	21.5	30.5

Table 1: Principales caractéristiques des exploitations sur toute la période d'étude

⁵ Entre 2009 et 2011, les prix des concentrés bios se situaient entre 55 et 70% au-dessus de ceux des concentrés conventionnels.

⁶ = [viande produite (€) – aliments achetés et céréales produites selon prix de cession (€)]/ viande produite (€).

2.2 Méthodologie

La méthode de l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) est largement utilisée pour l'évaluation des impacts environnementaux générés lors des processus de production. Elle est définie comme la compilation et l'évaluation de tous les flux de matériaux et d'énergie, de même que les impacts environnementaux à travers le cycle de vie d'un produit (Ekvall et Finnveden, 2001). Originellement conçue pour la production industrielle, elle est aujourd'hui assez généralisée au niveau du secteur agricole (Gerber *et al.*, 2010). Il s'agit donc d'un outil d'évaluation quantitatif multicritère intéressant pour la prise de décision dans le cadre de politiques de développement durable. La méthode est clairement définie par la norme ISO 14044 (2006) et requiert la définition d'un périmètre de l'étude, d'une unité fonctionnelle, de méthodes et de critères d'allocation et d'inventaire (ici l'inventaire des postes d'émissions de GES et de consommation d'ENR).

2.2.1 Périmètre de l'étude

Aussi appelé 'portée de l'étude', le périmètre de l'étude décrit les limites dans lesquelles un produit va être analysé. Dans cette étude, le périmètre prend en compte toutes les émissions de GES et les consommations d'ENR liées à la production de viande ovine du « berceau aux portes de la ferme », comme cela est généralement le cas dans les ACV qui touchent au secteur agricole (Harris et Narayanaswamy, 2009). Il considère donc tous les processus de production, depuis l'amont de la production jusqu'au moment où les animaux quittent la ferme. Tout ce qui intervient au-delà n'est pas pris en compte. Le périmètre inclut donc différents niveaux d'émissions de GES et de consommation d'ENR répartis en deux grandes phases : « pré-ferme » et « à la ferme ». La première phase est liée à la fabrication des intrants qui seront utilisés sur l'exploitation. Il s'agit, entre autres, des aliments achetés, des semences, des engrais, des pesticides, des équipements agricoles, des bâtiments, des produits vétérinaires....La deuxième phase se déroule sur l'exploitation agricole et prend en compte l'utilisation directe des combustibles fossiles (pour les travaux de culture, de récolte ...), la gestion des déjections (avant et après épandage), l'émission de méthane entérique etc... Nous prenons également en compte l'effet compensateur de la séquestration potentielle de carbone dans les sols prairiaux (Soussana *et al.*, 2010).

2.2.2 Unité Fonctionnelle

L'Unité Fonctionnelle (UF) est définie comme la référence de base d'une ACV. Elle établit un standard qui peut donc être utilisé pour les comparaisons mais également auquel toutes les données collectées durant la phase d'inventaire doivent être ramenées (Hospido et Sonesson, 2005). Dans la pratique des ACV en agriculture, deux principales UF sont couramment utilisées, la première se rapportant au produit brut et la seconde à la surface. Le choix d'une Unité Fonctionnelle doit donc être guidé par les objectifs fixés de l'ACV. Dans le cadre de ce travail, nous avons retenu l'Unité Fonctionnelle «kilogramme de poids de carcasse produit » pour privilégier l'objectif de production alimentaire des fermes.

2.2.3 Méthodes d'allocation des coproduits (viande et laine)

L'activité d'élevage d'ovins allaitants fournit de la viande, mais également de la laine. La question qui se pose est donc de savoir si les impacts environnementaux doivent être répartis entre ces deux produits et, si oui, par quels moyens. Dans la norme ISO 14041, il est recommandé tant que cela est possible d'éviter par tous les moyens les allocations en divisant l'unité de production en plusieurs sous-processus pour lesquels les données concernant les intrants et extrants peuvent être facilement et indépendamment récoltées. Dans une approche alternative, il est possible d'étendre le système de production afin d'inclure les processus additionnels nécessaires à l'obtention des coproduits (Weidema, 1999, 2000). Dans la littérature il existe également d'autres méthodologies d'allocation : massique, économique, énergétique. Selon la méthode d'allocation, la part des impacts à associer à la laine varie de 1% (allocation économique) à un peu plus de 12% (allocation massique). Nous n'avons pas gardé l'allocation économique étant donné le caractère

dynamique de la base de données et la dépendance du prix de la laine aux conditions économiques du marché mondial. Nous avons retenu l'allocation massique qui présente l'avantage de permettre des comparaisons dans le temps (effets techniques seuls) et dans l'espace, pour des comparaisons à des références internationales (Nouvelle Zélande en particulier).

2.2.4 Inventaire et évaluation des impacts

Cette partie est la plus intense et celle qui demande le plus de temps de mise en œuvre comparée aux autres phases de l'ACV et cela est particulièrement dû à la collecte des données (Roy *et al.*, 2009). Il est nécessaire de recenser tous les intrants spécifiquement utilisés par l'atelier étudié (ovin), ce qui pose la question majeure de la ventilation de certaines charges comme la mécanisation, les bâtiments, les frais de la SFP, en particulier lorsqu'il y a plusieurs ateliers de production au sein de l'exploitation. Pour certains intrants (engrais et amendements, CUMA, clôtures, améliorations foncières...), la ventilation est faite au prorata des surfaces (exemples des charges liées à l'atelier céréales avec autoconsommation des animaux, ou des charges se rapportant à la SAU) ou des UGB (pour les charges concernant uniquement la SFP). Mais, pour d'autres charges comme la mécanisation (de même que les charges de bâtiments et certains services), nous avons repris une grille d'allocation proposée par l'Institut de l'Élevage (Charroin et Ferrand, 2010).

L'élevage étant un processus complexe qui produit trois principaux GES, le dioxyde de carbone (CO₂), le méthane (CH₄) et le protoxyde d'azote (N₂O), nous avons identifié leurs diverses origines (Table 2). Le CH₄ et le N₂O sont convertis en équivalent CO₂ (IPCC, 2006) selon leur Pouvoir de Réchauffement Global (PRG) qui mesure l'effet de réchauffement potentiel relatif au dioxyde de carbone sur une période de 100 ans (Solomon *et al.*, 2007). En ce qui concerne les consommations d'ENR, elles sont exprimées en Méga Joules (MJ) et leur évaluation est basée sur les mêmes variables que celles utilisées pour l'obtention du bilan du CO₂.

Pour l'évaluation de ces bilans environnementaux, nous avons repris en grande partie les paramètres et la méthodologie utilisée dans l'outil « Dia' terre ® » développé par l'ADEME, et basé en particulier sur le guide méthodologique GES'TIM (Gac *et al.*, 2010). Il est le fruit d'un consensus national pour réaliser des enquêtes à grande échelle sur l'ensemble de l'agriculture française. Cependant, le travail entrepris ici est une analyse rétrospective avec une base de données qui n'a pas été initialement conçue pour l'estimation des bilans environnementaux. Pour ce faire, certains apports méthodologiques ont dû être faits. Dans le cas du CO₂, comme dans beaucoup d'ACV, certains intrants comme le matériel, les bâtiments et les produits phytosanitaires sont souvent négligés en raison de l'absence d'information (Casey et Holden, 2005; Cederberg et Mattsson, 2000). Grâce à des enquêtes plus approfondies, nous avons pu incorporer le bilan environnemental (GES et ENR) de ces intrants dans cette ACV.

Par ailleurs, les équations utilisées pour l'estimation des niveaux d'émissions du protoxyde d'azote sont référencées dans le « Guide de la méthode complet Dia' terre ® ». En ce qui concerne le méthane entérique, en l'absence de connaissance fine des rations des animaux, nous avons retenu une valeur de 11 Kg de CH₄ par brebis et par an, 14.7 Kg de CH₄ par bélier et 6.9 Kg de CH₄ par agnelle (Vermorel *et al.*, 2008), pour 12 mois de présence de l'animal. Pour les agneaux, nous avons pris en compte leur durée d'engraissement moyenne ainsi que la quantité moyenne de concentrés utilisés.

Type d'émission	Postes
Dioxyde de Carbone (CO₂) (de même que la consommation d'énergie non renouvelable)	Alimentation (concentrés et aliments grossiers achetés, lait en poudre, compléments minéraux, sels et vitamines, paille alimentaire)
	Engrais et amendements
	Combustibles fossiles
	Electricité
	Matériels agricoles
	Bâtiments, clôtures et améliorations foncières
	Achats de reproducteurs
	Frais d'élevage (plastiques, ficelles, conservateurs...)
	Produits vétérinaires
	Semences
	Pesticides
	Paille litière
	Eau
	Services (télécommunication, comptabilité, assurances, banques, charges sociales...)
	Méthane (CH₄)
Gestion des déjections (avant et après épandage)	
Déjections des animaux au pâturage	
Protoxyde d'azote (N₂O)	Gestion des déjections (avant et après épandage)
	Epandage d'engrais minéraux
	Déjections des animaux au pâturage
	Résidus de récoltes
	Ruissellement et lessivage
Séquestration du carbone dans les sols	

Table 2: Inventaire des sources d'émissions des différents GES y compris la séquestration de carbone

Pour la séquestration du carbone dans les sols, nous avons évalué l'âge moyen des prairies temporaires (% de prairies de moins de 2 ans, de 2 à 6 ans, de + de 6 ans). Avec l'hypothèse d'une rotation prairies / cultures de type 6/4, c'est-à-dire 6 années de prairies temporaires suivies de 4 années de cultures, nous pouvons déterminer la part des prairies temporaires rentrant dans cette rotation et celles qui restent sur une rotation prairies sur prairies avec une durée liée à leur âge moyen calculé. Nous pouvons ainsi estimer la surface labourée donnant lieu à du déstockage de carbone. Les surfaces de cultures ne pouvant rentrer dans la rotation (pas suffisamment de prairies) sont considérées en rotation de cultures sur le long terme, avec un déstockage de carbone stabilisé à zéro. Nous utilisons les équations de séquestration et de déstockage proposées par Arrouays *et al.* (2002). Pour les prairies permanentes et les parcours, le calcul est basé sur une séquestration respectivement de 200 Kg et 100 Kg de carbone par hectare et par an. Les principaux résultats sont résumés dans le Table 3.

Pour aller plus loin dans cette analyse, nous avons également calculé l'efficacité énergétique de chaque exploitation qui est égale au ratio de l'énergie potentiellement fournie par la viande sur l'ensemble de l'énergie consommée. En outre, la comparaison des résultats entre Agriculture Biologique et Conventionnelle est basée sur l'utilisation du test non paramétrique des rangs de Wilcoxon.

Surfaces/activités	Situation (nature ?) du flux	Kg de carbone moyen annuel	Kg de CO ₂ équivalent moyen annuel
Prairies temporaires (PT)	Stockage	590	2163
Cultures	Déstockage (lié aux 4 labours successifs)	-1526	-5595
Implantation d'une PT après les cultures	Déstockage (lié au 5 ^{ème} labour)	-1277	-4682
Rotation PT-PT ⁷	Déstockage (lié au labour)	-1690	-6197
Prairies permanentes	Stockage	200	733
Parcours	Stockage	100	367

Table 3: Flux de carbone dans les sols en fonction du type de surface

Quant à l'analyse de la variabilité des résultats, elle a été réalisée en croisant les impacts environnementaux estimés (GES et ENR) et des variables techniques (la productivité numérique, l'autonomie herbagère, l'autonomie fourragère, l'autonomie alimentaire, les concentrés consommés par brebis, le poids moyens des agneaux produits, unités azotés par hectare de SFP) mais aussi avec des variables de structure et de diversification (le chargement, la surface toujours en herbe, les hectares de maïs ensilage, la proportion des UGB ovins dans les UGB herbivores, la proportion des hectares de céréales dans la SAU).

3. Résultats et discussion

3.1 Résultats

3.1.1 Consommation d'Énergie Non Renouvelable

Avec des niveaux moyens de consommation d'Énergie Non-Renouvelable (ENR) de 79.6 MJ et 79.7 MJ par kilo de carcasse respectivement en élevage biologique et conventionnel, les deux systèmes de production semblent en moyenne similaires. Il en est de même pour leur efficacité énergétique moyenne, qui se situe autour de 41%. Néanmoins, ces résultats restent très variables d'une exploitation à l'autre (écart type moyen de 21 MJ/Kg carcasse)⁸. Par ailleurs, une analyse des différents postes de consommation montre que les élevages biologiques font moins appel à l'achat d'aliments (21% de l'énergie totale contre 24%) et utilisent deux fois moins de fertilisants que les exploitations en conventionnel (13% de l'énergie totale contre 26%). Toutefois, ces éléments favorables sont compensés par la part plus importante de la mécanisation qui comprend les postes carburants et matériels (Figure 1). Cela s'explique par une contribution importante des consommations d'énergie directe (carburants + électricité) sur les exploitations biologiques (35% vs. 26% en conventionnel). De façon globale, l'analyse de la variabilité dans les résultats observés montre que l'autonomie fourragère économique (proportion de viande en € produite à partir des ressources fourragères de l'exploitation) reste un facteur explicatif majeur de la consommation d'ENR (Figure 2).

La dynamique d'évolution de la consommation d'ENR montre une tendance quasi stable sur la période 1987-2012 en élevage conventionnel (Figure 3). En AB, les premières années de suivi montrent un niveau de consommation faible (1991-1997), mais basé sur très peu d'observations (en moyenne une exploitation par an sur cette période); l'année 2012 apparaît atypique avec des résultats techniques en forte baisse pour ces exploitations en AB (et hausse des charges de structure).

⁷ Pour les surfaces de Prairies Temporaires restantes après prise en compte de la rotation avec les cultures.

⁸ Minimum : 48.0 MJ/Kg carcasse en AB contre 26.0 en production conventionnelle ; Maximum : 169.5 MJ/Kg carcasse en AB contre 167.3 en élevage conventionnel.

3.1.2 Emissions de GES

En AB, les niveaux d'émission bruts sont en moyenne de 31.1 kg CO₂ eq/kg carcasse, contre 32.7 kg CO₂ eq/kg carcasse en élevages conventionnels, soit une différence de 5%. Ce faible écart est statistiquement significatif (seuil de 10%) selon le test des rangs de Wilcoxon. La contribution de chacun des GES au bilan total est représentée dans la Figure 4. Le méthane est de loin le gaz le plus important. Il représente plus de 60% des émissions dans les deux systèmes. Il est suivi par le dioxyde de carbone et le protoxyde d'azote. L'essentiel du CH₄ (plus de 77%) provient de la fermentation entérique. Le CO₂ provient majoritairement de l'alimentation achetée (33% en AB contre 36% en conventionnel), suivie des produits pétroliers (30% en bio vs. 18% en conventionnel) ou du poste utilisation engrais (21% en conventionnel vs. 4% en bio). Le N₂O est d'abord lié à la gestion des déjections (84% en AB contre 57% en conventionnel) puis au lessivage de l'azote (14% en bio contre 25% en conventionnel) et à l'utilisation des engrais azotés (1% en bio contre 17% en conventionnel).

Figure 1: Postes de consommations d'énergie non renouvelable dans les élevages biologiques et conventionnels

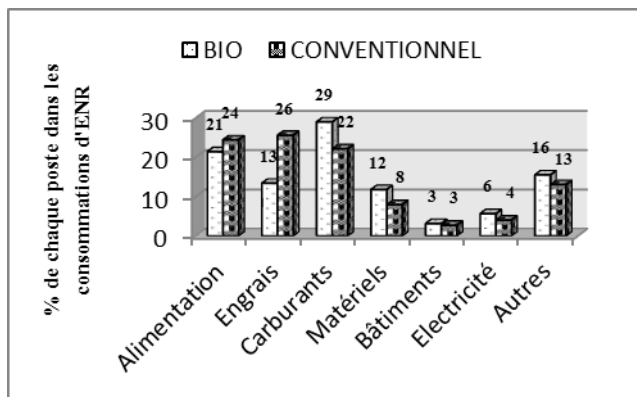


Figure 2: L'autonomie fourragère économique (%) est un facteur déterminant de la variabilité de la consommation d'ENR (n=1250 années-exploitations)

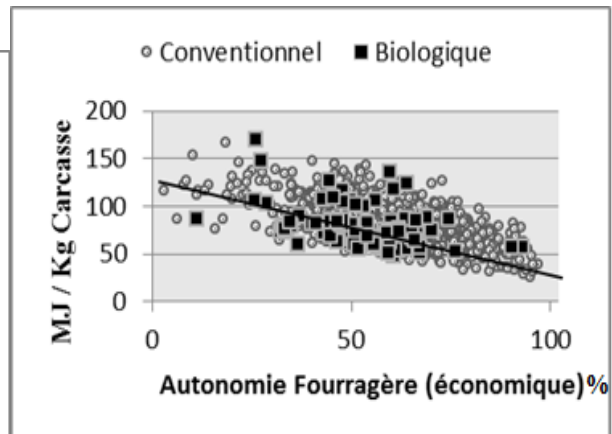


Figure 3: Evolution de la consommation moyenne d'ENR de 1987 à 2012

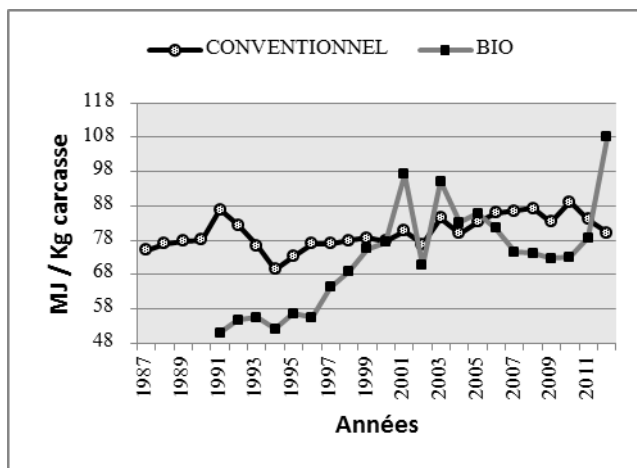


Figure 4: Contribution des principaux GES au bilan total

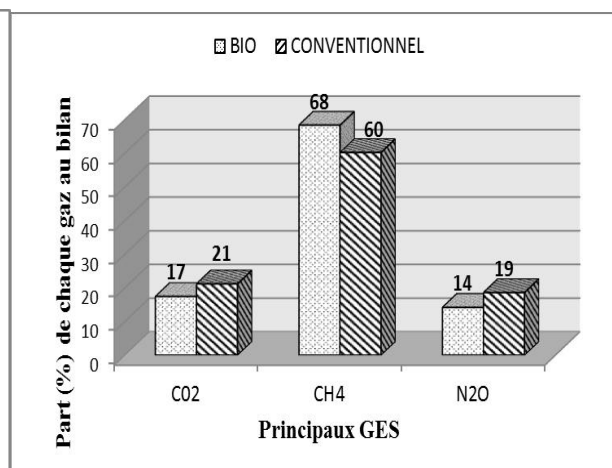


Figure 5: Liens entre productivité numérique et émissions de GES

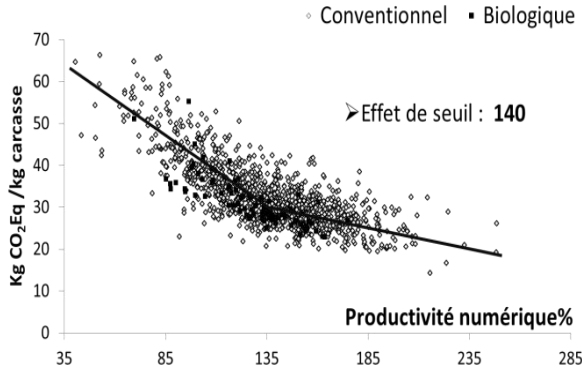
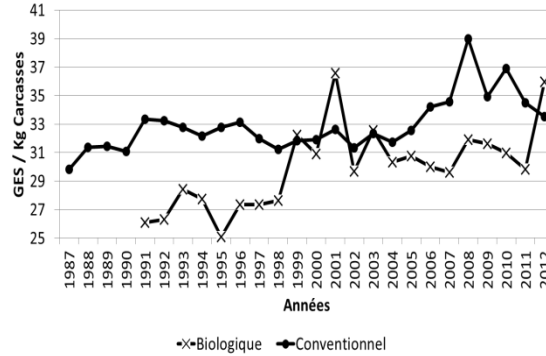


Figure 6: Evolution des émissions de GES sur la période 1987-2012



La productivité numérique est de loin le facteur le plus important dans les niveaux de GES émis par kilogramme de carcasse (Figure 5). Toutefois, cette relation n'est pas linéaire sur le domaine de définition (35 à 235) avec un seuil environ de 135-140 au-delà duquel la baisse des émissions de GES par point d'augmentation de la productivité numérique est beaucoup plus faible étant donné le niveau d'intrant nécessaire pour assurer ce point supplémentaire. En effet lorsque nous réalisons l'estimation économétrique de l'équation ci-dessous⁹, le seuil obtenu est de 140.90. :

$$\text{GES / Kg carcasse} = \text{Constante} + \beta * \text{Productivité Numérique} + \alpha * \text{Productivité Numérique}^2$$

$$\text{GES / Kg carcasse} = 86.38 - 0.62 * \text{Productivité Numérique} + 0.0022 * \text{Productivité Numérique}^2$$

La Figure 6 montre une tendance haussière dans ces émissions, tant en AB qu'en conventionnel, en lien avec la baisse de la productivité numérique sur la période¹⁰ de même que la hausse des consommations de concentrés par brebis. La plus forte variabilité observée en AB peut être liée à la taille plus faible de l'échantillon. La séquestration du carbone dans les sols représente 10.3% et 12.2% des émissions brutes, respectivement dans les systèmes biologiques et conventionnels. Dans une première analyse, on note que les exploitations conventionnelles séquestrent 20% de carbone de plus que les élevages en AB : 3.2 kg CO₂ eq/kg carcasse vs 4.0 en conventionnel. D'ailleurs, d'une façon générale, le niveau de chargement (UGB/ha) semble être l'un des facteurs clés expliquant la séquestration de carbone dans les sols.

3.2 Discussion

Dans la littérature, plusieurs études ont utilisé l'ACV comme méthode d'évaluation des performances des exploitations ovines allaitantes (Benoit *et al.*, 2010; Biswas *et al.*, 2010; Edwards-Jones *et al.*, 2009; Ledgard, 2010; Ripoll-Bosch *et al.*, 2013; Williams *et al.*, 2008). Les résultats de ces études sont assez divergents notamment en raison des aspects méthodologiques, mais également des caractéristiques propres aux divers échantillons utilisés. Néanmoins, il y a une convergence sur les principaux postes contributeurs aux émissions de GES (méthane entérique). Un autre point important est relatif à l'Unité

⁹ Etant donné la nature de la base de données, le modèle qui a été estimé est un panel incluant des effets fixes individuels et temporels (afin de prendre en compte l'hétérogénéité inobservée des individus de l'échantillon).

¹⁰ Elle passe de 157 en 1991 à 115 en 2012 dans les exploitations en AB ; chez les éleveurs conventionnels, cette productivité numérique passe de 153 en 1987 à 133 en 2012.

Fonctionnelle (UF). En effet, les conclusions peuvent varier selon l'UF retenue. Selon Garnett (2010), l'UF "kilogramme de poids de carcasse" est potentiellement favorable pour des systèmes intensifs. Les exploitations biologiques ayant une gestion plus extensive des surfaces seront plutôt favorisées par une UF « nombre d'hectares utilisés ». La production en AB respecte un cahier des charges strict, avec les contraintes associées, ce qui justifie la plus-value apportée au produit. Il apparaît ainsi opportun d'exprimer les émissions de GES et la consommation d'énergie par euro (€) de produit. Sur ces critères, les exploitations en AB sont plus performantes que les conventionnelles (Table 4¹¹).

Unité	Système	Consommation d'ENR (Mégajoules / Unité)	Emission de GES (CO ₂ Eq / Unité)
Nombre d'hectares de surface utilisée	Biologique	6744	2659
	Conventionnel	9008	3617
Viande produite en valeur monétaire (€ constant base 2005)	Biologique	13.7	0.9
	Conventionnel	15.4	1.3

Table 4: Consommations d'ENR et Emissions de GES selon l'unité fonctionnelle utilisée (nombre d'hectares de surface utilisée ou viande produite en euro)

La séquestration de carbone est perçue aujourd'hui comme l'une des possibilités les plus importantes de réduction des impacts environnementaux de l'élevage (Soussana *et al.*, 2010). Toutefois, des incertitudes subsistent quant aux approches méthodologiques adoptées. En effet, dans nos résultats, contre toute attente, nous observons que les exploitations en production conventionnelle séquestrent plus de carbone dans le sol. Ce résultat peut en partie s'expliquer par le fait 1/ que les élevages biologiques, dans leur recherche d'autonomie alimentaire, notamment en concentrés, engagent plus de surface dans la production de céréales avec plus de labours à l'origine du déstockage du carbone, 2/ qu'il y a très peu de fermes en AB dans l'échantillon pour lesquelles la majorité de la SAU est composée de prairies permanentes, situation par contre fréquente en exploitations conventionnelles. De plus, les élevages conventionnels peuvent acheter une part importante de l'alimentation nécessaire au troupeau. En outre, la méthodologie adoptée pénalise fortement les exploitations pratiquant beaucoup de labours pour l'implantation de cultures ou de nouvelles prairies avec des niveaux moyens de déstockage de l'ordre de 5000 kg CO₂ par hectare labouré¹². Néanmoins, lorsque l'on met en place une stratégie de plafonnement du déstockage lié à la mise en place des cultures (i.e. une exploitation ne peut pas déstocker plus qu'elle ne stocke, dans une vision de très long terme), la tendance se renverse et les exploitations bios séquestrent dans cette situation environ 8% de carbone de plus que les exploitations conventionnelles (5.1 kg CO₂ eq/kg carcasse en bio contre 4.7 en conventionnel). Par ailleurs, étant donné que les exploitations conventionnelles ont plus recours à l'achat de céréales et de concentrés, en faisant l'hypothèse d'un déstockage de 500 kg de C par hectare de Surface Extérieure Mobilisée (SEM)¹³, cet écart dépasse légèrement les 8% (3.2 kg CO₂ eq/kg carcasse en bio contre 2.9 en conventionnel). Le choix méthodologique apparaît ainsi déterminant dans les conclusions. In fine, si l'on applique les coefficients recommandés par le JRC (Joint Research Center) (Leip *et al.*, 2010), le niveau de séquestration estimé apparaît alors supérieur de 25% en AB (Benoit et Dakpo, 2012).

¹¹ Ce tableau vient donc confirmer l'idée selon laquelle, les résultats peuvent varier fortement en fonction de l'Unité Fonctionnelle utilisée. Néanmoins, il conforte la production biologique dans sa position de présenter un meilleur bilan environnemental que l'élevage conventionnel.

¹² En effet avec les équations de séquestration / déstockage de carbone, et le schéma de rotation 6-4 retenu, on déstocke beaucoup plus vite qu'on ne stocke. D'où le niveau élevé des valeurs de déstockage utilisées.

¹³ Hypothèse faible, compte tenu des 1526 kg de C déstocké lié au labour considéré précédemment.

Conclusion

Les résultats montrent qu'en termes d'émissions de GES la différence entre les productions conventionnelle et biologique, même si elle est statistiquement et significativement en faveur de l'AB, reste assez faible lorsque les impacts sont ramenés au kilogramme de carcasse. Toutefois, cette différence est plus prononcée lorsque l'on considère d'autres Unités Fonctionnelles (hectares de surfaces utilisées, production de viande en valeur économique). Pour ce qui concerne la consommation d'énergie non renouvelable, nous ne notons pas d'écart significatif entre les deux modes de production. Ce travail a également permis d'identifier les deux facteurs déterminants dans l'explication de ces impacts environnementaux : la productivité numérique et l'autonomie fourragère. Ces variables s'avèrent être aussi des éléments robustes de la performance économique (Benoit et Laignel, 2011). Néanmoins, il faut noter que d'importantes questions méthodologiques se posent lors de la réalisation de ce type d'ACV, particulièrement pour la prise en compte de la séquestration du carbone dans les sols. Par ailleurs, il ressort que le méthane entérique a un poids essentiel dans les émissions brutes globales de l'élevage ovin allaitant. Rappelons cependant que les ruminants ont la capacité exceptionnelle de produire des protéines de qualité à partir de fourrages, de participer à l'entretien des paysages et que les émissions de méthane entérique, déterminant majeur dans le bilan GES sont intrinsèquement liées à cette capacité. Enfin, dans cette comparaison entre bio et conventionnel, nous n'avons pas abordé l'avantage majeur de l'Agriculture Biologique de ne pas polluer le milieu naturel par l'utilisation de pesticides et de présenter un meilleur bilan azoté (Bourdais, 1999).

Références bibliographiques

- Aldanondo-Ochoa A.M., Almansa-Sáez C., 2009. The private provision of public environment: Consumer preferences for organic production systems. *Land Use Policy* 26, 669-682.
- Arrouays D., Balesdent J., Germon J., Jayet P., Soussana J., Stengel P., Bureau D., 2002. Contribution à la lutte contre l'effet de serre (stocker du carbone dans les sols agricoles de France?). INRA.
- Benoit M., Dakpo H.K., 2012. Greenhouse Gas Emissions on French Meat Sheep Farms: Analysis over the period 1987-2010, Emissions of Gas and Dust from Livestock, Saint-Malo, France.
- Benoit M., Laignel G., 2006. Méthodologie d'élaboration de résultats technico-économiques en élevage ovin allaitant. Illustration en France, en zone de plaine et de montagne. *Opt. Méd., Série A* 70, 57-65.
- Benoit M., Laignel G., 2011. Analyse sur le long terme de systèmes d'élevage ovins allaitants en France. Quelles trajectoires et quels facteurs de réussite économique? *Productions Animales* 24, 211-220.
- Benoit M., Laignel G., Roulenc M., 2010. Greenhouse gases emissions and energy consumption on meat sheep production systems. *Renc. Rech. Rum* 17, 351-354.
- Benoit M., Tournadre H., Dulphy J.-P., Laignel G., Prache S., Cabaret J., 2009. Comparaison de deux systèmes d'élevage biologique d'ovins allaitants différant par le rythme de reproduction: une approche expérimentale pluridisciplinaire. *Productions animales* 22, 207-220.
- Biswas W.K., Graham J., Kelly K., John M.B., 2010. Global warming contributions from wheat, sheep meat and wool production in Victoria, Australia—a life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 18, 1386-1392.
- Bourdais J.-L., 1999. Utilisation d'indicateurs pour évaluer l'impact sur l'environnement de l'agriculture-Application à l'agriculture biologique en Aquitaine. *Ingénieries-EAT*.
- Casey J., Holden N., 2005. Analysis of greenhouse gas emissions from the average Irish milk production system. *Agricultural systems* 86, 97-114.

Cederberg C., Mattsson B., 2000. Life cycle assessment of milk production - a comparison of conventional and organic farming. *Journal of Cleaner Production* 8, 49-60.

Charroin T., Ferrand M., 2010. Elaboration d'un jeu de coefficients pour analyser les coûts de structure d'une exploitation—Application aux charges de mécanisation des systèmes de polyculture-élevage. *Rencontres autour des recherches sur les ruminants*, 413-416.

Eckard R., Grainger C., De Klein C., 2010. Options for the abatement of methane and nitrous oxide from ruminant production: A review. *Livestock Science* 130, 47-56.

Edwards-Jones G., Plassmann K., Harris I., 2009. Carbon footprinting of lamb and beef production systems: insights from an empirical analysis of farms in Wales, UK. *The Journal of Agricultural Science* 147, 707-719.

Ekvall T., Finnveden G., 2001. Allocation in ISO 14041—a critical review. *Journal of cleaner production* 9, 197-208.

Gac A., Deltour L., Cariolle M., Dollé J., Espagnol S., Flénet F., Guingand N., Lagadec S., Le Gall A., Lellahi A., 2010. GES'TIM—Guide méthodologique pour l'estimation des impacts des activités agricoles sur l'effet de serre. Réalisé dans le cadre du projet «Gaz à Effet de Serre et Stockage de Carbone en exploitations agricoles»(CASDAR 6147).

Garnett T., 2010. Intensive versus extensive livestock systems and greenhouse gas emissions. *Food Climate Research Network briefing paper*.

Gerber P., Vellinga T., Opio C., Henderson B., Steinfeld H., 2010. Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector A Life Cycle Assessment. *FAO Report*, p. 94.

Gerber P.J., Steinfeld H., Henderson B., Mottet A., Opio C., Dijkman J., Faluccci A., Tempio G., 2013. Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities. *Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)*, Rome.

Gracia A., de Magistris T., 2008. The demand for organic foods in the South of Italy: A discrete choice model. *Food Policy* 33, 386-396.

Häring A.M., 2003. Organic dairy farms in the EU: Production systems, economics and future development. *Livestock Production Science* 80, 89-97.

Harris S., Narayanaswamy V., 2009. A literature review of life cycle assessment in agriculture. *RIRDC*.

Hospido A., Sonesson U., 2005. The environmental impact of mastitis: a case study of dairy herds. *Science of The Total Environment* 343, 71-82.

ISO 14044, 2006. Management environnemental: analyse du cycle de vie : exigences et lignes directrices. *ISO*.

Ledgard S.F., 2010. A greenhouse gas footprint study for exported New Zealand lamb. *Ministry of Agriculture and Forestry*.

Leip A., Weiss F., Wassenaar T., Perez I., Fellmann T., Loudjani P., Tubiello F., Grandgirard D., Monni S., Biala K., 2010. Evaluation of the livestock sector's contribution to the EU greenhouse gas emissions (GGELS)—final report. *European Commission, Joint Research Centre*.

McDonald P., 2010. *Animal Nutrition*. Prentice Hall.

Mondelaers K., Aertsens J., Van Huylenbroeck G., 2009. A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. *British Food Journal* 111, 1098-1119.

Ripoll-Bosch R., de Boer I., Bernués A., Vellinga T., 2013. Accounting for multi-functionality of sheep farming in the carbon footprint of lamb: A comparison of three contrasting Mediterranean systems. *Agricultural Systems* 116, 60-68.

Roy P., Nei D., Orikasa T., Xu Q., Okadome H., Nakamura N., Shiina T., 2009. A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. *Journal of Food Engineering* 90, 1-10.

- Solomon S., Qin D., Manning M., Chen Z., Marquis M., Averyt K., Tignor M., Miller H., 2007. Climate change 2007: The physical science basis. Taylor & Francis.
- Soussana J.F., Tallec T., Blanfort V., 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *animal* 4, 334-350.
- Steinfeld H., Gerber P., Wassenaar T., Castel V., Rosales M., De Haan C., 2006. Livestock's long shadow. FAO Rome.
- Tuomisto H., Hodge I., Riordan P., Macdonald D., 2012. Does organic farming reduce environmental impacts?—A meta-analysis of European research. *Journal of environmental management* 112, 309-320.
- Vermorel M., Jouany J., Eugène M., Sauvant D., Noblet J., Dourmad J., 2008. Evaluation quantitative des émissions de méthane entérique par les animaux d'élevage en 2007 en France. *INRA Prod. Anim* 21, 403-418.
- Von Borell E., Sørensen J.T., 2004. Organic livestock production in Europe: aims, rules and trends with special emphasis on animal health and welfare. *Livestock Production Science* 90, 3-9.
- Weidema B.P., 1999. System expansions to handle co-products of renewable materials, Presentation summaries of the 7th LCA case studies symposium SETAC-Europe, pp. 45-48.
- Weidema B.P., 2000. Avoiding Co-Product Allocation in Life-Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology* 4, 11-33.
- Williams A., Audsley E., Sandars D., 2008. Environmental burdens of livestock production systems derived from life cycle assessment (LCA). *Recent advances in animal nutrition* 2007, 171-200.