

INTRODUCTION

La préservation de l'environnement est actuellement au cœur des débats dans l'évolution des systèmes de production de viande bovine. Le défi des années futures réside dans la fourniture de produits carnés tout en assurant les performances sociales, économiques et environnementales, c'est-à-dire la durabilité des systèmes de production. Avec plus de 75 000 exploitations spécialisées en France, l'élevage bovin viande se caractérise par une grande diversité de systèmes de production tant sur les types d'animaux produits (animaux maigres et gras) qu'au niveau de sa localisation territoriale. Sa production, qui concourt à près de 65% des volumes de viande produits en France et aux exportations d'animaux (de l'ordre de 1 million de têtes), joue un rôle essentiel dans les territoires ruraux. Souvent pointé du doigt pour ses impacts sur le changement climatique, la qualité de l'air et de l'eau, l'élevage bovin contribue également à de nombreux services environnementaux : valorisation de surfaces en herbe souvent inconvertisibles en cultures, entretien du milieu, qualité des paysages, régulation du climat par le stockage de carbone, biodiversité,...

Les investigations conduites ces dernières années mettent en avant la nécessité d'élaborer des démarches d'évaluation globale et non uniquement focalisées sur un indicateur environnemental. L'analyse des performances environnementales doit donc être multifactorielle de manière à caractériser et évaluer les principaux systèmes d'élevage bovin viande aussi bien sur le plan de leurs pressions environnementales, que des services écosystémiques

associés. Sur cette base, il apparaît essentiel de développer des évaluations globales à l'échelle des systèmes de production, d'approfondir les connaissances sur les facteurs explicatifs de la variabilité des impacts environnementaux et des services rendus et de positionner les pratiques à mettre en œuvre dans les exploitations bovines. La méthodologie généralement mobilisée pour évaluer les impacts environnementaux est basée sur l'Analyse du Cycle de Vie (ACV). Des choix méthodologiques ont été opérés afin d'adapter cette méthode initialement développée pour les produits industriels, aux produits agricoles. Les fondements méthodologiques de cette approche permettent de préciser les impacts usuels de l'ACV (changement climatique, eutrophisation, acidification, ...), le périmètre de l'évaluation, les allocations entre coproduits, ... Appliquée à des systèmes de production contrastés et sur des situations présentant des niveaux d'optimisation différents, elle permet d'identifier les leviers d'action et d'en apprécier leur efficacité. Au-delà des indicateurs courants de l'ACV, les indicateurs associés à l'évaluation des services écosystémiques (biodiversité, régulation climatique, fertilité des sols, ...) présentent un potentiel intéressant d'élargissement de l'évaluation environnementale, mais ne sont aujourd'hui pas abordés par l'ACV. Cet article vise ainsi à dresser un inventaire des principaux impacts environnementaux et services écosystémiques et à faire un bilan des méthodologies et indicateurs pour l'évaluation des systèmes d'élevage bovin viande.

I. LES PRINCIPAUX IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX ET LES SERVICES ECOSYSTEMIQUES LIES A L'ELEVAGE BOVIN VIANDE

I.1. Changement climatique

Le changement climatique est associé à un accroissement dans l'atmosphère de la concentration en gaz à effet de serre (GES) qui nécessite de préciser les impacts de l'activité d'élevage bovin sur le climat. Les mécanismes conduisant aux émissions de GES en élevage sont complexes et imbriqués. On considère que toutes les émissions de gaz carbonique (CO₂) et d'eau liées à la respiration des végétaux et des animaux sont « biogéniques » et ne constituent pas une contribution additionnelle à l'effet de serre. En revanche, le protoxyde d'azote (N₂O) et le méthane (CH₄), de même que le gaz carbonique (CO₂) issu de la combustion des carburants fossiles, sont « anthropiques » et doivent à ce titre être gérés comme les émissions des autres activités humaines. En agriculture, les émissions de méthane proviennent principalement de la fermentation des aliments dans le rumen

(fermentation entérique) et de la fermentation des déjections (fumiers et lisiers). Les émissions de protoxyde d'azote proviennent (i) du stockage des effluents au bâtiment et dans les ouvrages de stockage, et (ii) des sols suite à l'épandage de l'azote (organique et minéral) et aux restitutions au pâturage. Les émissions de dioxyde de carbone ont pour source la consommation directe de carburant sur la ferme et la consommation indirecte d'énergie nécessaire à la fabrication/transport des intrants (électricité, carburant et engrais).

En 2013, l'agriculture française a émis 18,6% des émissions de GES nationales, soit 88 millions de tonnes de CO₂ eq (CITEPA, 2014). Au sein du secteur agricole, le CITEPA évalue la contribution de l'élevage de ruminants (les animaux et leurs déjections) à 8% des émissions nationales.

I.2. Qualité de l'air

Au travers des émissions de particules et d'ammoniac, l'agriculture et l'élevage jouent un rôle sur la qualité de l'air vis-à-vis de la santé humaine et de l'incidence sur l'environnement. Les émissions d'ammoniac sont en partie responsables de l'acidification et de l'eutrophisation des milieux. L'ammoniac est également un précurseur de particules qui affectent l'espérance de vie. L'Organisation Mondiale pour la Santé a décrit une baisse de l'espérance de vie de près de 8 mois en Europe en lien avec les fortes concentrations de particules fines dans l'air.

En France, l'agriculture contribue à hauteur de 97% aux émissions nationales d'ammoniac (CITEPA, 2014). Au sein de l'agriculture, les émissions ont pour principale origine l'élevage qui contribue à hauteur de 77% des émissions du secteur, le solde provenant des cultures (épandages de fertilisants organiques et minéraux). Au sein de l'élevage, des disparités sont également observables avec une contribution majoritaire des bovins (68% des émissions d'ammoniac liées à l'élevage en moyenne sur la période 1990-2010) du fait des effectifs présents en France, les élevages avicoles et porcins se partageant les deux autres contributions principales.

I.3. Qualité de l'eau

La qualité de l'eau repose entre autre sur la teneur en nitrates, rencontrée dans les eaux souterraines et de surface. Combinés au phosphore, ces nitrates sont à l'origine du phénomène d'eutrophisation (augmentation des éléments nutritifs dans l'eau) provoquant ainsi un développement d'algues dans les rivières, lacs et estuaires, avec pour conséquence une dégradation de la qualité des eaux par appauvrissement en oxygène. En agriculture, le potentiel d'eutrophisation incombe essentiellement au lessivage de l'azote et au ruissellement du phosphore, associé aux apports de déjections organiques et d'engrais minéraux. Pour cela l'élevage s'est emparé de cette question dans les années 1990 afin de réduire les pertes azotées et phosphatées liées à la gestion des déjections. En France, les zones sensibles à l'eutrophisation sont pour l'essentiel classées en zones vulnérables (44% du territoire) par la Directive Nitrates. Cette directive qui vise à lutter contre la pollution par les nitrates

I.4. Les services environnementaux

Suite à une évolution des attentes de la société vis-à-vis de l'agriculture, l'activité agricole n'apparaît plus comme étant limitée à sa seule fonction productive, et les politiques visent désormais à valoriser aussi d'autres fonctions environnementales et sociales (Duvernoy et *al.*, 2005 ; McCarthy, 2005). Définis comme l'ensemble des contributions productives, environnementales, sociales et culturelles fournies à la société, les services écosystémiques font suite au concept défini par le Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005). Cette notion vise ainsi à redéfinir les contours d'une agriculture durable, utilisatrice et productrice de services écosystémiques. Même s'il convient de prendre en considération les synergies ou antagonismes entre les services, nous nous limiterons ici aux services écologiques en lien avec l'évaluation de la performance environnementale de l'élevage, à savoir, le maintien de la fertilité des sols, le stockage de carbone et la biodiversité (Ryschawy et *al.*, 2013, Chevassus-au-Louis et *al.*, 2009).

La fertilité des sols est un définie comme la capacité des sols à fournir des éléments nutritifs essentiels pour la croissance des plantes cultivées, à soutenir une activité biologique et assurer une structure favorable (Maeder et *al.*, 2002). Elle résulte d'un ensemble de processus biologiques permettant la décomposition des matières organiques et donc la quantité de nutriments mis à disposition des plantes. Les matières organiques occupant une position centrale dans cette approche de la fertilité, leur décomposition/minéralisation est un processus majeur qui résulte de l'enchaînement de plusieurs transformations réalisées par des activités enzymatiques microbiennes. Ces activités enzymatiques peuvent s'avérer être de bons indicateurs de la fertilité (Petitjean et *al.*, à paraître). La fertilité des sols est également conditionnée par des facteurs physiques, chimiques, climatiques et les pratiques culturales associées. Selon Fardeau (2006), la fertilité intrinsèque des sols rend compte actuellement de 20 à 25 % du rendement et les pratiques agricoles (énergie, engrais, pesticides,...) rendent compte de 75 à 80 %.

La notion de biodiversité est quant à elle très complexe et relève de deux composantes généralement utilisées. L'une, qualifiée de « remarquable », correspondant à des entités (des gènes, des espèces, des habitats, des paysages) que la société a identifiées comme ayant une valeur intrinsèque et fondée. L'autre, qualifiée « d'ordinaire » n'a pas de valeur intrinsèque identifiée comme telle mais, par l'abondance et les multiples

d'origine agricole précise les principes à mettre en œuvre pour assurer la protection des eaux.

Au-delà de la pollution des eaux par les nitrates, l'élevage bovin doit également intégrer la problématique de la pollution par les pesticides. Premier producteur agricole Européen (28,4 millions d'hectares de Surface Agricole Utile (SAU), 22% de la SAU européenne), la France est également le premier consommateur de produits phytosanitaires (pesticides) en Europe (et le 3^{ème} consommateur mondial). Le monde de l'élevage, dont les exploitations regroupent 64% de la SAU nationale et 48% des terres labourables, est concerné par cette thématique, notamment les systèmes de polyculture-élevage qui associent cultures de vente et cultures à destination des ateliers animaux et dont la mobilisation de pesticides est inférieure comparativement aux grandes cultures (Chartier et *al.*, 2015).

interactions entre ses entités, contribue à des degrés divers au fonctionnement des écosystèmes et à la production des services qu'y trouvent nos sociétés (Chevassus-au-Louis, 2009). La biodiversité ordinaire étant principalement influencée par des facteurs agronomiques et paysagers, nous nous attacherons à développer uniquement cet aspect de la biodiversité en lien avec l'évaluation environnementale des systèmes d'élevage. Sur ce volet il ressort notamment que les effets positifs du paysage sur la diversité floristique et faunistique sont expliqués par la mosaïque formée par l'occupation des sols agricoles mais surtout par le maillage de zones non agricoles formés par les bois, les mares et les prairies naturelles (Duelli et *al.*, 1997). Les pratiques agricoles influencent également l'état de la biodiversité floristique et faunistique. Ainsi, l'augmentation de la fertilisation entraîne une diminution de la diversité spécifique végétale (White et *al.*, 2004) ainsi que de la richesse spécifique floristique. L'augmentation de la fertilisation azotée de la prairie favorise par exemple la présence des graminées au détriment des légumineuses et la richesse spécifique des plantes est plus importante dans des prairies pâturées que dans des prairies non pâturées (Schoier et Dumont, 2012).

Le stock de carbone dans les sols et les flux de carbone sont liés à un changement d'utilisation des sols ou à un changement de pratiques. On parle de changement d'utilisation des sols lorsqu'un sol non agricole est transformé en sol agricole ou lorsqu'un changement notoire d'utilisation agricole est intervenu. Une expertise collective menée par l'INRA (Arrouays et *al.*, 2002) a ainsi permis de mettre en évidence les niveaux moyens de stockage/déstockage observés en France suite à une conversion des terres. Par ailleurs, dans des situations « stabilisées » sans changement notoire d'utilisation des sols, certains auteurs (Watson et *al.*, 2002) spécifient que la teneur en matière organique du sol atteint un équilibre y compris sur des sols prairiaux où le flux annuel de carbone serait nul. Néanmoins, plusieurs publications (Bellamy et *al.*, 2005 ; Soussana et Lüscher, 2007 ; Smith et *al.*, 2007) mettent en évidence la présence d'un flux annuel de carbone sur des surfaces en prairies de longue durée. Des travaux sur le stockage de carbone sous prairies menés dans le cadre des projets européens GreenGrass (Soussana et *al.*, 2007) et CarboEurope (Schulze et *al.*, 2009) montrent par ailleurs que la productivité primaire brute des prairies est comparable à celle des forêts en Europe.

Enfin, il ne faut pas négliger le stockage de carbone sous les haies et les bosquets, très fréquemment rencontrés dans les exploitations d'élevage. Leur surface qui peut représenter entre 10 et 15% de la surface agricole des exploitations (Gac *et al.*, 2010) constitue un enjeu important. L'ensemble de ces

éléments plaide pour raisonner en termes de bilan net sur le changement climatique, en considérant à la fois les sources de GES et leur compensation par les puits de carbone (Soussana *et al.*, 2010).

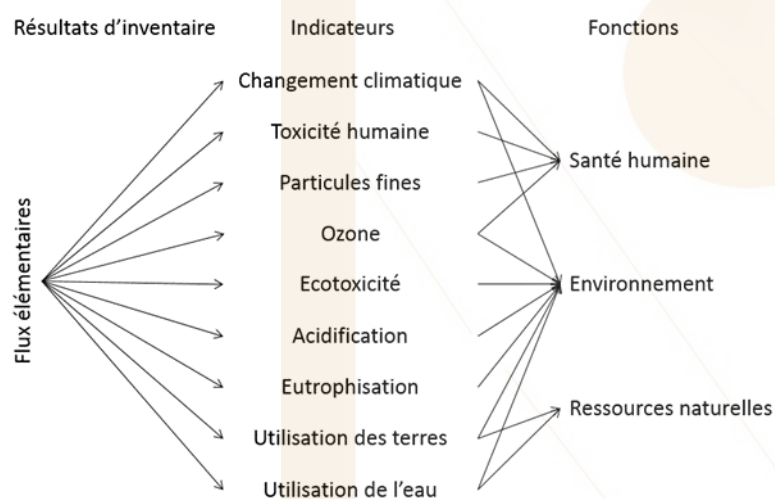
II. ANALYSES DES METHODOLOGIES ET RESULTATS D'EVALUATION DES IMPACTS EN ELEVAGE BOVIN VIANDE

II.1. Les indicateurs usuels de l'ACV

Pour caractériser les impacts environnementaux, la communauté scientifique s'accorde sur la mobilisation de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) initialement développée pour le secteur industriel et adaptée en agriculture dans les années 1990. Le but d'une Analyse de Cycle de Vie est de lister et d'évaluer quantitativement les conséquences environnementales d'un système de production de biens ou de services. Les normes internationales ISO 14040 et ISO 14044 (2006) définissent les principes, le cadre méthodologique et

la communication liés à l'ACV. Une des caractéristiques majeures de l'ACV réside dans la proposition d'un ensemble d'indicateurs environnementaux visant l'écoconception des produits. Ce caractère multicritère permet de proposer un large panel de conséquences environnementales de l'activité étudiée (Figure 1). Ainsi l'ACV permet de mettre en évidence les étapes du cycle de vie d'un produit les plus impactantes, d'éviter les transferts d'impact d'une étape du cycle de vie à une autre, d'une région à une autre et d'un impact à un autre.

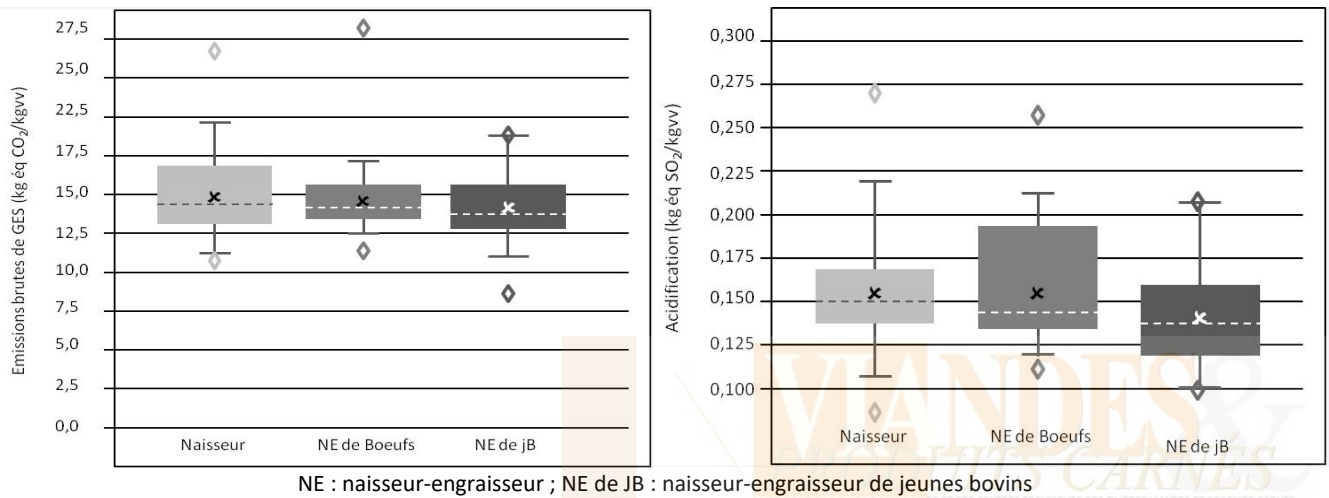
Figure 1 : Indicateurs d'impacts environnementaux (adapté de Hauschild *et al.* 2015)



Une majorité d'études portant sur l'impact environnemental de l'élevage utilisent les catégories d'impact telles que le changement climatique, l'eutrophisation, l'acidification, l'utilisation des terres et les consommations d'énergie. Concernant ces indicateurs environnementaux « courants » de l'ACV, il existe aujourd'hui un consensus scientifique et un certain nombre de guides et de normes qui donnent maintenant la marche à suivre pour ce type d'analyse. Au niveau international, des groupes de travail ont été constitués, afin d'harmoniser les pratiques en matières d'analyse du cycle de vie des produits d'élevage. C'est notamment le cas de la Fédération Internationale Laitière qui a publié un guide méthodologique d'évaluation de l'empreinte carbone du lait (FIL, 2010). De son côté, la FAO a lancé l'initiative LEAP (2015), un partenariat pour l'évaluation et la performance environnementale de l'élevage, rassemblant chercheurs et représentants de filières de plusieurs pays et qui donne lieu à la publication de lignes directrices pour la réalisation d'ACV dans le secteur de l'élevage (notamment alimentation animale, gros ruminants, petits ruminants).

Une des questions posées par la mise en œuvre de l'ACV dans le domaine agricole concerne le mode d'expression des résultats ou unité fonctionnelle. Associée au processus de production d'un produit, l'unité généralement retenue est la quantité de produit, exprimée souvent en poids ou unité de volume (kg de produit brut, kg de matière sèche, kg de viande, litre de lait). Il peut également s'agir d'une unité relative à un critère de qualité ou à une fonctionnalité recherchée (kg de protéines, kcal d'énergie brute, MJ d'énergie potentielle, etc.). Des travaux récents permettent ainsi une évaluation des émissions de GES et de l'empreinte carbone ainsi que des émissions d'ammoniac et de l'empreinte acidification des systèmes de production en France. Ramenées à la viande produite, les impacts carbone et acidification s'élèvent respectivement en moyenne à 14,3 kg CO₂ eq / kg de poids vif et 0,16 kg eq SO₂/kgvv (Dollé *et al.*, 2015). Les écarts observés entre types de systèmes dépendent des pratiques en lien avec les types d'animaux commercialisés et leur âge. Quel que soit le type de système, la variabilité intra-système (Figure 2) représentée par les valeurs minimales et maximales rencontrées sur l'échantillon d'exploitations, est importante.

Figure 2 : Empreintes carbone et acidification de la viande de 3 systèmes de production en France au portail de la ferme (Dollé et al., 2015 - IDELE traitement des données Inosys 2012)

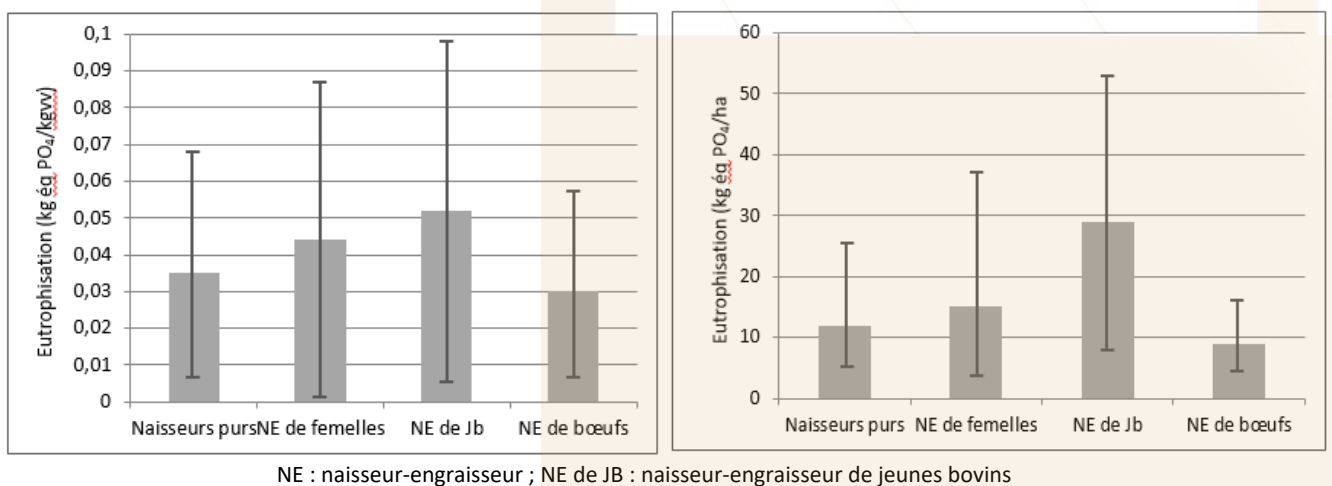


Cette variabilité n'est pas toujours liée à la mise en œuvre de pratiques spécifiques visant à réduire les émissions de GES et d'ammoniac, mais surtout à l'efficacité des exploitations. Les différences observées sont ainsi associées à une meilleure conduite des effectifs (faible nombre d'animaux improductifs) et gestion de l'alimentation du troupeau (ajustement des apports aux besoins), à une gestion plus fine des cultures et des prairies (meilleur rendement et bonne qualité fourragère) et des pratiques d'apports des fertilisants organiques et minéraux ajustée au potentiel de rendement.

Des investigations conduites sur un même échantillon d'exploitations pour l'évaluation de l'impact eutrophisation relatif au risque de dégradation de la qualité de l'eau, posent la question de l'unité fonctionnelle employée en ACV. L'unité fonctionnelle – kg de produit –, en relation avec la fonction de production, ne donne pas une information suffisante sur les conséquences locales de l'activité de

production. Les impacts environnementaux des systèmes agricoles déterminés par une ACV qui s'arrête à la porte de l'exploitation peuvent pour cela être également exprimés par unité de surface. Dans ce cas, les systèmes agricoles peuvent être également jugés et comparés sur leur capacité à limiter la pression exercée sur le milieu. Ceci est particulièrement vrai pour l'indicateur eutrophisation (Figure 3), l'impact ramené au kg de produit ne renseignant pas précisément de la pression notamment azotée appliquée sur les surfaces mobilisées. C'est pourquoi certains systèmes très efficaces à l'animal et au produit pourraient avoir un faible impact eutrophisation au kg de produit alors que le niveau de chargement, à l'origine d'une pression élevée, pourrait présenter un risque sur la qualité de l'eau au niveau local. C'est pourquoi l'unité fonctionnelle ne doit pas être figée mais refléter le risque potentiel de l'activité. Dans ce cas les systèmes agricoles peuvent être également jugés et comparés sur leur capacité à limiter leurs impacts environnementaux sur le milieu.

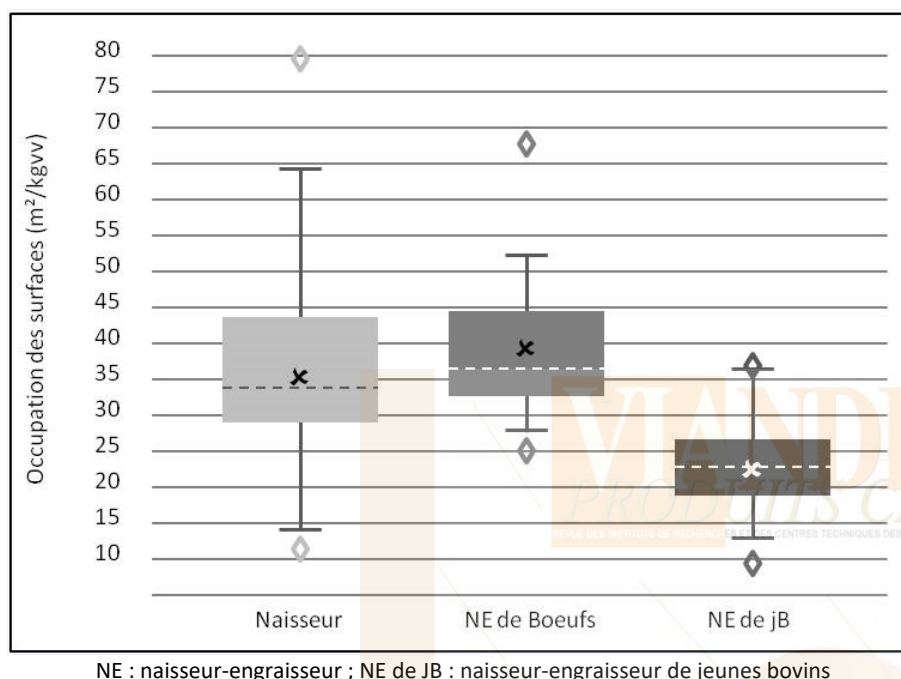
Figure 3 : Impact eutrophisation de la viande de 4 systèmes de production en France au portail de la ferme (Dollé et al., 2015 - IDELE traitement des données Inosys 2012)



Cette question de l'unité fonctionnelle est encore plus vraie dès lors que l'on parle de l'indicateur utilisation des terres ou surfaces mobilisées telles que définies dans l'ACV. Pris isolément et avec un objectif de limiter la mobilisation de surface en vue de satisfaire la demande mondiale alimentaire, cet indicateur peut conduire à privilégier des systèmes peu mobilisateurs de surface, souvent plus intensifs, au détriment de systèmes gourmands en surface mais aussi plus extensifs,

tels que les systèmes naisseurs comparativement aux systèmes naisseurs engraisseurs (Figure 4). C'est particulièrement ce que mettent en évidence Mueller et al., 2013 en comparant des systèmes laitiers conventionnel et biologique. Alors que le système biologique requière deux fois plus de surface de production, les impacts environnementaux sont plus de deux fois moindre.

Figure 4 : Impact occupation des surfaces (Moreau et al. 2013 - IDELE traitement des données Inosys 2012)



D'autres indicateurs complémentaires à ceux mobilisés dans l'ACV sont pour cela nécessaires afin de mettre en évidence la relative compétition entre l'alimentation animale et l'alimentation humaine. C'est ce que permet l'indicateur de « Human-Edible Feed Conversion Efficiency » (Wilkinson, 2011 ; Ertl et al., 2015) qui mesure l'efficacité de conversion des ressources végétales consommables par les humains (une partie des grains de céréales et des protéagineux) en produits animaux consommables (lait, viande). Cet indicateur vise à estimer la contribution réelle et nette de l'élevage à la production alimentaire (protéique ou énergétique) pour l'être humain en écartant volontairement du calcul de l'efficacité les aliments consommés par les animaux qui ne sont pas

consommables par l'être humain (fourrages, coproduits...). Alors que 85% des aliments consommés par les bovins en France (Devun et al., 2012) sont des fourrages, que 66% des aliments consommés par les bovins en France (Devun et al., 2012) sont associés aux prairies et que les terres utilisées pour alimenter les troupeaux de ruminants ne sont pas toutes des terres arables et donc utilisables pour des productions directement destinées à l'alimentation humaine, cet indicateur permet de mieux appréhender l'efficacité alimentaire du système d'élevage et d'estimer la contribution réelle et nette de l'élevage à la production alimentaire (protéique ou énergétique) pour l'être humain.

II.2. Les indicateurs de la biodiversité et des services écosystémiques

Les spécificités agricoles, qui font référence à la notion de surface utilisée et à la capacité de l'agriculture à rendre cette surface multifonctionnelle et fertile mettent en évidence la nécessité d'associer une seconde dimension au bilan environnemental relevant de la biodiversité et des services écosystémiques. Cet enjeu est difficile à étudier puisque la biodiversité et les services écosystémiques intègrent un grand nombre de dimensions (espèces, habitats) et qu'il n'existe actuellement aucun indicateur faisant explicitement référence à cette problématique dans les méthodes conventionnelles de l'ACV des produits.

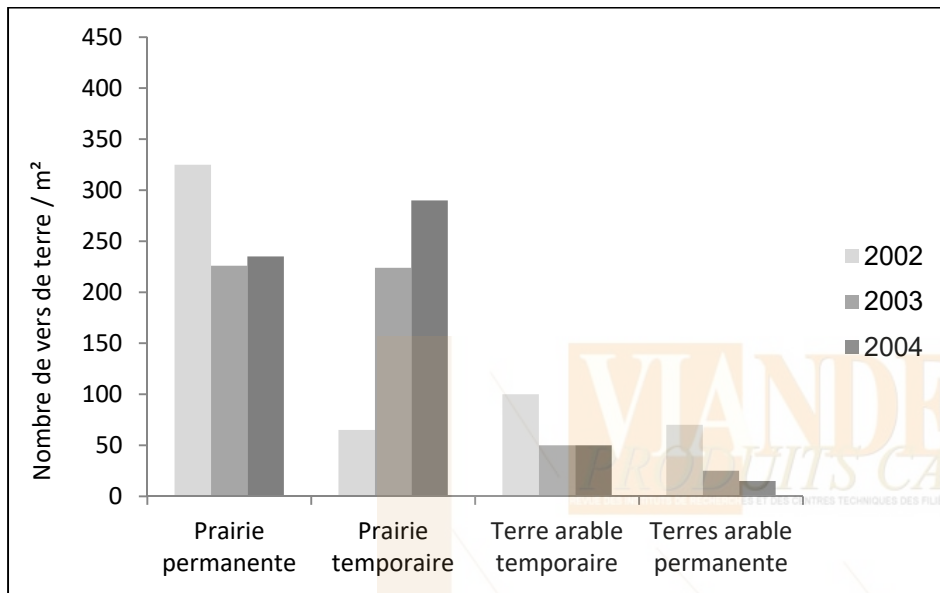
A la différence de l'ACV qui vise à quantifier les impacts négatifs d'une activité sur l'environnement, l'analyse des services écosystémiques vise à évaluer les contributions positives. Toutefois, selon les modes de transformation et d'utilisation des terres (intensité de la production, nature des pratiques) et les conditions écologiques locales, les impacts de l'élevage sur les services environnementaux peuvent être négatifs ou positifs.

De nombreuses investigations ont ainsi cherché à mettre en évidence les indicateurs permettant d'approcher la contribution de l'agriculture, notamment des pratiques

associées à l'activité d'élevage à la biodiversité et aux services écosystémiques. Des travaux ont notamment été conduits afin de fournir des méthodes pour estimer des valeurs économiques de la biodiversité et des services écosystémiques (Barnaud et al., 2005 ; Chevassus-au-Louis et al., 2009). Toutefois, les méthodes traditionnelles d'évaluation économique sont confrontées à nombres d'éléments souvent difficiles à quantifier économiquement, tels que les services de régulation ou les services culturels liés aux écosystèmes. De plus ces évaluations sont liées à la perception des différents acteurs et l'importance qu'ils donnent aux multiples services. Nous nous attacherons ici à décrire les travaux qui ont permis d'identifier un certain nombre d'indicateurs physiques permettant d'approcher la biodiversité et les services écosystémiques.

Pour apprécier la qualité biologique des sols, Van Eekeren et al., (2008) ont évalué plusieurs indicateurs dont la biomasse de vers de terre présente dans les sols. Ces auteurs mettent en évidence l'effet positif des prairies permanentes et temporaires sur l'abondance en vers de terre (Figure 5) comparativement aux cultures annuelles.

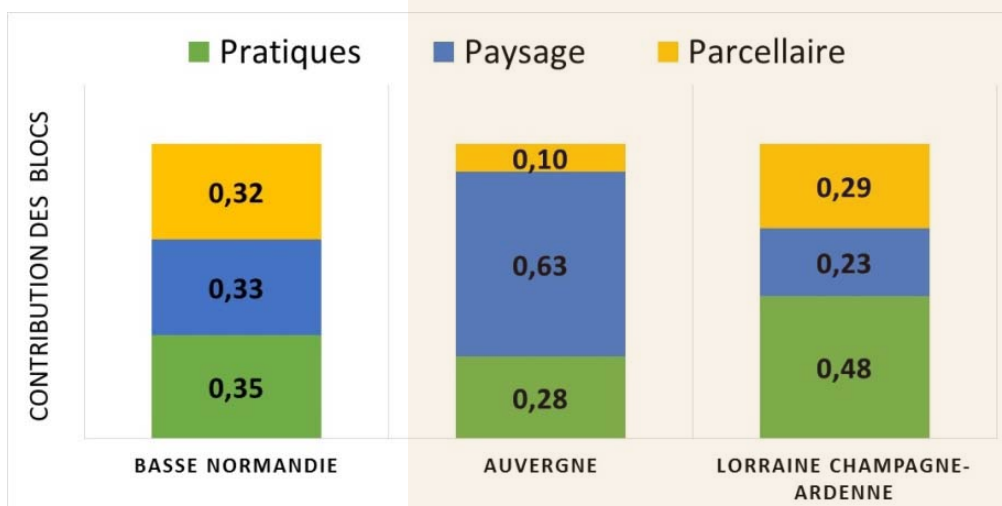
Figure 5 : Abondance en vers de terres selon différents modes d'occupation des terres et variabilité interannuelle (d'après Van Eekeren *et al.*, 2008)



Fonte *et al.* (2012) utilisent des indicateurs de la fertilité des sols qui considèrent aussi bien la disponibilité des nutriments que le fonctionnement du sol et les services écosystémiques qu'il fournit. Selon Piutti *et al.* (2015), la fertilité des sols ne doit ainsi pas être réduite à une quantification statique du pool d'éléments nutritifs assimilables indépendamment de la prise en compte des composantes fonctionnelles, chimique (fourniture des éléments nutritifs disponibles en quantité suffisantes), biologique (abondance, diversité et activité des êtres vivants) et physique de la fertilité. Les composantes biologiques des sols, en particulier les microorganismes des sols, sont peu pris en compte pour caractériser la fertilité alors que ces derniers régulent les processus biologiques et assurent la décomposition de la matière organique. Les résultats des travaux en cours mettent également en évidence le rôle bénéfique des prairies temporaires et permanentes sur les activités enzymatiques microbiennes de dégradation des polymères constitutifs des matières organiques des sols et donc sur le niveau de fertilité des sols (Petitjean *et al.*, à paraître).

Sur le plan de la biodiversité, les infrastructures agroécologiques (IAE) comme les haies, les arbres isolés ou les buissons, qui sont des habitats clés pour beaucoup d'espèces d'oiseaux (nidification, alimentation, protection), sont de bons indicateurs des services rendus. La qualité de la connectivité des IAE est également capitale pour appréhender la circulation des espèces (Hendrickx *et al.*, 2007) qui assure un brassage génétique au sein même des espèces présentes (Manneville *et al.*, 2016). Ainsi, la proportion d'IAE, leur diversité respective (Aavik et Liira, 2009), leur répartition dans l'espace et leur qualité (Boller *et al.*, 2004) déterminent la richesse biologique d'un paysage. Manneville *et al.*, (2016) ont ainsi mis en évidence la contribution globale du paysage, des pratiques agricoles et de la structure parcellaire à la biodiversité ordinaires (Figure 6). Par ailleurs, il a été observé que les effets négatifs de certaines pratiques agricoles sur la richesse spécifique des espèces sont souvent atténués lorsque la densité des IAE est supérieure à 6% (Manneville *et al.*, 2015).

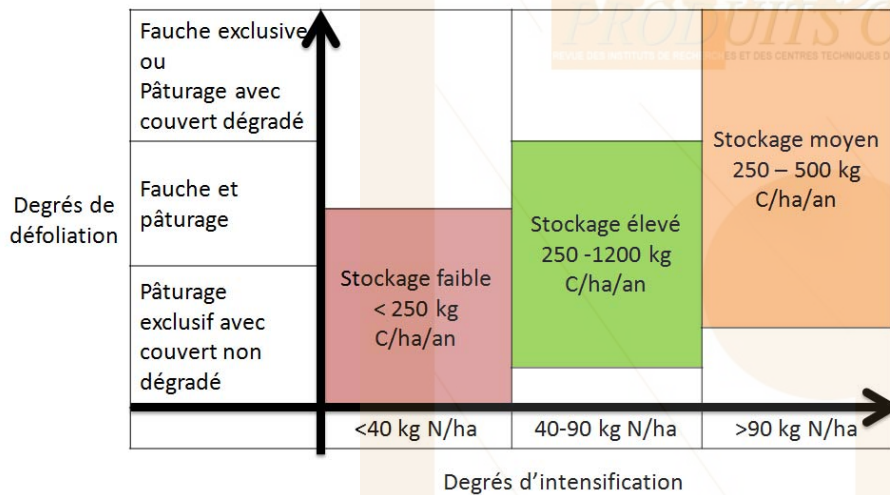
Figure 6 : Poids des effets des pratiques, contextes paysagers et structures parcellaires sur la richesse spécifique des chiroptères en % (Manneville *et al.*, 2016)



Concernant le stockage/déstockage de carbone, les indicateurs généralement utilisés sont à la fois le stock de carbone dans les sols et les flux annuels de carbone. Il est ainsi mis en évidence des stocks de carbone différents selon le mode d'occupation des sols avec des niveaux de stocks deux fois supérieurs dans les zones d'élevage disposant de prairies comparativement aux zones de grandes cultures (Arrouays et al., 2002). Par ailleurs les mêmes auteurs mettent en évidence que la conversion d'une forêt en prairies ou en cultures, ou d'une prairie en cultures, se traduit par des émissions de gaz carbonique allant jusqu'à 4,6 tonnes CO₂/ha/an et de protoxyde d'azote associées à une décomposition de la matière organique contenue dans les sols. Inversement, le

passage d'un sol cultivé à une prairie se traduit par une séquestration du carbone dans les sols représentant de 0,84 à 2,75 tonnes CO₂/ha/an. Des travaux récents sur le stockage de carbone menés dans le cadre des projets européens GreenGrass (Soussana et al., 2007) et CarboEurope (Schulze et al., 2009) montrent que les prairies permanentes constituent des puits nets pour le CO₂ atmosphérique, stockant de 500 à 1200 kg C/ha/an selon les modalités de gestion. Ainsi, les pratiques agricoles, tel que le chargement animal, le mode de récolte (fauchage, pâturage, ...), le niveau de fertilisation minérale et organique, sont autant d'éléments qui vont influencer sur le flux annuel de stockage de carbone des prairies permanentes (Figure 7).

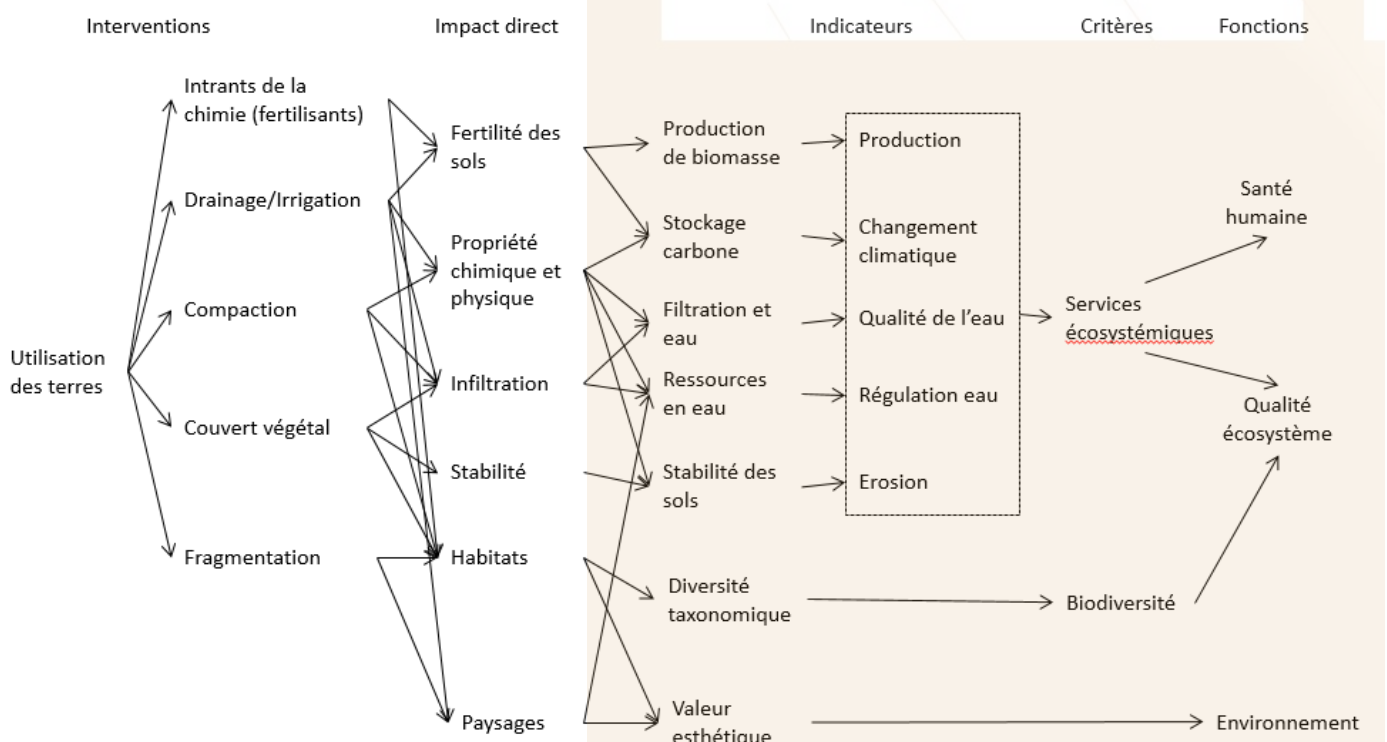
Figure 7 : Stockage annuel de carbone des prairies permanentes (Dollé et al., 2013 adapté de Arrouays et al., 2002 ; Soussana et al., 2004 ; Soussana et Luscher, 2007 ; Klumpp et al., 2010 ; Mudge et al., 2011 ; Farrugia et al., 2012)



Sans être exhaustive, cette analyse met en relief que de nombreux indicateurs issus d'une mesure, d'une observation, d'un calcul sont aujourd'hui disponibles pour qualifier les services écosystémiques. La Figure 8 synthétise les effets

multifactoriels des interventions et du contexte de production sur la biodiversité et les services écosystémiques. Elle met également en évidence la complexité autour de ces notions et les besoins de cadrages méthodologiques.

Figure 8 : Cadre d'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques (adapté de Hauschild et al., 2015)



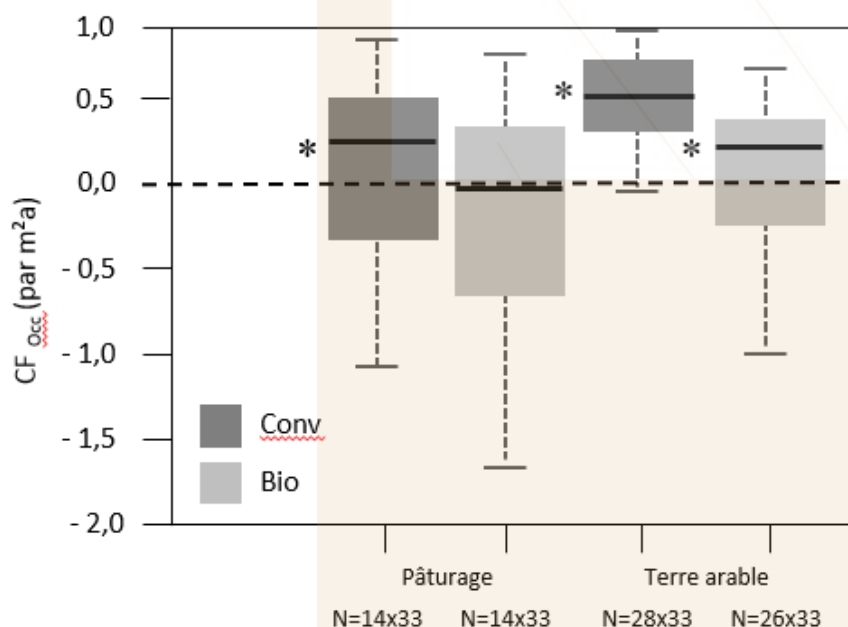
Jusqu'à aujourd'hui, l'évaluation des services écosystémiques est éloignée de l'approche ACV et l'indicateur « Utilisation des terres » issu du cadre de l'ACV, qui se caractérise prioritairement comme un indicateur de dommage, reste incomplet en termes de prise en compte de la biodiversité et des services écosystémiques (stockage de carbone, biodiversité, fertilité des sols). Par ailleurs il n'intègre pas la dynamique et les interactions complexes entre espèces au sein d'écosystèmes emboîtés. Compte tenu de la multifonctionnalité des écosystèmes, la question est aujourd'hui de savoir si cette approche des services écosystémiques est compatible avec l'ACV de manière à refléter l'ensemble des impacts environnementaux mais également ceux en lien avec la biodiversité et les autres services environnementaux.

Plusieurs pistes de travail existent afin de croiser les approches écosystémiques et ACV. De l'utilisation de plusieurs unités fonctionnelles à la mobilisation de clés d'allocation entre le produit et le service rendu, une des approches présente dans la bibliographie repose sur l'introduction de facteurs de caractérisation des services écosystémiques dans l'ACV (Koellner et al., 2013). La mobilisation d'indicateurs multiples exprimant la qualité de l'écosystème en matière de biodiversité, de paysage ou de service doivent permettre de qualifier l'impact d'une activité sur l'écosystème. Basée sur la richesse spécifique de différents taxons, sur des quantités de carbone stockées, ces facteurs de caractérisation permettent de qualifier les différents modes d'utilisation des terres. Deux types de facteurs de caractérisation sont ainsi calculés selon qu'il s'agisse de transformation du sol ou d'utilisation du sol (Lindeijer et al., 2002 ; Mila i Canals, 2007). Le processus de transformation fait référence à une modification des

propriétés du milieu faisant suite à un changement notable de destination (déforestation / reforestation, retournement / implantation de prairies, ...). La durée de la période considérée doit être suffisante pour considérer la transformation dans son ensemble et le temps nécessaire pour régénérer les contributions écosystémiques de la situation de référence. Par défaut, les propositions de l'IPCC à 20 ans, 100 ans et 500 ans pour l'équivalence CO₂ semblent acceptables si applicables dans les conditions du milieu (IPCC 1996). Les impacts devant être alloués aux produits finaux, il convient également d'allouer ou amortir les impacts liés à la transformation des sols. Comme proposé par l'IPCC, l'allocation des impacts à 20 ans semble être un bon compromis entre une allocation à la première année qui ne considérerait pas la lenteur du processus et une allocation sur des temps longs qui masquerait la transformation. Le processus d'utilisation des sols se réfère quant à lui aux pratiques mises en œuvre pour assurer la production et pouvant avoir un impact positif ou négatif sur l'écosystème. Plusieurs auteurs ont aujourd'hui proposé un certain nombre de facteurs de caractérisation qui restent néanmoins génériques et très globaux (Maïa de Souza et al., 2013) ou alors très ciblés à un contexte de production d'une micro zone (Koellner et al., 2008).

La somme des impacts liés à la transformation et/ou à l'occupation permet ainsi de quantifier le dommage potentiel sur l'écosystème, basé sur la différence d'impact sur la qualité de l'écosystème entre la situation actuelle et une situation de référence, compte tenu des types d'utilisation des sols considérés. La combinaison des impacts liés à la transformation et/ou l'utilisation peuvent ainsi se traduire par des impacts négatifs ou des bénéfiques pour l'écosystème (Figure 9).

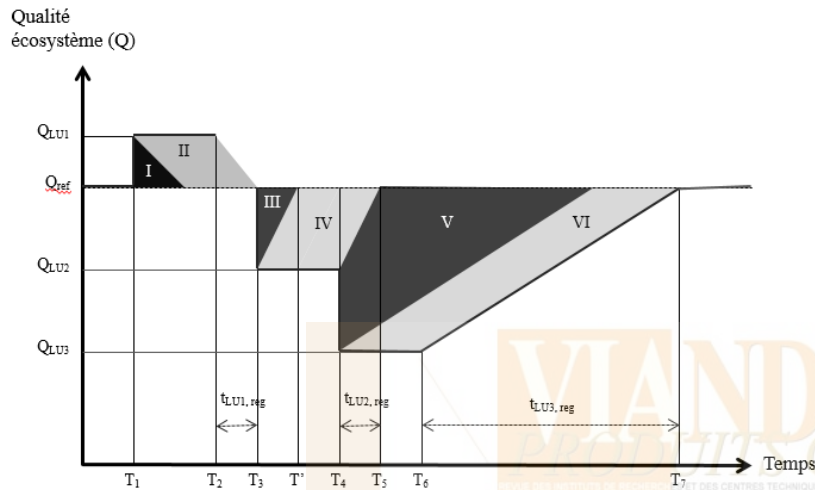
Figure 9 : Exemple des facteurs de caractérisation d'occupation couplant mode d'utilisation des sols et pratiques agricoles (Mueller et al., 2013)



Aux pratiques mises en œuvre et aux facteurs de transformation et/ou d'occupation associés, il est également envisageable de considérer l'évolution temporelle de la contribution aux services écosystémiques compte tenu des cinétiques de dégradation et/ou de régénération (Figure 10).

Il est ainsi possible d'évaluer dans la durée la contribution d'une surface donnée aux services écosystémiques, ceci comparativement à la situation de référence qu'il convient au préalable de définir.

Figure 10 : Illustration simplifiée de l'incidence des facteurs de transformation et occupation selon le temps de régénération et les pratiques I à VI mises en œuvre (adapté de Koellner et al., 2013)



III. DISCUSSION

La vocation de l'ACV est la quantification des impacts et l'écoconception des produits afin de réduire les impacts aux différents stades du cycle de production. Un certain nombre d'avancées scientifiques ont permis d'adapter l'ACV à l'agriculture. Même si les indicateurs usuels de l'ACV (changement climatique, acidification, ...) semblent appropriés et répondre aux objectifs des acteurs, il reste un certain nombre d'écueils vis-à-vis de plusieurs indicateurs davantage liés aux conditions locales de production (eutrophisation, ...) pour lesquels se pose la question des unités fonctionnelles et/ou de la localisation des impacts. La limite réside également dans l'analyse monocritère, parfois mobilisée et qui ne reflète pas tous les impacts potentiels. Une telle analyse peut en effet conduire à des transferts de pollution d'un compartiment à un autre ou d'une région à une autre. Même si la méthode consiste à dresser des bilans exhaustifs des flux entrants (consommation de ressources naturelles et d'énergie) et des flux sortants (émissions vers l'air, l'eau, les sols, les déchets) puis à associer ces flux à des impacts environnementaux potentiels, celle-ci est focalisée sur les dommages causés à l'environnement et ne permet pas encore d'appréhender l'impact (positif ou négatif) sur la biodiversité et les services écosystémiques.

Compte tenu de la complexité de mesure de la biodiversité et la production d'indicateurs synthétiques des services écosystémiques applicables à l'échelle de systèmes, il n'existe aujourd'hui pas « d'indicateurs simples » comme le carbone par exemple. La biodiversité et les services écosystémiques recouvrent un champ très large qui va des gènes aux écosystèmes ; ce qui induit une complexité considérable dans l'évaluation qui ne peut se traduire à une unité de mesure unique. Toutefois de nombreux indicateurs permettant de mesurer les impacts sur la biodiversité et les services écosystémiques voient le jour et permettent dorénavant de caractériser l'incidence d'une transformation de l'utilisation des terres ou d'un changement de pratiques.

Les deux approches ont le même but et sont complémentaires mais se pose ainsi la question de l'évaluation environnementale dans sa globalité. Faut-il traduire l'évaluation environnementale par une combinaison des deux méthodes avec d'un côté les impacts de l'ACV et de l'autre la biodiversité et les services écosystémiques avec la difficulté représentée par le périmètre de l'analyse,

l'expression des résultats,... Faut-il intégrer l'analyse de la biodiversité et des services écosystémiques dans l'ACV et faire en sorte de faire converger les deux approches. Quelle que soit la solution retenue, il existe aujourd'hui d'importants besoins de développement de méthodes, de base de données,...

Dans la pratique, les deux approches requièrent plusieurs niveaux d'information (Koellner et al., 2013 ; Mueller et al., 2014) :

- localiser les impacts, c'est-à-dire indiquer dans les résultats où les pressions se situent géographiquement ;
- effectuer une différenciation régionale et selon le type de sols dans la mesure où la même utilisation des terres peut avoir un impact très différent selon la localisation géographique ;
- choisir des indicateurs pertinents (richesse spécifique faunistique et floristique, fertilité des sols, stockage de carbone, ...) selon la zone et les pratiques mises en œuvre ;
- distinguer différents types d'écosystèmes, qu'ils soient remarquables ou ordinaires ;
- qualifier la situation de référence qui peut être la situation du milieu naturel sans intervention humaine ou la situation actuelle représentant un mixte des modes d'utilisation des terres, voire une situation intermédiaire entre les deux extrêmes ;
- évaluer la réversibilité des impacts et le temps de régénération qui peuvent varier selon les conditions de milieu et les modalités d'utilisation des terres ;
- analyser les agrégations possibles des différents impacts et services.

Pour ces raisons, l'analyse de l'étape agricole et de ses impacts sur l'environnement ne peut pas se cantonner à aux critères de performance usuels de l'ACV. Il est nécessaire d'élargir le spectre de l'évaluation en s'appuyant sur des indicateurs quantitatifs et qualitatifs du lien qui existe entre l'agriculture et les écosystèmes sur lesquels elle se développe et dont elle oriente la productivité. Une certaine prise en compte de la multifonctionnalité de l'agriculture et des services non marchands qu'elle apporte nous semble à ce titre être une piste à approfondir.

CONCLUSION

Ces dernières années, les initiatives se sont multipliées au niveau national (Agribalyse, 2015) et international (FAO, 2016) pour assurer une conformité méthodologique dans l'évaluation des impacts environnementaux selon la méthodologie ACV. Même si chaque pays peut réaliser des choix qui lui sont propres, en particulier en matière de quantification des émissions, afin de traduire au mieux ses spécificités pédoclimatiques ou de fonctionnement des systèmes, les ACV agricoles sont aujourd'hui réalisées dans un cadre méthodologique harmonisé. Un écueil important subsiste sur la difficulté à rendre compte des impacts positifs ou négatifs de l'activité agricole sur la biodiversité et les services écosystémiques. A la différence d'autres impacts environnementaux « aisément quantifiables » (émissions de CO₂, lessivage de nitrates, ...), l'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques ne peut s'envisager par la simple quantification de quelques éléments (nombre d'infrastructures agroécologiques, poids de vers de terre, nombre d'oiseaux, ...) compte tenu des phénomènes

complexes qui régissent le fonctionnement des écosystèmes. Par ailleurs, la biodiversité et les services ne peuvent être appréhendés par un seul indicateur. Toutefois, le rôle positif joué par l'élevage à la fois utilisateur et producteur de services doit être intégré dans l'évaluation environnementale globale. Malgré les inévitables incertitudes associées à des méthodes simplificatrices on peut imaginer que les futures méthodes ACV puissent révéler les impacts sur la biodiversité et les services les plus importants. Les nouveaux indicateurs développés dans cet article présentent les premiers cadres méthodologiques et leurs modalités d'application permettant de mesurer des impacts sur la biodiversité et les services. Ils représentent un intérêt majeur pour les filières bovin viande qui pourraient alors disposer d'informations factuelles concernant leur rôle sur les écosystèmes. Dans les années à venir, il conviendra pour cela de poursuivre les investigations visant à définir des cadres méthodologiques partagés et pertinents pour l'ensemble des acteurs.

Références :

- Aavik T., Liira, J. (2008). Agrotolerant and high nature-value species-plant biodiversity indicator groups in agroecosystems. *Ecol Indic.* Agribalyse® version 1.2, mars 2015, www.ademe.fr/agribalyse
- Arrouays D., Balesdent J., Germon J.C., Jayet P.A., Soussana J.F., Stengel P. (2002). Contribution à la lutte contre l'effet de serre. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Expertise scientifique collective, INRA report, 332 p.
- Bakker (2011). PP vs Forêt.
- Barnaud C., Theil L., Choisis J.P., Eychenne C. (2005), Les services écosystémiques : une notion savante déconnectée des représentations locales? Une analyse des représentations locales des liens agriculture-société-environnement à partir du cas de l'élevage en milieu difficile, In book: Environnement, politiques publiques et pratiques locales. Publisher: L'Harmattan, Paris, Editors: Béringuier P., Blot F., Desailly B., Saqalli M., 26-49.
- Bellamy P.H., Loveland P.J., Bradley R.I., Lark R.M., Kirk G.J.D. (2005). Carbon losses from all soils across England and Wales 1978-2003. *Nature* 437, 245-248.
- Boller E.F., Avilla J., Joerg E., Malavotta C., Wijnands F.G., Esbjerg P. (2004). Integrated production. Principles and technical guidelines, 3rd Edition. Bulletin OILB/SROP, 27 (2) 54 p.
- Chartier N., Tresch P., Munier-Jolain N., Mischler P. (2015), Utilisation des Produits Phytosanitaires dans les systèmes de Polyculture-élevage et de Grandes Cultures : analyse des données du réseau DEPHY ECOPHYTO, 3R, 4p.
- Chevassus-au-Louis B., Salles J.M., Pujol J.L. (2009). Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes, Centre d'Analyse Stratégique, 378 p.
- CITEPA (2014). Rapport national d'inventaire. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France – Séries sectorielles et analyses étendues. Format SECTEN. Avril 2014. Citepa, Paris.
- Dollé J.B., Faverdin P., Agabriel J., Sauvart D., Klumpp K. (2013). Contribution de l'élevage bovin aux émissions de GES et au stockage de carbone selon les systèmes de production. *Fourrages*, 215, 181-191.
- Dollé J.B., Moreau S., Brocas C., Gac A., Raynal J, Duclos A. (2015). Elevation de ruminants et changement climatique, Institut de l'Elevage, 24 p.
- Duelli P. (1997). Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two different scales. *Agric. Ecosyst. Environ.* 62, 81–91.
- Duvernoy, I., F. Jarrige, et al. (2005). Une agriculture multifonctionnelle dans le projet urbain : quelle reconnaissance, quelle gouvernance ? *Les Cahiers de la multifonctionnalité* 8: 87- 104.
- Ertl P., Klocker H., Hörtenhuber S., Knaus W., Zollitsch W. (2015). *Agricultural Systems*, 137, 199-125.
- FAO, 2016. Principles for the assessment of livestock impacts on biodiversity. *Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership*. FAO, Rome, Italy.
- Fardeau J.C. (2006). Des indicateurs de la fertilité des sols. *Communication*, 33 p.
- Farruggia A., Lacour C., Zapata J., Piquet M. Baumont B., Carrere P., Hulin S., 2012. DIAM, un diagnostic innovant déclinant les équilibres, production, environnement et qualité des fromages au sein des systèmes fourragers des zones AOP du Massif Central. *Rencontres, Recherches, Ruminants 19^{ème}*, Paris, 13-16.
- FIL (2010). Approche commune au calcul de l'empreinte carbone pour l'industrie laitière. Guide de la FIL sur la méthodologie standard d'analyse du cycle de vie appliquée à l'industrie laitière. Bulletin 445.FIL, Bruxelles, 47 p.
- Fonte S.J. Vanek S., Oyarzun P., Parsa S., Rao I., Quintero D.C., Lavelle P. (2012). Pathways to agroecological intensification of soil fertility management by smallholder farmers in the Andean highlands. *Advances in Agronomy*, 116, 125-184.
- Gac A., Dollé J.B., Le Gall A., Klumpp K., Tallec T., Mousset J., Eglin T., Bispo A. (2010). Le stockage de carbone par les prairies. Institut de l'Elevage – INRA UR 874 - ADEME, 12 p.
- Hauschild M.Z. and Huijbregts M.A.J. (2015). *LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment*, Series Editors: Klöpffer, Walter, Curran, Mary Ann, ISSN: 2214-3505.
- Hendrickx, F., Maelfait, J.-P., Wingerden, W.V., Schweiger, O., Speelmans, M., Aviron, S., Augenstein, I., Billeter, R., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Vandomme, V., Bugter, R. (2007). *J. Appl. Ecol.* 44, 340–351.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2006). *Guidelines for national greenhouse gas inventories, Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use*.

- Klumpp K., Tallec T., Guix N., Soussana J.F. (2010). Long-term impacts of agricultural practices and climatic variability on carbon storage in a permanent pasture. *Global Change Biology*, 17, 3534–3545.
- Koellner T., Scholtz R.W. (2008). Assessment of land use impacts on the natural environment Part 2: Generic characterization factor for local species diversity in Central Europe. *Int J Life Cycle Assess* 13:32-48.
- Koellner T., De Baan L., Beck T., Brandao M., Civit B., Margni M. (2013). UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. *Int J Life Cycle Assess* 18:1188–1202.
- Koellner T., Geyer R. (2013). Global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. *Int J Life Cycle Assess* 18:1185–1187.
- Mader P., Fliessbach A., Dubois D., Gunst L., Fried P., Niggli U. (2002). Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science*, 296, 1694-1697.
- Lindeijer E., Müller-Wenk R., Steen B., Udo De Haes H. (2002). Ressources and land use. In: Joliet O., Finndeven G., Goedkool M., Hauschild (eds) *Life-cycle impact Assessment: striving towards best practice*. SETEC Press, Pensacola, FL, USA.
- Manneville V., Amiaud B., Michel N., Kerbirou C., Julien J.F. (2015). Les infrastructures agroécologiques des zones d'élevage ont une place essentielle dans le maintien de la biodiversité ordinaire. 3R, 4p.
- Manneville V., Michel N., Amiaud B. (2016). INDIBIO : Élaborer des indicateurs relatifs aux effets des pratiques agricoles sur la biodiversité dans les systèmes d'exploitation d'élevage. *Innovations Agronomiques* 49, 83-97.
- Maia de Souza D., Flynn D., DeClerck F., Rosenbaum D. (2013). Land use impact on biodiversity in LCA: proposal of characterisation factors based on functional biodiversity, *Int J Life Cycle Assess* 18:1231–1242.
- McCarthy, J. (2005). Rural geography: multifunctional rural geographies - reactionary or radical? *Progress in Human Geography* 29(6): 773-782.
- Milla i Canals L., Romanya J., Cowell S.J. (2007), Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of fertile land in Life Cycle Assessment (LCA). *J Clean Prod* 15:1426-1440.
- Moreau S., Manneville V., Morel K., Agabriel J., Devun J. (2013). Le compromis performances de production et impacts environnementaux : méthode et analyse des résultats dans les élevages bovin allaitants. *Renc. Rech. Ruminants*, 20, 311-314.
- Mudge P.L., Wallace D.F., Rutledge S., Campbell D.I., Schipper L.A., Hosking C.L. (2011). Carbon balance of an intensively grazed temperate pasture in two climatically contrasting years. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 144, 271-280.
- Mueller C., De Baan L., Koellner T. (2013). Comparing direct land use impacts on biodiversity of conventional and organic milk—based on a Swedish case study. *Int J Life Cycle Assess* (2014) 19:52–68.
- Piutti S., Romillac N., Chanseume A., Slezack-Deschaumes S., Manneville V., Amiaud B. (2015). Enjeux et contributions des prairies temporaires pour améliorer la fertilité des sols. *Fourrages*, 223, 179-187.
- Ryschawy J., Disenhaus C., Bertrand S., Allaire G., Aubert C., Aznar O., Guinot C., Josien E., Lasseur J., Perrot C., Plantureux S., Tchakerian E. et Tichit M. (2013). Evaluer les services rendus par l'élevage dans les territoires : une première quantification sur le cas français, 3R, 4 p.
- Schoier A., Dumont B. (2012). How do sheep affect plant communities and arthropod populations in temperate grasslands? *Animal* 6, 1129–1138.
- Schulze E.D., Luyssaert S., Ciais P., Freibauer A., Janssens I.A., Soussana J.F., Smith P., Grace J., Levin I., Thiruchittampalam B., Heimann M., Dolman A.J., Valentini R., Bousquet P., Peylin P., Peters W., Rodenbeck C., Etiope G., Vuichard N., Wattenbach M., Nabuurs G.J., Poussi Z., Nieschulze J., Gash J.H. (2009). Importance of methane and nitrous oxide for Europe's terrestrial greenhouse-gas balance. *Nature Geoscience* 2, 842-850.
- Smith P., Chapman S.J., Scott W.A., Black H.I.J., Wattenbach M., Milne R., Campbell C.D., Lilly A., Ostle N., Levy P.E., Lumsdon D.G., Millard P., Towers W., Zaehle Z., Smith J.U. (2007). Climate change cannot be entirely responsible for soil carbon loss observed in England and Wales, 1978-2003. *Global Change Biol.* 13, 2605-2609.
- Soussana J.F., Loiseau P., Vuichard N., Ceschia E., Balesdent J., Chevallier T., Arrouays D. (2004). Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management* 20, 219-230.
- Soussana J.F., Lüscher A. (2007). Temperate grasslands and global atmospheric change: a review. *Grass Forage Sci*, 62,127–134.
- Soussana J.F., Tallec T., Blanfort V. (2010). Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grassland, *Animal*, 4, 334-350.
- Van Eekeren N., Bommelé L., Bloem J., Schouten T., Rutgers M., de Goede R., Reheul D., Brussaard L. (2008). Soil biological quality after 36 years of ley-arable cropping, permanent grassland and permanent arable cropping. *Applied Soil Ecology* 40, 432-446.
- Watson R., Noble I., Bolin B., Ravindranath N., Verardo D., Dokken D. (2002). *Land Use, Land Use Change, and Forestry*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Wilkinson J. M. (2011). *Animal*, 5:7, 1014–1022.