

# Évaluation par analyse de cycle de vie de la durabilité environnementale de systèmes contrastés de production porcine en Europe

Jean-Yves DOURMAD (1,2), Julie RYSCHAWY (1,2), Tiphaine TROUSSON (1,2), Michel BONNEAU (1,2), Joel GONZALEZ (3),  
Wim HOUWERS (4), Marchen HVIID (5), Christophe ZIMMER (6), Thu Lan T NGUYEN (7), Lisbeth MORGENSEN (7)

(1) INRA, UMR1348 Pegase, 35590 Saint-Gilles, France, 2Agrocampus Ouest, F-35000 Rennes, France

(2) Agrocampus Ouest, UMR1348 Pegase, F-35000 Rennes, France

(3) IRTA, Finca Camps i Armet, 17121 Monells, Girona, Espagne

(4) Wageningen UR Livestock Research, PO Box 65, 8200 AB Lelystad, Pays-Bas

(5) DMRI, Maglegaardsvej 2, DK-4000 Roskilde, Danemark

(6) BESH, Haller Str. 20, 74549 Wolpertshausen, Allemagne

(7) Aarhus University, Blichers Alle 20, 8830 Tjele, Danemark

*jean-yves.dourmad@rennes.inra.fr*

## Évaluation par analyse de cycle de vie de la durabilité environnementale de systèmes contrastés de production porcine en Europe

La durabilité environnementale de 15 systèmes de production porcine en Europe a été évaluée dans le cadre du programme Européen Q-PorkChains en utilisant la méthode d'analyse du cycle de vie (ACV). Un système conventionnel et deux systèmes alternatifs ont été étudiés dans cinq pays. Les informations nécessaires à l'ACV ont été recueillies lors d'enquêtes réalisées dans environ 10 élevages par système. Les différents systèmes ont été regroupés en quatre types : conventionnel (C), conventionnel adapté (AC), traditionnel (T) et biologique (B). Les systèmes AC présentaient relativement peu de différenciations comparativement aux systèmes C, seulement des changements limités visant à améliorer le bien-être, la qualité des produits ou l'environnement. Les changements étaient beaucoup plus marqués pour les systèmes T, avec souvent l'utilisation de races locales et l'élevage en plein air des porcs à l'engrais. En moyenne pour les systèmes C les impacts exprimés par kg de porc produit s'élevaient à respectivement 2,25 kg CO<sub>2</sub> eq, 44 g SO<sub>2</sub> eq, 18,5 g PO<sub>4</sub> eq, 16,2 MJ et 4,13 m<sup>2</sup> pour changement climatique, acidification, eutrophisation, utilisation d'énergie et utilisation de surface. Comparativement à C les impacts étaient en moyenne respectivement 13%, 5%, 0%, 2% et 16% plus élevés pour AC ; 54%, 79%, 23%, 50% et 156% plus élevés pour T, et 4%, -16%, 29%, 11% et 121% plus élevés pour B. A l'inverse, lorsque les impacts étaient exprimés par ha, ils étaient inférieurs de 10 à 60% en moyenne, pour les systèmes T et B. Les systèmes conventionnels présentent des impacts globaux, exprimés par kg de porc, plus faibles, alors que les systèmes différenciés ont des impacts locaux, exprimés par ha, les plus faibles.

## Evaluation of the environmental sustainability of contrasted European pig farming systems using life cycle assessment

The environmental sustainability of 15 European pig production systems was assessed within the EU Q-PorkChains project, using life cycle assessment (LCA). One conventional and two differentiated systems were evaluated in five countries. The information needed for the calculations was obtained from a survey conducted on about 10 farms from each system. The different systems were categorized into conventional (C), adapted conventional (AC), traditional (T) and organic (O). Compared to conventional, relatively few differentiations were made for AC systems, with only limited changes to improve meat quality, animal welfare or environmental impact, depending on the system. The difference was much more marked for traditional systems with the use of fat, slow-growing traditional breeds, and generally the outdoor raising of fattening pigs. Environmental impacts were calculated at the farm gate, including inputs, and expressed per kg live weight of pig and per ha of land use. For C systems, the impacts per kg live weight on climate change, acidification, eutrophication, energy use, and land occupation were 2.25 kg CO<sub>2</sub> eq, 44 g SO<sub>2</sub> eq, 18.5 g PO<sub>4</sub> eq, 16.2 MJ and 4.13 m<sup>2</sup>, respectively. Compared to C, the corresponding values were on average 13%, 5%, 0%, 2% and 16% higher for AC; 54%, 79%, 23%, 50% and 156% higher for T, and 4%, -16%, 29%, 11% and 121% higher for O. Conversely, when expressed per ha of land use, the impacts were lower for T and O differentiated systems, by 10 to 60% on average, depending on the impact category. Conventional systems generally performed better for global impacts, expressed per kg live weight, whereas differentiated systems performed better for local impacts, expressed per ha of land.

## INTRODUCTION

Les productions animales, du fait de leurs émissions dans l'environnement et de l'utilisation de ressources non renouvelables, contribuent de manière significative aux impacts environnementaux. Dans ce contexte, la production porcine européenne doit faire face à des enjeux importants, en particulier la remise en cause par l'opinion publique des systèmes de production intensifs, en raison principalement de leurs impacts environnementaux et des questions de bien-être animal (Petit et Van der Werf, 2003 ; European Commission 2006). Bien que les systèmes alternatifs d'élevage soient généralement perçus comme plus durables par la société, leur intérêt réel pour l'environnement ou le bien-être animal est parfois controversé (Basset-Mens et van der Werf, 2005 ; Edwards, 2005).

Un inventaire des différents systèmes de production porcine a été réalisé dans le cadre du programme Q-Porkchains (Bonneau *et al.*, 2011). Bien que non exhaustif, cet inventaire a permis d'identifier, dans 23 pays, 84 systèmes de production dont 44 ont été considérés "alternatifs" et 40 "conventionnels". Parallèlement, dans le cadre du même programme, une étude a été conduite afin de développer des méthodes permettant d'évaluer les différentes dimensions de la durabilité des systèmes de production porcine, en incluant le bien-être animal, la qualité des produits et leur sécurité, la santé animale, l'acceptabilité sociale, la génétique, l'économie et l'environnement. Une boîte à outils a ainsi été mise au point sur la base de la bibliographie (Edwards *et al.*, 2008), l'analyse de cycle de vie (ACV) étant la méthode retenue pour l'évaluation environnementale (Dourmad *et al.*, 2008).

L'objet de la présente communication est de présenter les résultats relatifs à la durabilité environnementale ; ceux concernant l'ensemble des dimensions de la durabilité sont rapportés par Bonneau *et al.* (2013).

## 1. MATERIEL ET METHODES

### 1.1. Description des systèmes et collecte des données

Quinze systèmes de production ont été sélectionnés parmi ceux inventoriés par Bonneau *et al.* (2011) : un système conventionnel et deux systèmes différenciés dans 5 pays : l'Allemagne, le Danemark, l'Espagne, la France et les Pays-Bas. Les systèmes sont classés selon la typologie définie par Bonneau *et al.* (2011) : conventionnels (C, n=5), conventionnels adaptés (AC, n=5), et différenciés, incluant les systèmes traditionnels (T, n=3) et biologiques (B, n=2). Les informations nécessaires au calcul des ACV sont obtenues à partir d'enquêtes réalisées dans au moins 10 élevages pour chaque système, mis-à-part pour un système innovant pour lequel seuls 5 élevages étaient disponibles. Selon les pays et les systèmes considérés les élevages pouvaient être naisseurs ou naisseurs-engraisseurs. Les données collectées concernaient (i) les performances de animaux : productivité des truies, taux de mortalité, performances de croissance et d'abattage, (ii) la composition des aliments : teneur en énergie, en protéines et en phosphore, (iii) le logement : type de logement (intérieur, extérieur, plein-air...), type de sol (litière, caillebotis...), température ambiante, et (iv) la gestion des effluents dans le bâtiment (liquide, solide, fréquence d'évacuation...), durant le stockage (type et durée), l'épandage (mode et distance) et le traitement (compostage, digestion aérobie ou anaérobie) des effluents. Pour chacun des systèmes, un système de production "moyen" est reconstitué

à partir des données collectées. Pour cela les performances et les flux d'éléments sont calculés pour chacune des étapes de production, naissance, post-sevrage et engraissement. Ces données sont ensuite agrégées en tenant compte de la productivité des truies.

### 1.2. Les limites du système et les unités fonctionnelles

L'ACV est réalisée jusqu'à la porte de la ferme et concerne les différentes étapes de l'élevage et la production des intrants. La définition des limites du système est inspirée de Basset-Mens et van der Werf (2005) et Nguyen *et al.* (2010, 2011). Le sous-système principal est constitué de l'unité d'élevage. Bien que cette unité soit considérée comme hors-sol, elle utilise des surfaces pour la production des aliments et la valorisation des effluents (Figure 1). Les surfaces utilisées par les animaux élevés en plein-air sont également considérées. Le système comprend aussi la production et la livraison des aliments, la gestion des bâtiments et les émissions dans les bâtiments et lors du stockage des effluents. Les conséquences environnementales de l'utilisation des effluents sont prises en compte par expansion du système comme proposé par Nguyen *et al.* (2010).

Les effluents sont supposés remplacer des engrais minéraux avec un coefficient d'équivalence moyen de 75% pour l'azote avec une perte de nitrate accrue de 5%, comparativement aux engrais chimiques (Nguyen *et al.*, 2010). Pour le phosphore un coefficient d'équivalence de 100% est retenu. Le transport et l'abattage des animaux ne sont pas considérés, ni la production des médicaments et des produits d'hygiène.

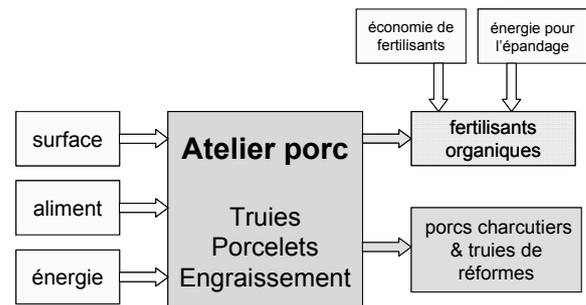


Figure 1 – Description simplifiée des limites du système

Deux unités fonctionnelles sont utilisées pour l'expression des résultats : le kg de porc (vif), y compris les porcs à l'engrais et les truies de réforme et l'hectare de surface utilisée.

### 1.3. Inventaire de l'ACV

Les quantités d'aliments utilisés par les différentes catégories de porcs sont enregistrées lors des enquêtes, de même que leur composition nutritionnelle. Par contre, l'information relative à leurs ingrédients n'étant généralement pas disponible, elle a été estimée selon la méthode proposée par Nguyen *et al.* (2010), en supposant que l'aliment résultait du mélange d'ingrédients riches en énergie (blé, orge, maïs), en protéines (tourteaux de soja et de colza, pois) ou en minéraux (phosphate). Les valeurs d'impacts calculés par ACV pour les différents ingrédients non biologiques sont issues de l'étude de Mosnier *et al.* (2011). Les valeurs des ingrédients utilisés en production biologique sont issues de la base de données danoise (LCA Food Database, 2007). Les émissions gazeuses de NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O, NOx et CH<sub>4</sub> sont déterminées. Les émissions de CH<sub>4</sub> d'origine entérique ou des effluents sont calculées d'après Rigolot *et al.* (2010a,b) et IPCC (2006). Les émissions directes de N<sub>2</sub>O des effluents pendant leur stockage, dans les bâtiments ou à l'extérieur, et lors de leur épandage sont

calculées d'après IPCC (2006). Les émissions de NO<sub>x</sub> sont estimées d'après Nemecek et Kägi (2007).

Les émissions de NH<sub>3</sub> dans les bâtiments et lors du stockage et de l'épandage des effluents sont calculées d'après Rigolot *et al.* (2010a,b) en fonction du type d'effluents (lisier, fumier), de la durée de stockage et de la méthode d'épandage.

#### 1.4. Évaluation des impacts

Les catégories d'impacts suivantes sont considérées : le changement climatique (CC), les potentiels d'eutrophisation (EP) et d'acidification (AP), la demande cumulée en énergie (CED) et l'utilisation de surface (SU). Pour chaque catégorie l'impact agrégé est obtenu en multipliant la ressource utilisée et/ou l'émission par un facteur spécifique, selon la méthode CML2 de la base Ecoinvent v2.0 (Frischknecht *et al.*, 2007).

## 2. RESULTATS

### 2.1. Description des systèmes

La taille moyenne des élevages s'élevait à 313 truies pour ceux qui en possédaient et le nombre moyen de porcs charcutiers produits était de 3260 par an (Tableau 1). La variabilité de taille entre systèmes était très élevée, aussi bien pour le nombre de truies (+267, CV=85%) que pour le nombre de porcs abattus (+1960, CV=60%). La taille des élevages était la plus élevée dans les systèmes C et AC et la plus faible pour les systèmes T, les systèmes B étant de taille intermédiaire. En moyenne, les truies sevreraient 22,6 porcelets par an, la productivité la plus élevée étant obtenue pour les systèmes C (26,9 porcelets/an). Les performances étaient légèrement moindres pour les systèmes AC et plus faibles pour les systèmes B et T (respectivement 18,9 et 15,1). La consommation d'aliment par truie était plus élevée pour les

systèmes B et T et ces aliments étaient un peu plus concentrés en protéines (MAT) et en phosphore.

L'indice de consommation (IC) en post-sevrage s'élevait à 1,96 ( $\pm 0,44$ ) kg/kg en moyenne. Il était le plus faible pour les systèmes C et plus élevé pour les systèmes T. Le taux de mortalité (2,9% en moyenne) était plus élevé dans les systèmes T avec peu d'écart entre les autres systèmes. La teneur en MAT des aliments de post-sevrage, 174 g/kg en moyenne, était plus faible pour les systèmes T (162 g/kg) et plus élevée pour les systèmes B (193 g/kg).

Le poids moyen des porcs à l'abattage s'élevait à 113 kg dans les systèmes C, une valeur assez proche de celle des systèmes B (109 kg). Il était plus élevé de respectivement 11 et 27 kg pour les systèmes AC et T. L'IC en engraissement était en moyenne de 3,44 ( $\pm 1,37$ ). Il était le plus faible pour les systèmes C et le plus élevé pour les systèmes T (Tableau 1). Le taux de mortalité (3,5% en moyenne) était plus élevé pour les systèmes T, avec peu de différences entre les autres systèmes. La teneur en MAT des aliments d'engraissement, 155 g/kg en moyenne, était plus faible pour les systèmes T (145 g/kg) et plus élevée pour les systèmes B (174 g/kg). La teneur en phosphore était la plus élevée pour les aliments des systèmes B et T, les systèmes C et AC ayant des teneurs voisines.

La quantité de poids vif produit par truie et par an s'élevait à 2569 kg ( $\pm 555$ ). Elle était plus élevée pour les systèmes C et AC (2880 kg) et plus faible pour les systèmes T et B (1950 kg).

Les porcs des systèmes C étaient toujours logés en bâtiment sur caillebotis partiel ou total. Leurs effluents étaient gérés sous la forme de lisier, une faible proportion étant traitée. Dans les systèmes AC, le caillebotis était aussi le plus fréquent mais dans certains cas les truies et/ou les porcs en croissance étaient logés sur litière de paille, avec la production de fumier.

**Tableau 1** – Description des différents systèmes de production : performance et composition des aliments.

	Tous				Conven- tionnels (C)	Conv. Adaptés (AC)	Traditionnels (T)	Biologiques (B)
	Moyenne	Écart-type	min.	max.				
Nb de systèmes	15	15	-	-	5	5	3	2
Nb de truies <sup>(1)</sup>	313	267	21	830	394	474	59	128
Charcutiers/an	3260	1960	95	6400	4910	3575	510	2510
Truies								
Porcelets/an	22,6	5,7	11,8	28,0	26,9	24,2	15,1	18,9
poids sevrage, kg	8,37	1,80	6,50	12,40	7,30	7,40	9,28	12,1
aliment, kg/an	1395	312	1046	2090	1327	1343	1462	1595
composition								
MAT, g/kg	138	14	112	165	134	134	137	158
Phos. total, g/kg	5,04	0,63	4,22	6,90	4,71	4,88	5,23	5,99
Post-sevrage								
poids sortie, kg	27,7	4,2	17,0	31,9	28,1	27,8	25,4	29,7
IC, kg/kg	1,96	0,44	1,60	3,00	1,67	1,90	2,42	2,20
mortalité, %	2,9%	3,8%	1,2%	16,5%	1,9%	1,8%	7,0%	2,1%
Aliment								
MAT, g/kg	174	19	125	204	175	173	162	193
Phos. total, g/kg	5,63	0,55	4,80	6,90	5,49	5,56	5,51	6,36
Engraissement								
poids abattage, kg	121,7	16,2	102,4	155,0	113,2	123,9	140,4	109,2
IC, kg/kg	3,44	1,37	2,59	7,17	2,74	3,18	5,29	3,03
mortalité, %	3,5%	1,5%	1,8%	7,6%	3,4%	2,9%	4,5%	3,5%
Aliment								
MAT, g/kg	155	14	120	187	157	153	145	174
P total, g/kg	4,69	0,45	3,94	5,50	4,65	4,50	4,81	5,10
Poids vif produit kg/truie/an	2569	555	1397	3136	2929	2839	1903	1991

<sup>(1)</sup> moyenne des élevages possédant des truies

Dans les systèmes B, les porcs étaient logés en plein-air ou en bâtiments avec un accès extérieur. L'utilisation de caillebotis était plus fréquente pour les porcs à l'engrais.

Dans les systèmes T, les porcs à l'engrais étaient toujours élevés en plein air ou en bâtiment avec un accès extérieur.

**Tableau 2** - Impacts potentiels pour la production de 1 kg d'aliment dans les différents systèmes de production<sup>1</sup>.

	CC g eq-CO <sub>2</sub>	EP g eq PO <sub>4</sub>	AP g eq SO <sub>2</sub>	CED MJ	SU m <sup>2</sup> .an
<b>Truies</b>					
C	516	4,06	4,07	4,28	1,39
AC	515	3,93	4,24	4,38	1,40
T	470	3,74	3,83	4,08	1,26
B	502	1,88	5,16	4,16	2,58
<b>Post-sevrage</b>					
C	589	4,65	4,64	5,15	1,58
AC	581	4,48	4,77	5,04	1,58
T	554	4,40	4,42	4,78	1,49
B	554	2,13	5,60	4,98	2,80
<b>Engrais.</b>					
C	551	4,33	4,30	4,71	1,48
AC	535	4,09	4,34	4,56	1,46
T	512	4,04	4,06	4,41	1,37
B	522	1,93	5,24	4,60	2,70

<sup>1</sup> Impacts (CC, EP, AP, CED, SU) et systèmes (C, AC, T, B) : voir dans le texte

## 2.2. Impact environnemental de la production des aliments

Les impacts environnementaux associés à la production des aliments sont rapportés au tableau 2. Les impacts sont assez proches pour les aliments des systèmes C et AC ; ils sont plus faibles de 6 à 7% pour les systèmes T. Les aliments utilisés dans les systèmes B présentent des impacts CC et EP plus faibles de respectivement 5% et 54% que pour les systèmes C. Pour les impacts AP et CED, les valeurs diffèrent peu entre les systèmes.

## 2.3. Impact environnemental de la production de porcs

Les impacts environnementaux potentiels des différents systèmes de production sont présentés au tableau 3 par kg de porc produit et par hectare de surface utilisée. En moyenne, les impacts CC, EP, AP, CE et SU s'élèvent à respectivement 2,61 (±27%) kg eq CO<sub>2</sub>, 0,022 (±41%) kg eq PO<sub>4</sub>, 0,047 (±23%) kg eq SO<sub>2</sub>, 18,2 (±26%) MJ et 6,3 (±56%) m<sup>2</sup> par kg de porc. Il existe des différences marquées entre systèmes pour toutes les catégories d'impacts. L'impact CC par kg de porc produit est

le plus faible pour les systèmes C et le plus élevé pour les systèmes T (+54%). L'impact EP par kg est similaire pour les systèmes C et AC ; il est plus élevé pour les systèmes T (+74%) et plus faible pour les systèmes B (-18%). De même, l'impact AP par kg de porc est similaire pour les systèmes C et AC, alors que les valeurs sont plus élevées pour les systèmes T et B (de respectivement 23 et 29%). La demande en énergie par kg de porc est plus élevée pour les systèmes B (+11%) et T (+50%) par rapport aux systèmes C et AC. Des différences marquées existent pour le besoin en surface par kg de porc entre, d'un côté, les systèmes C et AC (4,5 m<sup>2</sup>/kg porc) et, de l'autre, les systèmes T et B (9,9 m<sup>2</sup>/kg porc en moyenne).

Lorsque les impacts sont exprimés par ha de surface utilisée, il existe également des différences importantes entre systèmes pour toutes les catégories d'impact. En moyenne les impacts CC, EP, AP, CED and PP, s'élèvent à respectivement 4677 (±26%) kg eq CO<sub>2</sub>, 38,6 (±28%) kg eq PO<sub>4</sub>, 86,3 (±30%) kg eq SO<sub>2</sub>, 32500 (±25%) MJ, avec une production moyenne de 1925 kg de porc par ha. L'impact CC par ha est le plus faible pour les systèmes B et le plus élevé pour les systèmes C et AC (+100% comparé à B). L'impact EP par ha est nettement plus faible pour les systèmes B, il est le plus élevé pour le système C (+170% comparativement à B). L'impact AP par ha est similaire pour les systèmes B et T et plus élevé pour les systèmes C et AC (respectivement +70 et +45%). De même, la demande en énergie par ha est la plus faible pour les systèmes B et T et plus élevée pour les systèmes C (+98%) et AC (+75%).

Des différences importantes existent en termes de quantité de porc produit par ha entre d'un côté les systèmes C et AC (2300 kg/ha) et de l'autre les systèmes T et O (1170 kg/ha).

Les contributions relatives de la production des aliments, du logement et du stockage et de l'épandage des effluents aux différents impacts potentiels sont rapportées à la figure 2. Pour tous les systèmes, la production des aliments contribue de façon majoritaire à l'impact CC (de 65 à 75% du total), suivie du logement et des effluents. C'est également le cas pour la demande en énergie. La contribution du logement à l'impact CED est plus faible pour le système T. La contribution des effluents à l'impact CED est négative, en raison de l'épargne de fertilisants minéraux qui lui est associée. Le logement est le principal poste contributif à l'impact AP (de 40 à 50%), la contribution relative de la production des aliments étant plus faible (25 to 30%) que dans le cas des impacts CC et CED (Figure 2). Excepté pour les systèmes B, la production des aliments a la contribution la plus forte à l'impact EP (Figure 2).

**Tableau 3** - Impacts environnementaux potentiels exprimés pour 1 kg de porc produit ou pour 1 ha de surface agricole utilisée<sup>1</sup>.

	Tous				Conven- tionnels (C)	Convent. Adaptés (AC)	Traditionnels (T)	Biologiques (B)
	moyenne	écart-type	min.	max.				
<b>Impact par kg de porc</b>								
CC, kg eq CO <sub>2</sub>	2,61	0,70	2,04	4,42	2,25	2,55	3,47	2,35
EP, kg eq PO <sub>4</sub>	0,022	0,009	0,012	0,044	0,019	0,020	0,034	0,016
AP, kg eq SO <sub>2</sub>	0,047	0,011	0,033	0,070	0,044	0,044	0,054	0,057
CED, MJ	18,2	4,62	14,3	31,4	16,2	16,5	24,3	18,1
SU, m <sup>2</sup>	6,30	3,52	3,77	15,25	4,13	4,78	10,58	9,14
<b>Impact par ha</b>								
CC, kg eq CO <sub>2</sub>	4677	1219	2345	6128	5467	5319	3672	2606
EP, kg eq PO <sub>4</sub>	38,6	10,7	15,8	50,5	46,3	41,4	35,3	17,3
AP, kg eq SO <sub>2</sub>	86,3	26,2	37,0	123,3	106,1	89,9	63,8	61,6
CED, MJ (x 1000)	32,5	8,0	19,2	44,0	39,4	34,8	25,7	19,9
Porc produit, kg PV	1925	684	656	2655	2429	2162	1229	1114

<sup>1</sup> Impacts (CC, EP, AP, CED, SU) et systèmes (C, AC, T, B) : voir dans le texte

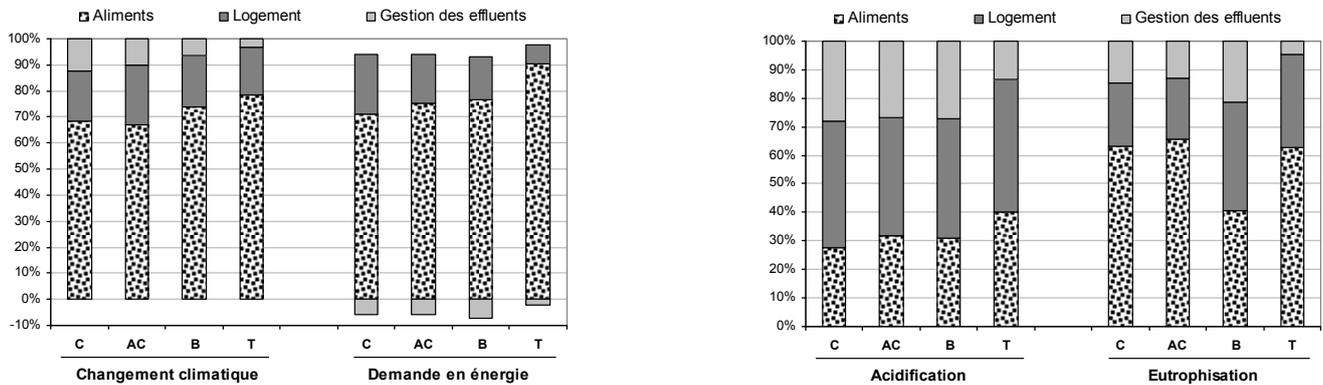


Figure 2 - Répartition des impacts potentiels entre les postes aliments, logement et stockage et épandage des effluents.

### 3. DISCUSSION

#### 3.1. Comparaison avec les études précédentes

Les résultats relatifs à l'évaluation par ACV des productions animales ont récemment été synthétisés par de Vries et de Boer (2010). Pour l'impact CC, les valeurs obtenues dans la présente étude (2,3-3,5 kg eq CO<sub>2</sub>/kg) sont dans la gamme des valeurs rapportées dans cette synthèse (2,3-5,0 kg eq CO<sub>2</sub>/kg). Pour les systèmes conventionnels, la valeur obtenue (2,3 kg eq CO<sub>2</sub>) est proche des valeurs rapportées pour ces systèmes par Basset-Mens et van der Werf (2005) et Nguyen *et al.* (2011), respectivement 2,3 et 2,2 kg eq CO<sub>2</sub>. La valeur de l'impact CC pour le système biologique (2,4 kg eq CO<sub>2</sub>/kg) est plus faible que celles publiées par Halberg *et al.* (2010 ; 2,8 à 3,3 kg eq CO<sub>2</sub>/kg) et Basset-Mens et van der Werf (2005 ; 4,0 kg eq CO<sub>2</sub>/kg). Ceci semble principalement lié aux meilleures performances des animaux relevées dans la présente étude, aussi bien en termes de productivité des truies que d'efficacité alimentaire, et des émissions accrues de N<sub>2</sub>O dans l'étude de Basset-Mens et van der Werf (2005), en raison de l'élevage sur litière. Les systèmes traditionnels présentent un impact CC plus élevé. Ceci est principalement lié à l'élevage d'animaux de races traditionnelles, plus gras et avec une efficacité alimentaire moindre. Il en résulte un accroissement des impacts liés à la production des aliments qui n'est que partiellement compensé par une réduction des émissions de CH<sub>4</sub> du fait de l'élevage en plein air. Les émissions de GES légèrement plus élevées des élevages AC, comparativement aux élevages C, résultent de leurs performances un peu inférieures et de l'utilisation plus fréquente de litières dans ces systèmes, ce qui accroît les émissions de N<sub>2</sub>O.

Pour l'impact EP les valeurs obtenues (0,016-0,034 kg eq PO<sub>4</sub>/kg) sont également dans la gamme de valeurs rapportée par de Vries et de Boer (2010) (0,012-0,038 kg eq PO<sub>4</sub>). Pour le système conventionnel la valeur obtenue (0,019 kg eq PO<sub>4</sub>) est très proche de celles calculées par Basset-Mens et van der Werf (2005) et Nguyen *et al.* (2011), respectivement 0,021 et 0,018 kg eq PO<sub>4</sub>. Pour les systèmes biologiques l'impact EP est plus faible que les valeurs rapportées par Basset-Mens et van der Werf (2005 ; 0,022 kg eq PO<sub>4</sub>/kg) et Halberg *et al.* (2010 ; 0,025-0,038 kg eq PO<sub>4</sub>/kg), pour les mêmes raisons que dans le cas de l'impact CC. L'impact EP le plus faible est obtenu pour les systèmes biologiques, en raison principalement du moindre impact EP de la production des aliments dans ces systèmes. Les valeurs obtenues pour l'impact AP (0,044-0,057 kg eq SO<sub>2</sub>/kg) sont aussi dans la gamme des valeurs rapportées par de Vries et de Boer (2010) (0,008-0,120 kg eq SO<sub>2</sub>/kg), la valeur pour le système conventionnel (0,044 kg eq SO<sub>2</sub>) étant très voisine de celles calculées par Basset-Mens et van der Werf

(2005) et Nguyen *et al.* (2011), respectivement 0,044 et 0,043 kg eq SO<sub>2</sub>. La valeur d'impact AP obtenue pour les systèmes biologiques (0,057 kg eq SO<sub>2</sub>/kg) est plus élevée que celle publiée par Basset-Mens et van der Werf (2010 ; 0,037 kg eq SO<sub>2</sub>/kg) et proche de celles publiées par Halberg *et al.* (2010 ; 0,050 - 0,061 kg eq SO<sub>2</sub>/kg). Ceci s'explique principalement par l'utilisation de litières dans l'étude de Basset-Mens et van der Werf (2005), ce qui réduit les émissions de NH<sub>3</sub>.

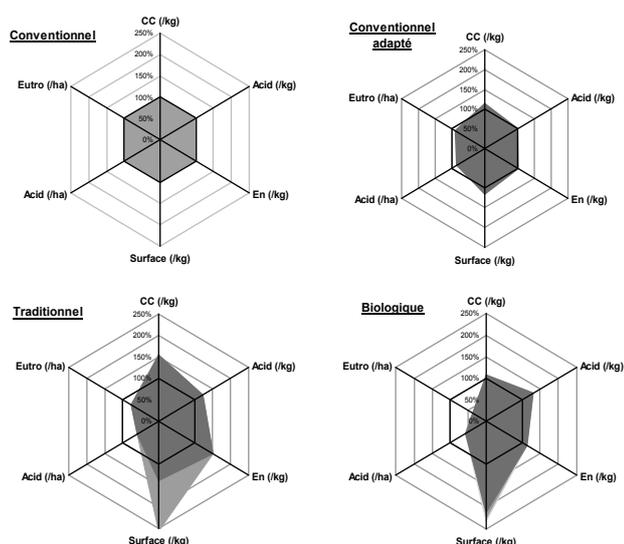
Les valeurs obtenues pour l'utilisation d'énergie (16 - 24 MJ/kg) sont aussi dans la large gamme de valeurs rapportée par de Vries et de Boer (2010) (10 - 25 MJ/kg), les valeurs pour les systèmes C et AC (16,3 MJ/kg) étant légèrement plus élevées que celles publiées par Basset-Mens et van der Werf (2005) et Nguyen *et al.* (2011), respectivement 15,9 et 13,6 MJ/kg. Pour les systèmes biologiques la valeur est un peu plus faible que celle publiée par Basset-Mens et van der Werf (2005) (18,1 vs 22,2 MJ/kg)

Les valeurs d'utilisation de surface obtenues dans la présente étude (4,1 - 10,6 m<sup>2</sup>/kg) sont en partie en dehors de la gamme de valeurs (4,2 to 6,9 m<sup>2</sup>/kg) rapportée par de Vries et de Boer (2010). Pour les systèmes traditionnels ceci est lié au fait que les animaux sont élevés en plein air, alors que pour les systèmes biologiques, l'accroissement de surface résulte surtout de la diminution des rendements des cultures.

Pour les systèmes conventionnels la valeur obtenue (4,1 m<sup>2</sup>/kg) est proche des valeurs publiées par Basset-Mens et van der Werf (2005) et Nguyen *et al.* (2011), respectivement 5,4 and 4,4 m<sup>2</sup>/kg. De même, la valeur calculée pour les systèmes biologiques (9,1 m<sup>2</sup>/kg) est voisine de celles publiées par Basset-Mens et van der Werf (2010 ; 9,9 m<sup>2</sup>/kg) et Halberg *et al.* (2010 ; 6,9 - 9,2 m<sup>2</sup>/kg porc).

#### 3.2. Unités fonctionnelles et comparaison de systèmes

Lorsque les impacts sont exprimés par ha de surface utilisée, le classement des systèmes est très différent, comme l'avaient déjà noté Basset-Mens et van der Werf (2005). Les impacts sont en effets les plus faibles pour les systèmes biologiques et traditionnels et les plus élevés pour le système conventionnel. L'utilisation de différentes unités fonctionnelles est assez fréquente pour l'application de l'ACV à l'agriculture, mais cette question fait toujours débat. Comme suggéré par différents auteurs, ceci se réfère à deux fonctions de l'agriculture : la production de denrées alimentaires et l'occupation de l'espace rural (Payraudeau et van der Werf, 2005). Le degré d'intensification est inversement corrélé avec le niveau des impacts environnementaux exprimés par kg de porc, alors que c'est l'opposé lorsqu'ils sont exprimés par ha. Ceci confirme ce qu'indiquaient Nemecek *et al.* (2007) à savoir que les systèmes extensifs ou intensifs ne sont pas durables *per se*.



**Figure 3** - Impacts locaux (/ha) et globaux (/kg) des différents types de systèmes.

Certains auteurs ont suggéré d'adapter le choix des unités fonctionnelles en fonction de la catégorie d'impact, *i.e.* le kg de porc pour les impact globaux et l'ha pour les impacts locaux (Haas *et al.*, 2001 ; de Boer, 2003). Les systèmes peuvent alors être comparés en combinant différentes unités fonctionnelles.

C'est ce qui est illustré à la figure 3, dans laquelle nous comparons les différents impacts locaux (/ha) et globaux (/kg). Comparativement aux systèmes C, les systèmes AC présentent des impacts globaux légèrement plus forts et des impacts locaux plus faibles. Les mêmes différences, mais beaucoup plus marquées, sont observées pour les systèmes T et B.

## CONCLUSION

La diversité des systèmes de production considérés dans cette étude s'accompagne de variations importantes des impacts environnementaux. Toutefois le classement des systèmes est largement dépendant de l'unité fonctionnelle retenue. Les systèmes conventionnels présentent des impacts globaux, exprimé par kg de porc, plus faibles, alors que pour les impacts locaux, exprimés par ha, ce sont les systèmes différenciés qui ont les impacts les plus faibles.

## REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient la Communauté Européenne pour le soutien financier apporté au projet de recherche intégré Q-PORKCHAINS FOOD-CT-2007- 036245 dans le cadre du 6<sup>ème</sup> PCRD. Le contenu de cet article ne reflète que le point de vue des auteurs et la Communauté Européenne ne peut pas être tenue responsable de quelque utilisation qui pourrait être faite des informations qui y sont présentées.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Basset-Mens C., van der Werf H.M.G., 2005. Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France, *Agri. Ecosys. Env.*, 105, 127-144.
- Bonneau M., Antoine-Ilari E., Phatsara C., Brinkmann D., Hviid M., Christiansen M.G., Fàbrega E., Rodríguez P., Rydhmer L., Enting I., de Greef K., Edge H., Dourmad J.Y., Edwards S., 2011. Diversity of pig production systems at farm level in Europe. *J. Chain Network Sci.*, 11, 115-135
- Bonneau M., Ilari-Antoine E., Dourmad J.Y., de Greef K., Klauke T., Cina U., Houwers W., Fabrega E., Gonzalez J., Rydhmer L., Zimmer C., Hviid M., van den Oever B., Edwards S., 2013. La durabilité des systèmes d'élevage de porcs : outil d'évaluation et applications. *Journées Rech. Porcine*, 45, 115-120.
- de Boer I.J.M., 2003. Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. *Livest. Prod. Sci.*, 80, 69-77.
- de Vries M., de Boer I.J.M., 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: a review of LCA. *Livest. Sci.*, 128, 1-11.
- Dourmad J.Y., Hermansen J.E., Bonneau M., 2008. Tools for assessing environmental sustainability of pork production systems. Vilnius. EAAP Book of abstracts, 2008, (abstr.), 8.
- Edwards S.A., 2005. Product quality attributes associated with outdoor pig production. *Livest. Prod. Sci.*, 94, 5-14.
- Edwards S.A., Dourmad J.Y., Edge H.L., Fabrega E., de Greef K., Antoine-Ilari E., Phatsara C., Rydhmer L., Bonneau M., 2008. Q-porkchains: tools for assessing sustainability of pigmeat production systems. Vilnius. EAAP Book of abstracts, 2008, (abstr.), 7.
- European Commission, 2006. Special Eurobarometer 238. Risk Issues. February. Available at: [http://ec.europa.eu/food/food/resources/special-eurobarometer\\_riskissues20060206\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/food/food/resources/special-eurobarometer_riskissues20060206_en.pdf), Accessed 14 June 2011.
- Frischknecht R., Jungbluth N., Althaus H.J., Bauer C., Doka G., Dones R., Hischier R., Hellweg S., Humbert S., Köllner T., Loerincik Y., Margni M., Nemecek T., 2007. Implementation of Life Cycle Impacts Assessment methods. Ecoinvent report no. 3, v2.0. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland, 153p.
- Halberg N., Hermansen J.E., Kristensen I.S., Eriksen J., Tvedegaard N., Petersen B.M., 2010. Impact of organic pig production on CO<sub>2</sub> emission, C sequestration and nitrate pollution. *Agron. Sust. Dev.*, 30, 721-731.
- Haas G., Wetterich F., Kopke U., 2001. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agri. Ecosys. Env.*, 83, 43-53.
- IPCC 2006. 2006 Guidelines for national greenhouse gas inventories, Chapter 10. Eggleston HS, Buendia L, Miwa K, Ngara T et Tanabe K (Eds). IGES, Japan, 87 p.
- LCA Food database, 2007. Available online: <http://www.lcafood.dk/>
- Mosnier E., van der Werf H.M.G., Boissy J., Dourmad J.Y., 2011. Evaluation of the environmental implications of the incorporation of feed-use amino acids in the manufacturing of pig and broiler feed using Life cycle Assessment. *Animal*, 5, 1973-1983.
- Nemecek T., Kägi T., 2007. Life cycle inventories of Swiss and European Agricultural production systems. Final report Ecoinvent report v 2.0., no. 15, Agroscope Reckenholz-Taenikon Research Station ART, Swiss Centre for life cycle inventories, Zurich and Dübendorf, Switzerland, 120 p.
- Nguyen T.L.T., Hermansen J.E., Mogensen L., 2010. Fossil energy and GHG saving potentials of pig farming in the EU. *Energy Policy*, 38, 2561-2571.
- Nguyen T.L.T., Hermansen J.E., Mogensen L., 2011. Environmental assessment of Danish pork. Internal Report, Faculty of Agricultural science, Aarhus University, pp. 31. [http://web.agrsci.dk/djfpublikation/djfpdf/ir\\_103\\_54761\\_indhold\\_internet.pdf](http://web.agrsci.dk/djfpublikation/djfpdf/ir_103_54761_indhold_internet.pdf)
- Payraudeau S., van der Werf H.M.G., 2005. Environmental impact assessment for a farming region: a review of methods. *Agri. Ecosys. Env.*, 104, 1-19.
- Petit J., van der Werf H.M.G., 2003. Perception of the environmental impacts of current and alternative modes of pig production by stakeholder groups. *J. Env. Manag.*, 68, 377-386.
- Rigolot C., Espagnol S., Pomar C., Dourmad J.Y., 2010a. Modelling of manure production by pigs and NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions. Part I: animal excretion and enteric CH<sub>4</sub> effect of feeding and performance. *Animal*, 4, 1401-1412.
- Rigolot C., Espagnol S., Robin P., Hassouna M., Béline F., Paillat J.M., Dourmad J.Y., 2010b. Modelling of manure production by pigs and NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions. Part II: effect of animal housing, manure storage and treatment practices. *Animal*, 4, 1413-1424.