



Empreinte environnementale de la viande et des produits carnés

Les méthodes et enjeux de la mesure de l'impact environnementale de la production de viande et de produits carnés.

Mots-clés : Analyse du Cycle de Vie, Empreinte eau, Changement climatique, Usage des sols

Auteur : Joël Aubin¹

¹ INRA, UMR 1069 Sol Agro & hydro systèmes Spatialisation, F- 35042 Rennes

* E-mail de l'auteur correspondant : joel.aubin@rennes.inra.fr

Les produits carnés sont régulièrement pointés du doigt pour leur empreinte environnementale jugée élevée. Mais de quoi parle-t-on exactement et sur quelles bases les performances environnementales sont-elles calculées ?

Résumé :

Les produits carnés sont au cœur des enjeux environnementaux de l'agriculture. Leurs impacts globaux sur l'usage des terres, la biodiversité, l'utilisation de l'eau et l'émission de gaz à effet de serre sont mis en avant. L'application de l'Analyse du Cycle de Vie à l'évaluation environnementale des produits agricoles, et en particulier des produits carnés, a changé la perception des impacts environnementaux, en apportant une vision plus large des systèmes de production et en utilisant une approche multicritère. Bien que les impacts environnementaux de l'élevage soient maintenant mieux cernés, les méthodes d'évaluation restent à uniformiser. Des méthodes et données communes sur les filières viande sont encore à construire pour mieux évaluer les conséquences de la consommation des produits carnés.

Abstract: Environmental footprint of meat and meat products

Animal products are at the heart of environmental issues of agriculture. Their global impacts on land use, biodiversity, water use and greenhouse gas emissions are singled out. The application of the Life Cycle Assessment for the environmental assessment of agricultural products and especially meat products has changed the perception of their environmental impacts, providing a broader view of the production system and a multi-criteria evaluation. While the impacts of livestock are better known, the assessment methods remain to be stabilized. A common approach and data bases for the entire meat product chain remain to be developed, to better assess the environmental consequences of the consumption of meat products.

INTRODUCTION

L'accroissement de la population mondiale à 9 milliards d'habitants est un argument régulièrement avancé pour s'intéresser aux questions d'environnement avec une question de fond : aura-t-on assez d'espace pour loger et nourrir cette population ? Certains auteurs ^[29] montrent déjà un dépassement de la capacité de la planète à s'adapter à certains impacts environnementaux comme le changement climatique, la perte de biodiversité, ou le cycle de l'azote. Ces dépassements pourraient affecter le fonctionnement global des écosystèmes et induire une dégradation plus rapide des conditions de vie pour l'humanité. Une prise de conscience sur l'importance du changement climatique, passé à l'agenda politique depuis la conférence de Kyoto en 1997, a servi de levier pour aborder l'ensemble des conséquences environnementales des activités humaines. Ces généralités cachent néanmoins de très fortes disparités géographiques, que ce soit dans les dynamiques de développement des populations, que dans le type et le niveau des impacts environnementaux. Ces disparités interrogent le sens d'un développement durable qui ne peut s'entendre que dans un équilibre entre des enjeux locaux et des enjeux plus globaux, et en prenant en compte des critères sociaux et économiques ; pas seulement environnementaux. L'alimentation est un des facteurs clés de l'empreinte environnementale des populations humaines. Elle est aussi conditionnée par des critères sociaux et économiques. De

I. LA METHODOLOGIE

I.1. La définition des limites du système étudié et des objectifs de l'étude

Avec le développement d'une vision par cycle de vie, les limites des systèmes de production animaux ont été très largement modifiées, en prenant maintenant en compte les répercussions des activités locales, à un niveau global (ex : changement climatique), ou dans d'autres régions du monde (ex : conséquences de la production du soja en Amérique du Sud). Cette nouvelle définition du système vient bouleverser le point de vue de l'évaluateur en intégrant une notion de solidarité écologique (Mathevet et *al.*, 2010) qui fait le lien entre les diverses composantes d'un système complexe mondialisé. Cette notion est d'ailleurs compliquée à appréhender pour les acteurs des territoires plus focalisés par les questions se déroulant ici et maintenant plutôt qu'ailleurs et plus tard.

Une autre dimension des limites du système, propre aux études environnementales des produits alimentaires, est celle de l'aval de l'exploitation agricole. Un grand nombre d'études environnementales s'arrêtent à la sortie de la ferme (« cradle to farm gate »), et calculent les impacts environnementaux d'un kg d'animal vivant au départ de l'exploitation. La prise en compte des étapes ultérieures : transport, abattage, découpe, transformation, sont plus rares car elles demandent d'intégrer des informations propres aux filières qui sont souvent plus difficiles d'accès, notamment celles de la transformation qui sont protégées sous couvert de secret industriel. Ces étapes sont aussi le lieu du recyclage et de la valorisation d'un certain nombre de sous-produits (ou coproduits). Les étapes de distribution, commercialisation, préparation et consommation sont aussi des facteurs clés de la performance environnementale. Les choix d'emballage, de durée de vie des produits, les facteurs logistiques et les déchets (et leur gestion) lors de la

façon globale, l'accroissement de la population s'accompagne d'un changement de niveau de vie avec des phases de transition alimentaire et un recours plus prononcé aux ressources carnées dans l'alimentation (Combris et *al.*, 2011). Les différentes productions animales contribuent de façons différentes à la fourniture de viande à l'échelle de la planète. En 2010, les ruminants contribuaient à la fourniture de viande à hauteur de 29% (Opio et *al.*, 2013), les porcs 37% et les volailles 24% (MacLeod et *al.*, 2013). Ces productions ne s'inscrivent pas dans la même dynamique : si la croissance attendue de production de viande par les bovins (+1,2%) et les petits ruminants (+1,5%) est faible pour la période 2006-2050 (Opio et *al.*, 2013), elle est très élevée pour les porcins (+32%) et les volailles (+61%) pour la période 2005-2030 (MacLeod et *al.*, 2013). Il est donc légitime de s'interroger sur la place de l'alimentation et en particulier sur la contribution de l'élevage et des produits carnés en général, aux impacts environnementaux des activités humaines et de mieux comprendre comment l'empreinte environnementale de ces produits est évaluée.

Ce texte est constitué d'une première partie qui présente les points principaux des méthodologies d'analyse environnementale et le changement de point de vue qu'elles impliquent, puis une seconde partie sur les enjeux environnementaux de l'élevage.

préparation et la prise des repas conditionnent aussi le bilan environnemental du produit. Le chiffre de 30% de pertes (Redlingshöfer et Soyeux, 2011) dans les filières alimentaires est régulièrement avancé. Quelle est la contribution des produits carnés pour ce chiffre et comment affecte-t-il le bilan des filières françaises?

Lors de cette étape des analyses environnementales se définit aussi une unité fonctionnelle, c'est-à-dire la base sur laquelle vont être calculés les impacts. Cette unité est dépendante de la définition du système. Généralement, il pourra s'agir d'une tonne d'animal vivant à la sortie de la ferme, d'une tonne de carcasse après abattage ou 1kg de viande commercialisée. Cette notion est importante car elle fait référence à la fonction de l'élément étudié. En agriculture, la gestion des espaces étant un aspect majeur de l'activité, calculer les impacts par hectare de surface agricole, est donc une solution qui a du sens. Par exemple, la comparaison des impacts environnementaux des systèmes conventionnels avec des systèmes plus extensifs, ou biologiques, va donner des réponses différentes selon l'unité fonctionnelle. Pour les produits carnés où la vocation nutritionnelle est primordiale calculer les impacts environnementaux par kg de protéine ou kilocalorie apportés sont aussi des voies possibles mais pas encore généralisées. La complexité des fonctions nutritionnelles d'un aliment, comme les produits carnés, peine à rentrer dans le cadre de l'unité fonctionnelle. Quelques tentatives existent néanmoins (Gac et *al.*, 2012). C'est d'autant plus le cas pour les fonctions hédoniques (notions de plaisir), essentielles pour les produits alimentaires, difficiles à quantifier et à transformer en unité fonctionnelle.

La question des objectifs de l'évaluation est aussi soulevée car elle peut prendre des formes variées avec des audiences diverses parfois non explicites. On peut distinguer classiquement plusieurs objectifs :

- un objectif de connaissance, de réalisation d'un diagnostic qui relève de l'état des lieux
- un objectif d'aide à la décision, qui doit permettre de guider le changement, l'évolution des techniques et des pratiques

1.2. La réalisation d'un inventaire complet des éléments émis et mobilisés par le système

La réalisation d'analyses environnementales nécessite de mobiliser un nombre important d'informations ; c'est la phase d'inventaire. Ce sont d'abord les informations que l'on peut récolter directement sur les sites de production et de transformation (données de premier plan), qui vont caractériser le fonctionnement, la nature et la quantité des différents produits, émissions et intrants du système. Ces informations vont ensuite être transformées en quantités d'éléments (souvent des molécules) ayant une activité potentielle dans l'environnement. Compte tenu du nombre de données nécessaires, de la complexité des systèmes étudiés et de leurs ramifications géographiques, il est indispensable de recourir à des bases de données qui vont en particulier fournir les données liées au contexte des systèmes, comme l'inventaire environnemental des transports, de la production d'énergie, de certaines matières premières ... (données d'arrière-plan). Pour les émissions polluantes des systèmes agricoles, il est rarement possible de faire des mesures in situ afin de déterminer les quantités des différentes molécules émises dans les compartiments sol, air et eau de l'environnement. Il est donc nécessaire de s'appuyer sur des données ou des modèles de calcul validés scientifiquement, permettant d'évaluer le devenir et le transfert des différentes émissions d'un élevage. L'atteinte d'un consensus général sur les modèles et les données à utiliser est un enjeu majeur pour les analyses environnementales des systèmes agricoles (Cederberg et al.,

- un objectif de communication, ayant pour vocation de sensibiliser ou d'informer des cibles restreintes (interne aux filières) ou très large comme l'affichage environnemental des produits de consommation.

De ces objectifs vont découler des exigences différentes en terme de conduite des études, de qualité des données initiales et conditionner la capacité de réutiliser les résultats pour un nouvel objectif, avec de possible dérives.

2013). Un effort particulier est mené sur les bases de données, notamment celles des intrants alimentaires, afin de les qualifier sur leur qualité (incertitude) et de préciser leur domaine de validité (géographique et temporel notamment).

Un certain nombre de questions ne font pas consensus parmi les scientifiques et les praticiens des analyses environnementales en agriculture (de Vries et de Boer, 2010). Parmi celles-ci, la question de la méthode d'allocation des impacts entre les différents coproduits est cruciale pour les produits carnés. Il s'agit de décider sur quelle base répartir les impacts entre, par exemple, le lait et la viande au sein d'un élevage laitier, ou entre les différentes fractions obtenues après découpe d'un animal (viande, graisses, viscères, os, peau...) qui suivent différentes voies de valorisation. La norme ISO (2006), propose une hiérarchie entre les méthodes d'allocation. Le premier niveau est de concevoir le système et l'unité fonctionnelle de manière à éviter l'allocation (extension de système) ; le second niveau est de se baser sur les règles physiques qui régissent les liens entre coproduits s'ils ont des fonctions similaires ; le troisième niveau est de choisir un autre type de règle, comme les règles économiques. Compte tenu de la complexité des systèmes agricoles et de la multiplicité des rôles des coproduits, la méthode d'expansion du système est souvent difficile à appliquer, même si elle est recommandée par Cederberg et Stadig (2003). Le tableau 1 résume les caractéristiques des différentes méthodes d'allocation.

Tableau 1 : Méthodes d'allocation des impacts entre coproduits rencontrées dans les ACV en agriculture, avantages et inconvénients. On pourra aussi se reporter à Dollé et al.(2011)

Règle d'allocation des impacts	Principe	Avantages	Inconvénients	Références
Massique	Répartition des impacts selon la masse des différents coproduits	Règle physique en accord avec la norme ISO (2006)	Met sur le même plan des produits ayant des fonctions et filières de valorisation, et des valeurs très différentes	
Quantité de matière sèche	Répartition des impacts selon la quantité de matière sèche des coproduits	Règle physique en accord avec la norme ISO (2006)	Met sur le même plan des produits ayant des fonctions et filières de valorisation, et des valeurs très différentes	Gac et al. (2012)
Quantité d'énergie	Répartition des impacts selon la quantité d'énergie brute contenue dans les différents coproduits	Règle physique en accord avec la norme ISO (2006). En accord avec les fonctions nutritionnelles des produits carnés.	Ne traduit pas l'énergie nécessaire à la constitution des différents tissus. Ne traduit pas la fonction d'utilisation des différents coproduits	Ayer et al. (2007)
Quantité de protéines ou de lipides	Répartition des impacts selon le contenu en protéines ou en lipides des différents coproduits	Règle physique en accord avec la norme ISO (2006). En accord avec les fonctions nutritionnelles des produits carnés.	Ne traduit pas la fonction d'utilisation des différents coproduits	Gac et al. (2012)
Biophysique	Répartition des impacts selon la quantité d'énergie allouée entre les différents coproduits	Règle physique en accord avec la norme ISO (2006). Traduit le lien biophysique entre les coproduits. Utilisée pour les coproduits des élevages laitiers.	Encore peu utilisé. N'a pas été décliné pour les coproduits de la viande.	Nguyen et al. (2013) FIL (2010)
Economique	Répartition des impacts selon la valeur (prix X poids) des différents coproduits	Règle qui signe l'intérêt et l'importance du coproduit pour les marchés. Fonction commune à tous les coproduits. Règle majoritairement utilisée dans les travaux scientifiques et les cahiers des charges.	Dernière priorité de la norme ISO (2006). Fluctuation des prix suivant l'évolution des marchés. Valeurs pas toujours en lien direct avec l'utilité des produits.	Basset-Mens and van der Werf (2005)

L'application des méthodes d'allocation économique ou basées sur la masse en produits ou constituants (ex : matière sèche) induit des écarts importants entre les résultats obtenus sur les différents impacts. Les niveaux d'impacts sont plus élevés pour les produits ayant une valeur économique plus importante en utilisant la règle d'allocation économique. Il n'y a pas encore de consensus sur cette question. Alors que

dans le cas des productions laitières, le guide de la Fédération Internationale Laitière (FIL, 2010) et le projet AgriBalyse de l'Ademe (Koch et Salou, 2014) préconisent l'allocation biophysique, la majorité des études publiées et les cahiers des charges à l'échelle internationale (PAS 2050, 2008 ; EPD, 2012) utilisent la règle d'allocation économique.

1.3. Le calcul d'un jeu d'indicateurs d'impact environnementaux

Cette étape consiste à transformer les flux d'éléments ayant un effet potentiel sur l'environnement (issus de l'étape d'inventaire) en un indicateur agrégé se référant à un enjeu environnemental (ex : le changement climatique). On procède généralement par un calcul utilisant un facteur de caractérisation faisant le lien entre l'activité de l'élément et une molécule de référence (ex : le CO₂ pour le changement climatique). Suivant les méthodes on s'attachera à une seule cible environnementale comme l'empreinte carbone pour le changement climatique, ou à plusieurs, en étant multicritère comme l'ACV, ou en agrégeant plusieurs cibles en un seul indicateur comme l'empreinte écologique. Une des caractéristiques majeures de l'ACV réside dans la proposition d'un ensemble d'indicateurs environnementaux. Ce caractère multicritère permet de proposer un panel large de conséquences environnementales de l'activité étudiée et de mettre en évidence l'apparition d'éventuels transferts d'impacts : dégradation d'un impact à la suite d'un changement sensé améliorer un autre impact (ex : traitement du lisier qui peut limiter l'eutrophisation mais augmenter le changement climatique). L'ACV propose différents types d'indicateurs classés en deux groupes : les catégories d'impact orientées problèmes, qui sont des indicateurs

associés à un enjeu environnemental (ex : eutrophisation aquatique) et des catégories d'impact orientées dommages qui estiment des effets plus généraux (ex : santé humaine) et qui résultent généralement de l'agrégation de catégories d'impact orientées problèmes. Les catégories d'impact orientées problèmes sont encore les plus utilisées pour les analyses environnementales, notamment en agriculture. Il existe maintenant de nombreux indicateurs permettant de couvrir des cibles environnementales variées. De Vries et de Boer (2010) signalent qu'une majorité d'études portant sur l'impact environnemental de l'élevage vont utiliser les catégories d'impact suivantes : changement climatique, eutrophisation, acidification, utilisation des terres, et utilisation d'énergie. Les études environnementales de l'élevage couvrent aussi d'autres impacts comme l'utilisation d'eau, l'écotoxicité terrestre et aquatique, le changement d'utilisation des sols, mais leurs cadres de calculs ne font pas toujours l'objet d'un consensus. Par ailleurs, la question de la biodiversité même si elle fait partie des cibles importantes pour l'élevage (voir paragraphe 2.3), ne bénéficie pas d'un cadre théorique consensuel largement développé.

II. QUELS ENJEUX ENVIRONNEMENTAUX POUR L'ELEVAGE ?

Les informations sur les impacts environnementaux des produits carnés restent encore difficiles à rassembler. Par contre de plus en plus de profils environnementaux des produits de l'élevage sont disponibles, comme ceux fournis par le projet AGRIBALYSE (Koch et Salou, 2014), présentés dans le tableau 2. Le rapport Livestock's long shadow (FAO, 2006), a largement contribué au débat sur l'impact des productions animales sur l'environnement. Il a

relevé que les productions animales tendent vers des pratiques de plus en plus intensives. Les quatre domaines de l'environnement particulièrement impactés par les productions animales mis en avant dans ce rapport sont : le climat, l'eau, l'utilisation de surface terrestre et la biodiversité. Nous nous focaliserons sur ces quatre domaines.

Tableau 2 : Impacts environnementaux d'1kg de produits animaux en sortie de ferme produit en France, calculé selon la méthode Analyse du Cycle de Vie. Valeurs moyennes issues du projet AGRIBALYSE (Koch et Salou, 2014)

		Bœuf	Porc	Poulet	Lapin	Poisson
Changement climatique	kg CO ₂ eq	11,7	2,56	2,88	2,51	2,96
Acidification	g SO ₂ eq	146,9	40,3	45,5	15,2	14,1
Eutrophisation	g PO ₄ ³⁻ eq	51,9	16,9	19,4	9,3	101,8
Utilisation des terres	m ² a	24,8	4,73	4,81	4,44	1,58
Utilisation d'énergie	MJ eq	30,1	16,5	24,9	24,35	49,7

II.1. Le climat

Les émissions de gaz à effet de serre induites par l'élevage ont fait l'objet d'une attention particulière. A l'échelle globale, les dernières estimations font état de 7,1 gigatonnes éq. CO₂ par an imputables à l'élevage, soit 14,5% des émissions de gaz à effet de serre (GES) liées aux activités humaines (Gerber et al., 2013). Ce sont d'abord les

ruminants, en particulier les bovins viande et les bovins laitiers qui contribuent le plus à ces émissions, respectivement pour 41% et 20% ; alors que les granivores, porcs et volailles (chair et œufs) contribuent respectivement pour 9% et 8% (Gerber et al., 2013).

Au plan mondial, deux grands profils de contribution se distinguent (tableau 3) dans les rapports de la FAO. Celui du bœuf, dont les émissions de GES sont d'abord dues aux émissions de méthane entérique (42,6%), puis par la production d'aliment incluant l'utilisation des fertilisants (35,5%) et par un effet de changement d'usage des terres, essentiellement par déforestation au profit des pâturages, et

plus faiblement pour la production du soja (15,5%) (Opio et al., 2013). Celui des granivores, le porc et les volailles (chair et ponte) respectivement, où les contributeurs aux GES sont d'abord la production d'aliment (60,3% et 74,7%), incluant le changement d'usage des terres pour la production du soja (12,7% et 18,1%), puis la gestion des déjections animales (27,4% et 11,3%) (MacLeod et al., 2013).

Tableau 3 : Contribution des différents postes aux émissions de gaz à effet de serre en élevage à l'échelle mondiale. Le système comprend la livraison au premier client. D'après MacLeod et al. (2013) et Opio et al. (2013)

	Bœuf	Porcs	Volailles
Fertilisants (cultures)	25,5%	17,0%	31,1%
Production d'aliment	10,0%	30,6%	25,5%
Changt d'util. terres: soja	0,7%	12,7%	18,1%
Changt d'util. terres: pâtures	14,8%	-	-
Méthane entérique	42,6%	3,1%	-
Gestion déjections animales	5,0%	27,4%	11,3%
Utilisation d'énergie	0,9%	3,5%	6,3%
Emissions après ferme	0,5%	5,7%	7,7%

Le méthane entérique chez les bovins est un contributeur majeur aux GES, ainsi que la phase de production des aliments concentrés chez toutes les espèces. Ces grandes généralités cachent des variabilités très importantes dues aux pratiques d'élevage, aux contextes climatiques, aux ressources utilisées pour nourrir les animaux. Deux facteurs clés peuvent piloter le niveau de ces résultats : l'efficacité de la transformation des aliments par les animaux et la qualité de l'aliment (qui peut être lié au point précédent) qui influe aussi chez les bovins, sur la quantité de méthane entérique émise. Par exemple, les bovins élevés de façon extensive sur des pâturages ou des parcours de mauvaise qualité ont un risque fort de présenter des bilans d'émission de GES élevés ramenés au kg de viande produite. Néanmoins, ces systèmes

d'élevage extensifs participent au maintien des surfaces en prairies et donc potentiellement au stockage de carbone sous prairies.

Dans les études de la FAO, la dynamique (stockage/déstockage) de carbone dans les sols qui peut être attribué à certaines pratiques de gestion du pâturage, n'est pas prise en compte, compte tenu de l'absence d'un cadre consensuel d'évaluation. D'après les estimations de la FAO (Gerber et al., 2013), le stockage de carbone pourrait représenter 0,6 gigatonnes éq. CO₂ par an à l'échelle mondiale. Dans le même rapport, les simulations réalisées sur l'Europe de l'Ouest montrent que la séquestration du carbone pourrait compenser 5% des émissions dues aux ruminants mais avec de forts niveaux d'incertitude.

II.2. L'eau

A l'échelle mondiale, la préservation des eaux douces est un enjeu environnemental majeur. Le rôle des élevages sur la ressource en eau est à considérer sous deux aspects : la quantité et la qualité. Pour exprimer l'impact d'une activité sur les ressources en eau le concept d'empreinte eau a été proposé (Hoekstra, 2009). Il repose sur la distinction de trois types d'eau différents : l'eau bleue, eau de surface et souterraine ; l'eau verte, l'eau de pluie et eau liée (dans le sol) pouvant être évaporée ; l'eau grise : eau virtuelle nécessaire pour diluer les polluants contenus dans l'eau pour atteindre un niveau d'innocuité. L'ACV se concentre sur la consommation d'eau bleue dans le sens où cette eau n'est plus disponible dans le même état pour d'autres usages ou les écosystèmes. Des développements récents de la consommation d'eau en ACV prennent en compte la notion de rareté qui permet de pondérer le niveau des prélèvements par le niveau de disponibilité de l'eau. En ACV la question de la dégradation de la qualité est prise en compte par des indicateurs d'impact comme l'eutrophisation ou l'écotoxicité aquatiques. Sur le plan quantitatif les effets directs comme l'eau de boisson sont pris en compte, mais aussi les effets indirects comme ceux associés aux cultures (irrigation, évaporation...). Il faut aussi comptabiliser l'eau utilisée lors des phases d'abattage de découpe et de

transformation des produits carnés. Des variations très importantes de niveaux sont relevées dans la littérature, où les méthodologies ne sont pas systématiquement explicitées. Rien que pour la phase élevage, Corson et Doreau (2013) donnent des fourchettes d'estimation qui vont de 12 000 à 43 000 litres par kg de bœuf (si on exclue Pimentel and Pimentel (2003) qui proposent 200 000 litres), de 4856 à 6000 litres par kg de porc ou de 3500 à 4325 litres par kg de poulet, selon les auteurs et la prise en compte des eaux bleues, vertes ou grises. Les méthodologies d'évaluation de cette empreinte eau ne sont pas encore stabilisées et différentes initiatives sont en cours (ISO 14046, UNEP/SETAC, water Footprint Network...). La dégradation de la qualité de l'eau est un point d'attention particulier en zones d'élevage. Ce sont d'abord les rejets en nutriments, notamment en azote et phosphore qui sont considérés. Les approches par bilan de masse montrent que la capacité de rétention de l'azote et du phosphore par les animaux terrestres reste limitée (de 22 à 40%). Consécutivement, même avec un effort d'utilisation des effluents pour la fertilisation des cultures une fraction non négligeable de ces nutriments se retrouve dans les écosystèmes et en particulier dans l'eau (FAO, 2006). Selon les densités d'élevages, les pratiques, la gestion des effluents et la capacité d'accueil des

territoires, les atteintes au milieu aquatique peuvent être très variables, conduire à des modifications très transitoires de l'écosystème ou à des atteintes répétées comme les phénomènes d'algues vertes. Ces phénomènes peuvent relever d'effets directs de toxicité aiguë, comme ceux associés à l'ammoniaque, ou d'effets plus chroniques comme l'eutrophisation des eaux. Les questions de pollution des eaux couvrent aussi d'autres aspects, notamment ceux liés à l'utilisation d'antibiotiques (risques d'antibiorésistance), de produits de traitements vétérinaires

II.3. La biodiversité et l'usage des sols

La mesure de la biodiversité et la production d'indicateurs synthétiques applicables à l'échelle de systèmes aussi complexes que ceux de l'élevage demeurent un défi pour la recherche. La biodiversité recouvre par elle-même, un champ très large qui va des gènes aux écosystèmes ; ce qui induit une complexité considérable dans son évaluation. Il existe des indicateurs portant sur la diversité floristique et faunistique (Dumont et al., 2012; Scohier et al., 2013) qui permettent d'évaluer le fonctionnement des espaces herbagers en fonction de leur utilisation par les animaux, mais ils restent très spécifiques à ces écosystèmes. Certains auteurs ont tenté de faire entrer l'évaluation de la biodiversité dans le cadre de l'ACV (Schmidt, 2008 ; Curran et al., 2010), mais ces approches demeurent controversées et s'appliquent difficilement à l'échelle de systèmes autrement que par des indicateurs de perte d'espèces, ce qui est discutable. Les modifications des écosystèmes et de leur biodiversité associée par les élevages sont considérées comme majeures par la FAO (2006). Elles sont la résultante d'effets combinés des émissions polluantes : changement climatique, acidification, eutrophisation, écotoxicité terrestre ou aquatique et par la diffusion de molécules toxiques ou de pathogènes, ou d'effets directs liés aux pratiques de conduite des espaces. Cette vision est en contradiction avec une vision positive des

(notamment antiparasitaires), le transfert de métaux lourds (cuivre, zinc,...) voire d'agents pathogènes transmissibles à la faune sauvage voire à l'homme. Sur l'ensemble de ces facteurs, il existe des quantifications éparpillées et pas toujours d'indicateurs mesurables et robustes.

Si l'eau est bien un enjeu environnemental pour l'élevage (de façon directe ou indirecte), le cadre des méthodes permettant de quantifier les effets est encore amené à évoluer.

conduites d'élevage bovins en systèmes herbagés susceptibles d'entretenir et de développer la biodiversité des pâturages (Dumont et al., 2009).

Les productions animales sont le premier utilisateur de terres agricoles représentant 78% des surfaces (3,9 milliards ha) dont 33% de surfaces en cultures, généralement intensives (FAO, 2006). A ce titre, l'augmentation de la demande en produits de l'élevage dans le monde est donc un facteur majeur de changement d'usage des terres. C'est en particulier le cas pour l'exploitation de nouveaux écosystèmes naturels, comme les forêts tropicales, soit pour l'extension des pâturages soit pour l'extension des cultures (soja en particulier) servant à l'alimentation des animaux. Le contexte de raréfaction des terres disponibles pour les cultures directement vouées à l'alimentation humaine ou aux cultures énergétiques, mais aussi nécessaires à la conservation de la biodiversité, renforce l'importance de la question de l'usage des terres pour les productions animales. La réflexion sur les répercussions des modes de conduite des élevages n'est pas simple à mener : faut-il avoir des pratiques extensives qui ménagent la biodiversité sur nos territoires ou avoir des pratiques intensives permettant de conserver des espaces naturels protégés (Tschardt et al., 2012)? Quelles sont les répercussions locales et globales de ces pratiques sur la biodiversité ?

III. CONCLUSION : QUELLES PERSPECTIVES ?

L'empreinte environnementale de l'élevage est de mieux en mieux cernée. Elle repose sur un ensemble de connaissances et de méthodes qui sont encore en évolution. Des efforts sont encore à faire pour partager ces méthodes et données tout au long du système de production des produits carnés, notamment sur les phases de transformation qui ne sont pas publics. Une étape importante a été franchie avec le programme AGRIBALYSE (Koch and Salou, 2014) ayant pour vocation de fournir des bases de données et des méthodes de calculs d'impact pour les produits agricoles. Les éléments fournis par ce projet sont le fruit des résultats de la recherche et des Instituts Techniques. Ce type de partenariat est à poursuivre et à développer si l'on souhaite construire des diagnostics partagés et proposer des voies d'amélioration tout au long de la chaîne produit.

Les éléments qui ont été présentés ici sont pour beaucoup issus de synthèses à l'échelle mondiale de la FAO. Les questionnements présentés ne peuvent être ignorés. Néanmoins, il est probablement nécessaire de revoir le rôle des productions animales au travers de deux points fondamentaux : leur rôle sur le plan nutritionnel et leur rôle dans le fonctionnement des territoires agricoles. Une vision de ces filières uniquement en termes d'impacts négatifs sur l'environnement est probablement tronquée. Le Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) a proposé d'évaluer les services rendus à l'homme par les écosystèmes naturels. La transposition de ce cadre aux agro-écosystèmes et en particulier à ceux liés à l'élevage, doit permettre d'ouvrir d'autres perspectives et de proposer des voies de développement plus agro-écologiques.

Références :

- Ayer N.W., Tyedmers P.H., Pelletier N.L., Sonesson U., Scholz A. (2007). Co-product allocation in life cycle assessments of seafood production systems: Review of problems and strategies. *Int. J. Life Cycle Assess*, 12, 480-487.
- Basset-Mens C., van der Werf H.M.G. (2005). Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 105, 127-144.
- Cederberg C., Henriksson M., Berglund M. (2013). An LCA researcher's wish list – data and emission models needed to improve LCA studies of animal production. *Animal*, 7, 212-219.

- Cederberg C., Stadig M. (2003). System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8, 350-356.
- Combris P., Maire B., Réquillard V. (2011). Consommation et consommateurs. In: Esnouf, C., Russel, M., Bricas, N. (Eds.), *Pour une alimentation durable, Réflexion stratégique duALIne*. Quae Eds, Paris, pp. 37 - 59.
- Corson M.S., Doreau M. (2013). Évaluation de l'utilisation de l'eau en élevage. *Inra Productions Animales*, 26, 239 - 248.
- Curran M., de Baan L., De Schryver A.M., van Zelm R., Hellweg S., Koellner T., Sonnemann G., Huijbregts M.A.J. (2010). Toward Meaningful End Points of Biodiversity in Life Cycle Assessment†. *Environmental Science & Technology*, 45, 70-79.
- de Vries M., de Boer I.J.M. (2010). Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 128, 1-11.
- Dumont B., Farrugia A., Garel J., Bachelard P., Boitier E., Frain M. (2009). How does grazing intensity influences the diversity of plants and insects in a species rich upland grassland on basalt soils ?. *Grass and Forage Science*, 64, 92 -105.
- Dumont B., Rossignol N., Loucougaray G., Carrere P., Chadoeuf J., Fleurance G., Bonis A., Farrugia A., Gaucherand S., Ginane C., Louault F., Marion B., Mesleard F., Yavercovski N. (2012). When does grazing generate stable vegetation patterns in temperate pastures?. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 153, 50-56.
- Dollé J.B., Agabriel J., Peyraud J.L., Faverdin P., Manneville V., Raison C., Gac A., Le Gall A. (2011). Les gaz à effet de serre en élevage bovin : évaluation et leviers d'action. *Inra Productions Animales*, 24, 415 - 432.
- EPD-Environmental Product Declaration (2012). Product category rules-Meat of Mammals-Version 1.0, Sweden, p. 27.
- FAO (2006). *Livestock's long shadow, environmental issues and options*. Roma, p. 390.
- FIL (2010). A common carbon footprint approach for dairy. *Bulletin IDF*, 46p.
- Gac A., Tribot-Laspière P., Scislowski V., Lapasin C., Ponchant P., Guardia S., Nassy G., Chevillon P. (2012). Recherche de méthodes d'évaluation de l'expression de l'empreinte carbone des produits viande. *Collection Résultats*. Institut de l'Elevage, p. 130
- Gerber P.J., Steinfeld H., Henderson B., Mottet A., Opio C., Dijkman J., Falcucci A., Tempio G. (2013). Tackling climate change through livestock - A global assessment of emissions and mitigation opportunities. In: Nations, F.a.A.O.o.t.U. (Ed.). *FAO, Rome*, p. 139.
- Hoekstra A.Y. (2009). Human appropriation of natural capital: A comparison of ecological footprint and water footprint analysis. *Ecological Economics*, 68, 1963-1974.
- ISO (2006). Requirements and guidelines. In: Management, E. (Ed.), *Life Cycle Assessment*. European Committee for Standardization, Brussels, p. 20.
- Joint-Research-Centre, Sustainability, I.f.E.a. (Eds.) (2010). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment*. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Koch P., Salou T. (2014). *AGRIBALYSE : Rapport méthodologique - version 1.1*. In: ADEME (Ed.), Angers, France, p. 386.
- MacLeod M., Gerber P.J., Mottet A., Tempio G., Falcucci A., Opio C., Vellinga T., Henderson B., Steinfeld H. (2013). Greenhouse gas emissions from pig and chicken supply chains - A global life cycle assessment. In: Nations, F.a.A.O.o.t.U. (Ed.). *FAO, Rome*, p. 196 p.
- Mathevet R., Thompson J., Delanoë O., Cheylan M., Gil-Fourrier C., Bonnin M. (2010). La solidarité écologique : un nouveau concept pour la gestion intégrée des parcs nationaux et des territoires. *Natures Sciences Sociétés*, 18, 4, 424-433.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005). *Ecosystem and Human Well-being: A framework for Assessment*. Island Press, Washington DC.
- Nguyen T.T.H., Doreau M., Corson M.S., Eugène M., Delaby L., Chesneau G., Gallard Y., van der Werf H.M.G. (2013). Effect of dairy production system, breed and co-product handling methods on environmental impacts at farm level. *Journal of Environmental Management*, 120, 127-137.
- Opio C., Gerber P.J., Mottet A., Falcucci A., Tempio G., MacLeod M., Vellinga T., Henderson B., Steinfeld H. (2013). Greenhouse gas emissions from ruminant supply chains - A global life cycle assessment. In: Nations, F.a.A.O.o.t.U. (Ed.). *FAO, Rome*, p. 214 p.
- PAS 2050 (2008). *Guide to PAS 2050. How to assess the carbon footprint of goods and services*. British Standards Organisation, London, United Kingdom
- Pimentel D., Pimentel M. (2003). Sustainability of meat-based and plant-based diets and the environment. *Am. J. Clin. Nutr.*, 78, 660S-663S.
- Redlingshöfer B., Soyeux A. (2011). Pertes et gaspillages. In: Esnouf C., Russel M., Bricas N. (Eds.), *Pour une alimentation durable, Réflexion stratégique duALIne*. Quae Eds, Paris, pp. 143 - 163.
- Rockstrom J., Steffen W., Noone K., Persson A., Chapin F.S., Lambin E.F., Lenton T.M., Scheffer M., Folke C., Schellnhuber H.J., Nykvist B., de Wit C.A., Hughes T., van der Leeuw S., Rodhe H., Sorlin S., Snyder P.K., Costanza R., Svedin U., Falkenmark M., Karlberg L., Corell R.W., Fabry V.J., Hansen J., Walker B., Liverman D., Richardson K., Crutzen P., Foley J.A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, 461, 472-475.
- Schmidt J.H. (2008). Development of LCIA characterisation factors for land use impacts on biodiversity. *J. Clean Prod.*, 16, 1929-1942.
- Scohier A., Ouin A., Farrugia A., Dumont B. (2013). Is there a benefit of excluding sheep from pastures at flowering peak on flower-visiting insect diversity?. *Journal of Insect Conservation*, 17, 287-294.
- Tscharntke T., Clough Y., Wanger T.C., Jackson L., Motzke I., Perfecto I., Vandermeer J., Whitbread A. (2012). Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation*, 151, 53-59.