



HAL
open science

Agriculture et environnement : une évaluation de la performance environnementale d'exploitations bovines

Isabelle Piot-Lepetit, . Esr. Département d'Economie Et Sociologie
Ruralesdijon

► To cite this version:

Isabelle Piot-Lepetit, . Esr. Département d'Economie Et Sociologie Ruralesdijon. Agriculture et environnement : une évaluation de la performance environnementale d'exploitations bovines. 1. Séminaire "Jeunes chercheurs", Dec 1997, Dourdan, France. 12 p. hal-02841851

HAL Id: hal-02841851

<https://hal.inrae.fr/hal-02841851>

Submitted on 7 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0
International License



INRA

Département
d'Economie et Sociologie Rurales

Premier séminaire « Jeunes Chercheurs »

Agriculture et environnement : une évaluation de la performance
environnementale d'exploitations bovines

Piot-Lepetit Isabelle (INRA-Rennes)

**INRA - ECONOMIE
BIBLIOTHEQUE
Rue Adolphe Bobierre
CS 61103
35011 RENNES CEDEX
Tél. 02.99.28.54.08**

17-18 décembre 1997 - Dourdan

DOCUMENTATION ÉCONOMIE RURALE RENNES



THE HISTORY OF THE UNITED STATES

BY JOHN B. HENNINGSEN

THE HISTORY OF THE UNITED STATES
BY JOHN B. HENNINGSEN
THE HISTORY OF THE UNITED STATES
BY JOHN B. HENNINGSEN

THE HISTORY OF THE UNITED STATES

Agriculture et Environnement : une évaluation de la performance environnementale d'exploitations bovines

Isabelle Piot-Lepetit

INRA-Economie, 65 rue de Saint Briec 35042 Rennes cedex, France

tél : (33) 02 99 28 72 13, fax : (33) 02 99 28 53 80, Email : piot@roazhon.inra.fr

Séminaire Jeunes Chercheurs

Dourdan, 17-18 décembre 1997

1. Introduction

L'affranchissement de l'agriculture vis à vis des contraintes naturelles s'est opéré à travers un processus d'intensification technique qui a conduit à une amélioration des rendements mais aussi à une spécialisation sectorielle et spatiale des productions. En particulier, l'intensification des productions animales s'exprime par un déséquilibre entre le nombre total d'animaux et la surface agricole capable d'assimiler les déjections correspondantes. Dans certaines régions agricoles telles que la Bretagne, le pouvoir épurateur du sol devient saturé. L'existence de surplus d'éléments fertilisants conduit aux phénomènes d'eutrophisation, aux pollutions atmosphériques avec dégagement d'ammoniac et à des nuisances liées aux odeurs. Cependant, la présence de nitrates dans l'eau potable reste la question la plus préoccupante au regard de l'opinion publique. Pour y répondre, une législation a été mise en œuvre au niveau européen avec la directive nitrates ainsi qu'au niveau national. Toutefois, l'utilisation des intrants d'une manière inefficace au cours du cycle de production demeure l'une des causes de la pollution. Cette inefficacité se manifeste par un gaspillage des facteurs de production et par l'existence de résidus polluants. Dans ce contexte, la résorption des inefficacités techniques propres aux exploitations agricoles peut conduire à une amélioration de leur efficacité en matière environnementale.

Dans un premier temps, l'approche proposée ici tente de repérer les potentialités de réduction des coûts de production et en particulier du niveau des engrais achetés pour un ensemble d'exploitations tout en maintenant leur niveau de production inchangé. Grâce à la notion d'efficacité technique (Farrell, 1957), on mesure l'écart existant entre le niveau des intrants observé pour chaque entreprise agricole et un niveau considéré comme optimal déterminé par rapport aux exploitations les plus performantes. Cette amélioration de la situation individuelle des producteurs présente un intérêt pour la société puisque par résorption de leur inefficacité relative aux intrants polluants, les producteurs contribuent à limiter l'impact négatif de l'agriculture sur l'environnement. Dans un deuxième temps, nous nous intéressons au co-produit particulier de l'activité agricole, que sont les déjections animales. Une mesure de performance environnementale est déterminée afin d'estimer le potentiel de réduction du niveau d'azote organique présent sur chaque exploitation. Ces mesures peuvent aussi permettre de repérer quels sont les facteurs responsables de la moindre performance de certaines exploitations, ce qui permet d'envisager des actions de développement mieux ciblées.

Après une présentation de la méthodologie employée, les différentes mesures d'efficacité et de performance environnementale sont appliquées à trois échantillons d'élevage bovins des régions Bretagne et Pays de la Loire pour l'année 1995.

2. Efficacité technique et performance environnementale

Pour repérer les potentialités de réduction des coûts de production et en particulier, du niveau des engrais achetés, nous utilisons la notion d'efficacité technique développée par Farrell (1957). Proche de l'esprit du coefficient d'utilisation des ressources de Debreu (1951), l'efficacité technique mesure la façon dont un entrepreneur combine ses facteurs de production pour obtenir un certain niveau de

biens. Il existe une inefficacité technique lorsqu'une quantité moindre d'intrants permet de produire le même niveau de produits. Pour évaluer cette inefficacité, nous utilisons l'approche non paramétrique développée par Charnes *et al.* (1978) appelée Data Envelopment Analysis (DEA)¹. Elle utilise la programmation linéaire pour construire la frontière de l'ensemble de production sans qu'aucun vecteur de paramètre ne soit estimé. D'autre part, pour dériver un indice de performance environnementale, nous utilisons les approches développées par Färe *et al.* (1989), Ball *et al.* (1994) et Färe *et al.* (1996)² qui étudient la productivité de firmes en présence d'un certain nombre de produits non désirés. Dans le contexte de notre étude, nous considérons que l'azote organique participe à l'efficacité de la production par l'utilisation de son caractère fertilisant mais qu'au delà d'un certain niveau de production, il devient un produit non désiré puisqu'un certain nombre de mesures sont prises pour en limiter l'épandage et en réglementer le stockage.

Afin de formaliser la technologie de production agricole, considérons $x \in R_+^N$, le vecteur des facteurs de production et $(y, y_A) \in R_+^M$ celui des produits avec y le vecteur des productions recherchées (animale et végétale) et y_A le niveau d'azote organique associé à l'activité d'élevage. La technologie représentant l'ensemble des plans de production techniquement possibles est définie par :

$$T = \{(x, y, y_A) : (y, y_A) \text{ est produit à partir de } x\} \quad (1)$$

Nous supposons que les inputs sont librement disponibles ou éliminables. Le producteur peut utiliser plus d'intrants que nécessaire pour produire un certain niveau de produits, ce qui se formalise par : si $(x, y, y_A) \in T$ et $x' \geq x$ alors $(x', y, y_A) \in T$. De même, nous supposons que les outputs y vérifient l'hypothèse de libre ou forte disposition. A partir d'une quantité donnée d'intrants le producteur a la possibilité de produire une quantité plus faible de produits sans coût additionnel. Par contre, cette hypothèse ne peut être maintenue pour l'azote organique. En effet, au delà d'un certain niveau de production, la saturation des surfaces d'épandage disponibles, de même que les contraintes réglementaires liées au stockage des lisiers et fumiers entraînent un coût d'élimination de ce produit, surtout pour des niveaux élevés d'azote organique co-produit. Ce coût peut se traduire par une augmentation des intrants (travail, équipements spécifiques, capacités de stockage, ...) ou par une diminution des autres productions à niveau d'inputs donné. Nous supposons alors que l'azote organique est seulement faiblement disponible c'est à dire que :

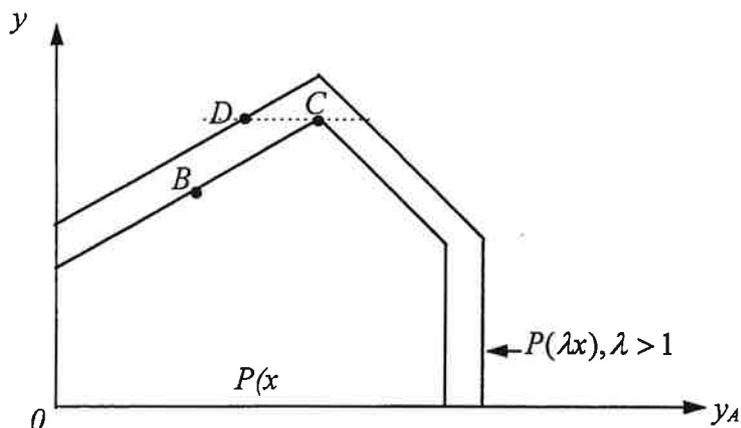
si $(x, y, y_A) \in T$ et $y' \leq y$ alors $(x, y', y_A) \in T$ et

si $(x, y, y_A) \in T$ et $0 < \theta \leq 1$ alors $(x, \theta y, \theta y_A) \in T$

¹ Pour une présentation des différentes approches possibles permettant de construire une frontière de production et de mesurer l'efficacité se reporter à Coelli (1995) ou Piot-Lepetit (1995).

² Pour une présentation des différentes mesures de la performance environnementale des entreprises se référer à Tyteca (1996).

Figure 1 : Disponibilité faible et forte des produits



La figure 1 illustre les notions de disponibilités forte et faible des produits (Färe *et al.*, 1994). L'ensemble $P(x)$ désigne l'ensemble des couples (y, y_A) techniquement réalisables à partir de la dotation factorielle x . La forte disponibilité de y est caractérisée par le segment de droite parallèle à l'axe Oy et la faible disponibilité de y_A par le segment de droite oblique allant de l'axe Oy au point C . Pour une exploitation située en C , la réduction du niveau y_A conduit soit à une réduction de y pour un niveau donné de x (de C à B), soit une augmentation des intrants x à pour un niveau de y fixé (de C à D).

Sous ces différentes hypothèses et si nous disposons d'un échantillon contenant J exploitations agricoles ($j=1, \dots, J$), nous pouvons définir la technologie de production par une enveloppe linéaire par morceaux des observations :

$$T = \left\{ (x, y, y_A) : x \geq \sum_{j=1}^J \lambda^j x^j, y \leq \sum_{j=1}^J \lambda^j y^j, y_A = \sum_{j=1}^J \lambda^j y_A^j, \lambda \in R_+^J, \sum_{j=1}^J \lambda^j = 1 \right\} \quad (2)$$

où λ^j est le vecteur intensité servant à construire la technologie de production. La première contrainte signifie que toute dotation factorielle x supérieure ou égal à des combinaisons linéaires³ des dotations observées est possible car les inputs vérifient l'hypothèse de libre disposition. De même, pour la contrainte sur les y , tout niveau inférieur ou égal à des combinaisons linéaires de productions observées peut être réalisé. Par contre, l'hypothèse de faible disposition ou élimination postulée pour y_A , se traduit dans la troisième contrainte par le fait que tout niveau produit d'azote organique doit être au plus égal à des combinaisons linéaires de quantités effectivement produites. La dernière contrainte correspond à une hypothèse de rendements variables (cf. Färe *et al.*, 1985, 1994).

Pour chaque exploitation de l'échantillon, la mesure de l'efficacité technique de Farrell dans le plan des facteurs se définit par :⁴

$$ET^j(x, y, y_A) = \min_h \{ h : (hx, y, y_A) \in T \} \quad j = 1, \dots, J \quad (3)$$

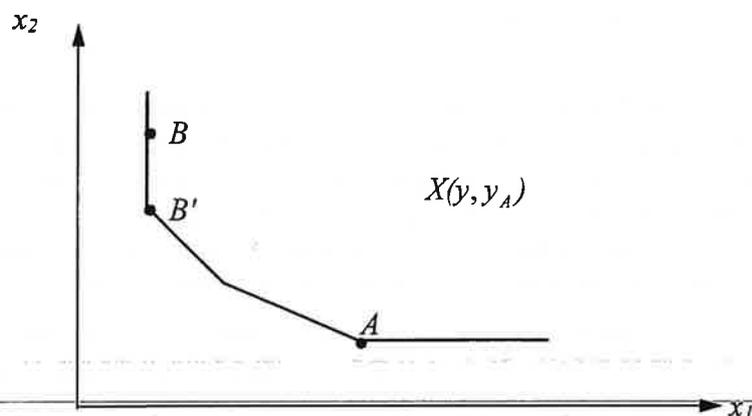
La valeur de h donne une indication sur le montant dont les inputs peuvent être réduits. Elle prend des valeurs comprises entre 0 et 1. Un score de 1 caractérise l'efficacité technique de l'exploitation considérée. Aucun ajustement des intrants n'est possible. Cette observation se situe sur la frontière de production approximée. Lorsque la mesure prend une valeur inférieure à 1, l'exploitation considérée présente une inefficacité technique. Tous ses intrants peuvent alors être réduits de manière

³ Nous supposons que la technologie est convexe. L'approche FDH (Free Disposal Hull) qui permet de se libérer de l'hypothèse de convexité de la frontière de production, se fonde sur l'hypothèse de libre disposition que nous cherchons à affaiblir pour l'azote organique.

⁴ Le programme linéaire correspondant est fourni en annexe.

équi-proportionnelle du montant $1 - ET^j(x, y, y_A)$. Pour obtenir une mesure de l'inefficacité technique par facteur, nous utilisons ensuite les mesures ajustées de Torgensen *et al.* (1996). En effet, après avoir déterminé l'efficacité technique de Farrell, certains inputs présentent des variables d'écart montrant ainsi qu'il subsiste une inefficacité qui n'a pas été prise en compte par la mesure de Farrell. Comme l'illustre la figure 2 les observations *A* et *B* sont déclarées techniquement efficaces par la mesure de Farrell car elles se situent sur la frontière de production de $X(y, y_A)$, l'ensemble de tous les intrants x permettant la production du niveau (y, y_A) d'outputs. Cependant, il subsiste une inefficacité pour *B* car la même quantité de produits (y, y_A) peut être obtenue à partir d'une quantité moindre de facteur 1. La mesure de la distance séparant *B* et *B'* est fournie dans la variable d'écart associée au facteur 1 pour l'exploitation *B*.

Figure 2 : Efficacité technique et variables d'écart



Les mesures ajustées proposées par Torgensen *et al.* (1996), utilisent l'information contenue dans les variables d'écart pour évaluer une efficacité technique par facteur définie par :

$$ET_m^j(x, y, y_A) = \frac{ET^j(x, y, y_A)x_m^j - S_m^j}{x_m^j} \quad m = 1, \dots, M \quad j = 1, \dots, J \quad (4)$$

où S_m^j est la variable d'écart associée à l'input m , $ET^j(x, y, y_A)$ la valeur de l'efficacité technique de Farrell et x_m^j la quantité de facteur m utilisée par l'exploitation j pour produire le niveau de produits (y^j, y_A^j) . Cette mesure sera utilisée pour évaluer les réductions potentielles d'engrais achetés pouvant être réalisées par chaque exploitation lorsqu'elle cherche à résorber son inefficacité technique.

Lorsque nous nous intéressons au co-produit particulier de l'activité agricole que sont les déjections animales, l'approche précédente qui nous permet de dériver les potentialités de réduction des facteurs de production doit être modifiée. En effet, par sa teneur en azote organique, ce produit peut constituer un intrant de la production végétale et contribuer ainsi à l'efficacité technique des technologies mises en œuvre même si au-delà d'un certain niveau l'azote organique devient un produit non désiré ou à éliminer. Pour tenir compte du caractère de netput des déjections animales, nous cherchons à en réduire la consommation au même titre que les autres intrants. Cette nouvelle formalisation conduit à une nouvelle mesure de l'efficacité technique définie par :⁵

$$ET_{y_A}^j(x, y, y_A) = \min_h \{h : (hx, y, hy_A) \in T\} \quad j = 1, \dots, J \quad (5)$$

⁵ Le programme linéaire correspondant est fourni en annexe.

Désormais, la résorption de l'inefficacité ne s'effectue plus dans l'hyperplan des facteurs de production mais dans celui des intrants et de l'azote organique : (x, y_A) . Cette mesure n'est pas indépendante de celle définie par (3) puisqu'elle vérifie la relation suivante :

$$ET^j(x, y, y_A) \leq ET_{y_A}^j(x, y, y_A) \quad (6)$$

En effet, la mesure déterminée par la relation (5) conduit à une réduction simultanée et équiproportionnelle des intrants et de l'azote organique, ce qui réduit les marges de manoeuvre des producteurs par rapport à la situation définie par (3) où seuls les intrants peuvent être ajustés. Tyteca (1997) définit $ET_{y_A}^j(x, y, y_A)$ comme un indice de performance environnementale des exploitations dans le sens où la comparaison des deux mesures met en évidence les difficultés liées à l'ajustement du niveau d'azote organique. Toutefois, pour dériver une mesure de la performance environnementale des exploitations dans leur gestion de l'azote organique, une autre mesure définie par Färe et al (1996) peut être utilisée. Les auteurs utilisent une propriété de séparabilité de la fonction distance en input qui est l'inverse de la mesure de l'efficacité technique de Farrell définie par (3) pour obtenir un indicateur de performance environnementale par :

$$EEnv^j = \frac{ET^j(x, y)}{ET^j(x, y, y_A)} \quad j = 1, \dots, J \quad (7)$$

où $ET^j(x, y)$ est une mesure de l'efficacité technique obtenue sur un sous ensemble de T pour lequel la contrainte correspondant à l'azote organique a été omise. Ainsi on a :⁶

$$ET^j(x, y) = \min_h \{h : (hx, y) \in \hat{T}\} \quad j = 1, \dots, J \quad (8)$$

$$\text{avec } \hat{T} = \left\{ (x, y) : x \geq \sum_{j=1}^J \lambda^j x^j, y \leq \sum_{j=1}^J \lambda^j y^j, \lambda \in R_+^J, \sum_{j=1}^J \lambda^j = 1 \right\}$$

Cet indicateur prend des valeurs comprises entre 0 et 1. Lorsqu'une exploitation présente une efficacité environnementale $EEnv=1$ c'est à dire que la même mesure de l'efficacité technique est obtenue par rapport à T et \hat{T} . L'omission de la contrainte sur l'azote organique ne modifie pas l'efficacité de l'exploitation. Le co-produit considéré ici n'est pas contraignant pour cette exploitation. Par contre, toute valeur de l'efficacité environnementale inférieure à 1 met en évidence une perte d'efficacité due à la présence de la contrainte sur l'azote organique. La mesure $EEnv$ peut être étendue au cas où $ET^j(x, y, y_A)$ est remplacé par $ET_{y_A}^j(x, y, y_A)$.

Les différentes mesures présentées dans cette section, répondent à des objectifs différents. $EEnv$ mesure l'impact sur le score d'efficacité de la prise en compte de l'azote organique dans le modèle. Comme le coût d'élimination de ce co-produit pèse sur l'activité de production, les possibilités d'ajustements des producteurs se trouve réduite de la valeur de $EEnv$. $EEnv_{y_A}$ fournit la même information lorsque l'on cherche en plus à réduire la quantité de déjections présente sur l'exploitation. La différence entre $EEnv$ et $EEnv_{y_A}$ mesure les possibilités d'ajustements supplémentaires liées à la réduction de l'azote organique conjointement à celle des intrants. La même information est fournie par la comparaison de $ET^j(x, y, y_A)$ et $ET_{y_A}^j(x, y, y_A)$.

⁶ Le programme linéaire correspondant est fourni en annexe.

3. Application aux élevages bovins

3.1. Données et variables du modèle

La méthodologie DEA présentée dans la section précédente, a été appliquée à trois échantillons du RICA (Réseau d'Information Comptable Agricole) produisant des bovins au cours de l'année 1995 en Bretagne et dans les Pays de la Loire. Les exploitations concernées ont été regroupées en trois sous échantillons selon leur orientation productive. Le premier regroupe les producteurs spécialisés dans la production de lait et contient 229 observations réparties sur les deux régions concernées. Le second groupe constitué des producteurs spécialisés dans la production de bovins-viande comprend 79 exploitations. Enfin le dernier échantillon comprend 95 exploitations associant les deux spécialités précédentes. Nous emploierons le qualificatif de production mixte pour les désigner dans la suite du texte.

Pour les échantillons production laitière et mixte, quatre produits sont pris en compte : la production de lait, la production animale, la production végétale et l'azote organique co-produit par l'activité d'élevage sur l'exploitation⁷. Pour les exploitations produisant des bovins-viande, nous ne conservons que les trois dernières productions. Parmi les huit facteurs de production utilisés pour décrire la technologie, trois d'entre eux sont supposés fixes⁸ : la terre (mesurée en hectares), le travail (mesuré en UTA)⁹ et les bâtiments. La variable bâtiment regroupe les charges affectées à l'entretien des bâtiments ainsi qu'à l'amortissement des constructions. Les cinq autres facteurs de production sont supposés variables. Ils correspondent aux charges de matériel, aux consommations intermédiaires affectées à la production animale, aux achats d'engrais, aux autres consommations intermédiaires affectées à la production végétale ainsi que les autres charges d'exploitation. Dans la variable matériel sont regroupées les charges de l'exercice liées à la location, l'amortissement ou l'entretien du matériel. Les charges d'élevage sont constituées principalement par les achats d'aliments à plus de 60 % quelle que soit l'orientation productive considérée. Quant aux autres charges liées à l'activité de culture, elles correspondent principalement aux services effectués par des tiers ainsi qu'à l'achat de semences et de produits phytosanitaires. Le tableau 1 présente les valeurs moyennes des variables utilisées pour les différents échantillons.

⁷ L'azote organique co-produit par l'activité d'élevage est évalué à partir des effectifs des animaux présents sur l'exploitation et des normes du CORPEN (Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates provenant des activités d'élevage).

⁸ Nous supposons que ces trois facteurs ne pourront pas être ajustés par les producteurs au cours de l'année considérée du fait de rigidités liées au marché. Toutefois, sur une période de temps plus importante, cette contrainte peut être relâchée.

⁹ Une UTA (Unité de Travailleur annuel) correspond à 2200 heures de travail.

Tableau 1 : Présentation des variables du modèle selon l'orientation productive.

| | <i>Lait</i> | | <i>Viande</i> | | <i>Mixtes</i> | |
|-------------------------------|-------------|------------|---------------|------------|---------------|------------|
| | Moyenne | Ecart-type | Moyenne | Ecart-type | Moyenne | Ecart-type |
| <i>Produits (F)</i> | | | | | | |
| Lait | 415375 | 176663 | - | - | 280160 | 185420 |
| Animal | 95111 | 56399 | 298286 | 172064 | 211138 | 153443 |
| Végétal | 14728 | 32223 | 12961 | 31253 | 29822 | 43846 |
| Azote organique (kg) | 3665 | 1447 | 2706 | 1625 | 4409 | 2188 |
| <i>Facteurs fixes</i> | | | | | | |
| Terre (ha) | 39,5 | 16,8 | 53,7 | 30,7 | 60,3 | 28,8 |
| Travail (UTA) | 1,5 | 0,5 | 1,3 | 0,5 | 1,6 | 0,6 |
| Bâtiments (F) | 21645 | 18074 | 19047 | 19214 | 25740 | 29761 |
| <i>Facteurs variables (F)</i> | | | | | | |
| Matériel | 65850 | 38066 | 52135 | 27820 | 78688 | 59005 |
| CI élevage | 89765 | 52532 | 77954 | 96862 | 120899 | 190226 |
| Engrais | 26886 | 15930 | 28199 | 17523 | 33424 | 18843 |
| autres CI culture | 64003 | 31885 | 46413 | 28145 | 68371 | 40539 |
| autres CI | 82151 | 66597 | 46753 | 27882 | 74208 | 69625 |

CI : Consommations Intermédiaires

3.2. Mesure de l'efficacité technique

Par définition, les mesures d'efficacité obtenues permettent d'évaluer le potentiel de réduction de tous les facteurs variables existant lorsque les entreprises cherchent à rejoindre la frontière de production tout en maintenant inchangé le niveau des facteurs fixes et des produits. La moyenne arithmétique de ces mesures est présentée dans le tableau 2. Lorsque l'on ne tient pas compte de la présence d'azote organique, l'efficacité technique $ET(x,y)$ est comprise entre 0,88 et 0,97 suivant la spécialité des élevages considérés. Ainsi, il existe une possibilité de réduction de tous les intrants variables de 12 % en moyenne pour les producteurs de bovins-viande. Elle est de 6 % pour ceux spécialisés dans la production de bovins-lait et de 3 % pour les éleveurs dont l'orientation est mixte. Lorsque l'on tient compte de la présence d'azote organique, la moyenne du score d'efficacité technique $ET(x,y,y_A)$ est, comme prévu, supérieure quel que soit le type d'élevage et prend des valeurs comprises entre 0,92 et 0,99. L'introduction de l'azote organique comme co-produit polluant de l'activité bovine réduit les possibilités d'ajustements des facteurs variables qui sont désormais de 8 % en moyenne pour les éleveurs de bovins-viande, de 4 % pour ceux produisant des bovins-lait et de 1 % pour ceux dont l'activité de production combine lait et viande. Lorsque l'on cherche en plus à réduire l'azote organique conjointement à la réduction des intrants, l'efficacité technique $ET_{y_A}(x,y,y_A)$ prend alors des valeurs supérieures à 0,93 quelle que soit l'orientation considérée. Les producteurs de bovins-viande peuvent réduire simultanément d'environ 6 % leur consommation d'intrants et d'azote organique. Cette réduction potentielle est de 2 % pour les producteurs de bovins-lait alors que les mixtes apparaissent en moyenne proche de l'efficacité technique. L'utilisation d'un test statistique non paramétrique basé sur le coefficient de corrélation de Spearman (Conover, 1980, p. 305) permet de vérifier que les trois mesures d'efficacité technique présentées ici classent les exploitations de la même manière. Les exploitations déclarées techniquement efficaces ou inefficaces sont ordonnancées à peu près de la même manière par les différentes estimations.

Tableau 2 : Efficacité technique d'exploitations produisant des bovins en 1995 en Bretagne et Pays de la Loire selon leur orientation productive

| | Moyenne | Ecart-type | Minimum | Exploitations efficaces | |
|-----------------------|---------|------------|---------|-------------------------|------|
| | | | | nb | % |
| $ET(x, y)$ | | | | | |
| lait | 0,941 | 0,109 | 0,475 | 104 | 45,5 |
| viande | 0,885 | 0,173 | 0,387 | 34 | 43,0 |
| mixtes | 0,973 | 0,088 | 0,530 | 52 | 54,7 |
| $ET(x, y, y_A)$ | | | | | |
| lait | 0,971 | 0,081 | 0,485 | 132 | 57,6 |
| viande | 0,925 | 0,156 | 0,390 | 41 | 51,9 |
| mixtes | 0,998 | 0,008 | 0,940 | 60 | 63,2 |
| $ET_{y_A}(x, y, y_A)$ | | | | | |
| lait | 0,981 | 0,056 | 0,666 | 123 | 53,7 |
| viande | 0,934 | 0,144 | 0,408 | 37 | 46,8 |
| mixtes | 0,999 | 0,005 | 0,951 | 59 | 62,1 |

En ce qui concerne la distribution des scores d'efficacité technique à l'intérieur des orientations productives étudiées, on constate que quel que soit l'échantillon entre 43 et 63 % des exploitations ont un score de 1. C'est dans le groupe des producteurs mixtes que cette proportion est la plus élevée. Notons que la prise en compte de la contrainte sur l'azote organique augmente le nombre d'exploitations déclarées techniquement efficaces par l'approche non paramétrique. Les possibilités d'ajustement se trouvent réduites lorsque l'on tient compte des déjections animales dans le modèle. Le troisième modèle réduit ce nombre car il contraint les exploitations à réduire leur niveau d'azote organique, en même temps que le niveau des facteurs de production variable utilisé. Cependant, le nombre d'exploitations demeure supérieur à celui obtenu dans le premier modèle du tableau 2 (absence d'azote organique).

3.3. Efficacité technique dans l'utilisation des engrais.

Suivant les travaux de Torgensen *et al.* (1996), le tableau 3 définit des mesures d'efficacité technique spécifiques pour les engrais achetés. Les écarts-type sont plus élevés que pour les mesures de Farrell définies dans le tableau 2. Les mesures spécifiques tenant compte des variables d'écart associées à chaque contrainte des modèles présentent une plus grande variabilité. Quelle que soit l'orientation productive considérée, on remarque des possibilités de réduction des engrais achetés comprises entre 11 et 18 % selon le modèle estimé pour les producteurs de bovins-viande, entre 5 et 9 % pour ceux de bovins-lait et de 3 à 4 % pour les producteurs mixtes.

Tableau 3 : Mesure de l'efficacité technique dans l'utilisation des engrais.

| | Moyenne | Ecart-type | Minimum | Exploitations efficaces | |
|-----------------------|---------|------------|---------|-------------------------|------|
| | | | | nb | % |
| $ET(x, y)$ | | | | | |
| lait | 0,915 | 0,154 | 0,371 | 140 | 61,1 |
| viande | 0,820 | 0,253 | 0,133 | 33 | 41,8 |
| mixtes | 0,959 | 0,124 | 0,397 | 78 | 81,1 |
| $ET(x, y, y_A)$ | | | | | |
| lait | 0,947 | 0,120 | 0,420 | 156 | 68,1 |
| viande | 0,891 | 0,224 | 0,133 | 51 | 64,6 |
| mixtes | 0,969 | 0,110 | 0,237 | 71 | 74,7 |
| $ET_{y_A}(x, y, y_A)$ | | | | | |
| lait | 0,940 | 0,127 | 0,363 | 131 | 57,2 |
| viande | 0,852 | 0,249 | 0,174 | 37 | 46,8 |
| mixtes | 0,973 | 0,113 | 0,184 | 64 | 67,4 |

Les mesures présentées dans cette section, mettent en évidence une plus grande efficacité technique des producteurs dont l'orientation est mixte. Les possibilités d'ajustement sont très faibles. La diversification de la production peut être un élément explicatif de l'efficacité de ces exploitations. Toutefois, ceci demande à être confirmé par une mesure des économies de gamme ou de diversification de ce secteur d'activité. Une telle mesure permet d'évaluer les gains existant pour les producteurs à associer ou non plusieurs ateliers.

3.4. Efficacité technique dans la gestion de l'azote organique

La mesure de la performance environnementale des exploitations dans leur gestion de l'azote organique est présentée dans le tableau 4. Elle prend des valeurs comprises entre 0,95 et 0,97 selon l'orientation productive et le modèle considérés. Il existe un potentiel d'amélioration de la gestion des déjections animales compris entre 2 et 5 %. Les résultats mesurés par $EEnv_{y_A}$ sont obtenus en remplaçant $ET(x,y,y_A)$ dans l'équation (5) par $ET_{y_A}(x,y,y_A)$. Les scores obtenus sont plus faibles en moyenne car les exploitations sont plus contraintes dans ce dernier modèle dans leur gestion de l'azote organique que dans le modèle précédent. La différence entre les deux mesures, nous fournit une indication sur les possibilités des producteurs de substituer l'azote organique à l'azote minéral sur leur exploitation, en modifiant leurs pratiques de fertilisation.

Tableau 4: Performance environnementale des exploitations dans leur gestion de l'azote organique.

| | Moyenne | Ecart-type | Minimum | Exploitations efficaces | |
|--------------|---------|------------|---------|-------------------------|------|
| | | | | nb | % |
| $EEnv$ | | | | | |
| lait | 0,968 | 0,071 | 0,599 | 123 | 53,7 |
| viande | 0,958 | 0,093 | 0,594 | 38 | 48,1 |
| mixtes | 0,975 | 0,087 | 0,530 | 60 | 63,2 |
| $EEnv_{y_A}$ | | | | | |
| lait | 0,957 | 0,083 | 0,599 | 112 | 48,9 |
| viande | 0,948 | 0,105 | 0,575 | 36 | 45,6 |
| mixtes | 0,974 | 0,087 | 0,530 | 52 | 54,7 |

Afin de mettre en évidence quelques facteurs susceptibles d'expliquer les différences de performance, les principales caractéristiques des élevages ont été comparées selon leur niveau d'efficacité dans l'utilisation des engrais et des déjections animales. Pour les producteurs de bovins-lait, nous observons que ceux qui présentent la meilleure efficacité dans la gestion de l'azote minéral et organique ont un niveau de chargement plus élevé que ceux qui sont déclarés moins performants. Leur formation agricole est plus élevée. Ils utilisent un nombre d'UTA par UGB inférieur et ont une superficie toujours en herbe supérieure. Leur charge financière est moins élevée. Les producteurs de bovins-viande les plus efficaces sont plus âgés (46 contre 43 ans, en moyenne), leur formation agricole est plus élevée. Pour un niveau de chargement identique, ils utilisent moins d'UTA, leur charge financière est plus faible. Leur surface toujours en herbe est plus importante ainsi que leur surface fourragère totale. Enfin, les producteurs mixtes les plus performants sont plus formés et possèdent un chargement plus important. Le nombre d'UTA utilisé sur l'exploitation est plus élevé. Leurs surfaces toujours en herbe ou fourragère principale sont plus petites.

4. Conclusion

L'approche non paramétrique utilisée pour mesurer la performance environnementale d'un ensemble d'exploitations bovines de Bretagne et Pays de Loire réparties en trois échantillons selon leur orientation productive pour l'année 1995 a permis de mettre en évidence un potentiel de réduction des facteurs variables et en particulier des engrais achetés, ainsi que de l'azote organique. Les possibilités d'ajustements sont très différentes selon les orientations productives ; les bovins-viande présentant les plus importantes et les mixtes les plus faibles. L'étude demande à être poursuivie pour confirmer ses résultats. Tout d'abord, une étude *ex ante* des points atypiques des échantillons concernés permettrait

peut être de repérer des exploitations dont la technologie de production se différencie de manière importante des autres observations. De plus, nous avons utilisé les mêmes variables pour construire la frontière de production. Il serait intéressant de vérifier si ces variables sont pertinentes pour toutes les orientations productives étudiées. Pour les producteurs mixtes, une étude complémentaire permettrait aussi d'évaluer l'impact de la diversification sur les résultats de ces producteurs au travers de la mesure des économies de gamme mais aussi en terme d'efficacité d'échelle puisque ce sont les exploitations qui disposent en moyenne de la plus grande SAU des trois échantillons considérés.

Les mesures d'efficacité technique et de performance environnementale développées demeurent relatives à l'échantillon étudié. L'introduction d'une exploitation additionnelle ou l'omission d'une exploitation existante peut modifier les scores obtenus lorsqu'il s'agit d'observations situées sur la frontière de production. Une étude de la sensibilité des mesures obtenues pourraient permettre de valider les résultats (Thompson *et al.*, 1994, Parkin et Hollingsworth, 1997). De même, l'utilisation d'une technique telle que le bootstrap permet de déterminer des intervalles de confiance pour les scores d'efficacité (Ferrier et Hirschberg, 1997). De plus, la technologie agricole a été modélisée comme une "boîte noire" sans tenir compte des productions ou consommations intermédiaires (autres que l'azote organique) existant sur l'exploitation agricole. Lorsque les données le permettent, l'introduction de ce genre de contraintes dans le modèle fournit une plus grande flexibilité dans la recherche de l'efficacité (Färe et Whittaker, 1996).

Bibliographie

-
- Ball E., Lovell K., Nehring R., Somwaru A. (1994), Incorporating undesirable outputs into models of production: an application to U.S. agriculture, *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales*, 31, 60-74.
- Charnes A., Cooper W.W., Rhodes E. (1978), Measuring the efficiency of decision making units, *European Journal of Operations Research*, 2, 139-156.
- Coelli T.J. (1995), Recent developments in frontier modelling and efficiency measurement, *Australian Journal of Agricultural Economics*, 39, 3, december, 219-245.
- Conover W.J. (1980), *Practical nonparametric statistics*, 2nd ed., John Wiley and Sons, New-York.
- Debreu G. (1951), The coefficient of resource utilization, *Econometrica*, 19, 273-292.
- Färe R., Grosskopf, S., Lovell C.A.K. (1985), *The measurement of efficiency of production*, Boston: Kluwer-Nijhoff.
- Färe R., Grosskopf, S., Lovell C.A.K. (1994), *Production frontiers*, Cambridge university Press
- Färe R., Grosskopf, S., Lovell C.A.K., Pasurka C. (1989), Multilatéral productivity comparisons when some outputs are undesirable: a nonparametric approach, *Review of Economics and Statistics*, 71, 90-98.
- Färe R., Grosskopf, S., Tyteca D. (1996), An activity analysis model of the environmental performance of firms - Application to fossil fuel-fired electric utilities, *Ecological Economics*, 18 ,2, august, 161-175.
- Färe R., Whittaker, G. (1996), *Dynamic measurement of efficiency: an application to western public grazing*, in Färe R., Grosskopf S., *Intertemporal production frontiers: a dynamic DEA*, Kluwer Academic Publishers.
- Farrell M.J. (1957), The measurement of productive efficiency, *Journal of Royal Statistical Society*, series A 120 part. 3, 153-290.
- Ferrier G.D., Hirschberg J.G., (1997), Bootstrapping confidence intervals for linear programming efficiency scores: with an illustration using Italian banking data, *Journal of Productivity Analysis*, 8, 1, march, 19-34.

- Parkin D., Hollingsworth B. (1997), Measuring production efficiency of acute hospitals in Scotland, 1991-94: validity issues in data envelopment analysis, *Applied Economics*, 29, 1425-1433.
- Piot I., Vermersch D. (1995), Mesure de l'efficacité technique en présence de fixités factorielles, *Revue d'Economie Politique*, 105, 3, mai-juin, 457-479.
- Piot-Lepetit I. (1995), *Les excédents d'intrants polluants dus à des inefficacités des producteurs agricoles*, Thèse de doctorat en Sciences économiques de l'Université de Bordeaux I, 297 p.
- Thompson R, Dharmapala P.S., Thrall R.M. (1994), *Sensitivity analysis of efficiency measures with applications to Kansas farming and Illinois coal mining*, in Charnes A., Cooper W.W., Lewin A.Y., Seiford L.M., *Data envelopment analysis: theory, methodology, and application*, Kluwer Academic Publishers.
- Torgensen A.M., Forsund F.R., Kittelsen S.A.C. (1996), Slack-adjusted efficiency measures and ranking of efficient units, *Journal of Productivity Analysis*, 7, 4, 379-398.
- Tyteca D. (1996), On the measurement of the environmental performance of firms - A literature review and a productive efficiency perspective, *Journal of Environmental Management*, 46, 3, march, 281-308.
- Tyteca D. (1997), Linear programming models for measurement of environmental performance of firms - concepts and empirical results, *Journal of Productivity Analysis*, 8, 2, may, 183-197.

Annexe

Mesure de l'efficacité de Farrell dans le plan des facteurs de production de l'exploitation i :

$$ET^i(x, y, y_A) = \min_{h, \lambda_1, \dots, \lambda_J} h$$

$$s/c \begin{cases} hx_n^i \geq \sum_{j=1}^J \lambda_j x_n^j & n = 1, \dots, N \\ y_m^i \leq \sum_{j=1}^J \lambda_j y_m^j & m = 1, \dots, M \\ y_A^i = \sum_{j=1}^J \lambda_j y_A^j \\ \sum_{j=1}^J \lambda_j = 1 \\ \lambda_j \geq 0 \quad j = 1, \dots, J \end{cases}$$

Mesure de l'efficacité de Farrell dans l'hyperplan des facteurs de production et de l'azote organique de l'exploitation i :

$$ET_{y_A}^i(x, y, y_A) = \min_{h, \lambda_1, \dots, \lambda_J} h$$

$$\begin{cases}
 hx_n^i \geq \sum_{j=1}^J \lambda_j x_n^j & n = 1, \dots, N \\
 y_m^i \leq \sum_{j=1}^J \lambda_j y_m^j & m = 1, \dots, M \\
 \text{s/c } \begin{cases}
 hy_A^i = \sum_{j=1}^J \lambda_j y_A^j \\
 \sum_{j=1}^J \lambda_j = 1 \\
 \lambda_j \geq 0 \quad j = 1, \dots, J
 \end{cases}
 \end{cases}$$

Mesure de l'efficacité de Farrell dans le plan des facteurs de production de l'exploitation i sans prise en compte de la contrainte sur l'azote organique:

$$ET^i(x, y) = \min_{h, \lambda_1, \dots, \lambda_J} h$$

$$\begin{cases}
 hx_n^i \geq \sum_{j=1}^J \lambda_j x_n^j & n = 1, \dots, N \\
 \text{s/c } \begin{cases}
 y_m^i \leq \sum_{j=1}^J \lambda_j y_m^j & m = 1, \dots, M \\
 \sum_{j=1}^J \lambda_j = 1 \\
 \lambda_j \geq 0 \quad j = 1, \dots, J
 \end{cases}
 \end{cases}$$