



HAL
open science

Modélisation des rejets polluants et mesure de la performance environnementale : une approche par les frontières de production

Isabelle Piot-Lepetit, M. Le Moing

► **To cite this version:**

Isabelle Piot-Lepetit, M. Le Moing. Modélisation des rejets polluants et mesure de la performance environnementale : une approche par les frontières de production. Journées Economie de l'environnement : L'efficacité des politiques publiques face à la gestion de l'environnement et des ressources renouvelables, Dec 1999, Strasbourg, France. 15 p. hal-02290697

HAL Id: hal-02290697

<https://hal.science/hal-02290697>

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

***Modélisation des rejets polluants et mesure de la performance
environnementale :
une approche par les frontières de production***

Isabelle PIOT-LEPETIT, Monique LE MOING
INRA-Economie,
rue Adolphe Bobierre, CS 61103, 35011 Rennes cedex
Isabelle.Piot@roazhon.inra.fr

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

1. Introduction

L'attente de la société vis à vis des producteurs a évolué au cours de ces dernières années. Désormais, il est demandé aux producteurs d'utiliser les facteurs de production marchands de la manière la plus efficace possible pour améliorer la compétitivité du secteur agricole mais aussi pour créer une agriculture respectueuse de l'environnement. L'objectif est ainsi de passer d'une politique de concentration et d'accroissement de la productivité à une politique conduisant à un développement durable d'une agriculture compétitive. Ces considérations soulèvent des questions sur l'efficacité actuelle tant technique qu'environnementale des exploitations et sur l'évolution de cette efficacité au cours des dernières années. Ces deux indicateurs de performance sont-ils compatibles entre eux ? De plus, on peut se demander si les mesures de politique agricole et environnementale ont eu un impact positif sur l'efficacité des producteurs. Enfin, la caractérisation des "meilleurs" et des "moins bons" peut fournir au décideur public des opportunités d'adaptation des réglementations existantes.

Pour tenter de répondre à certaines de ces questions, des mesures d'efficacité technique et de performance environnementale ont été développées dans la littérature économique. L'efficacité technique se définit comme l'aptitude des producteurs à produire un niveau de biens donné en économisant les facteurs de production marchands afin d'améliorer la compétitivité du secteur agricole. L'efficacité environnementale se définit comme l'aptitude des producteurs à réduire le niveau des biens générant des nuisances environnementales.

L'utilisation de l'approche non paramétrique DEA (Data Envelopment Analysis) permet l'estimation de technologies multi-produits dans un cadre primal via la notion de frontière de production. Sans spécification *a priori* de forme fonctionnelle et par comparaison des observations d'un échantillon les unes avec les autres, il est possible de définir une frontière de "meilleure pratique" comprenant toutes les observations produisant un niveau donné de biens avec le moins d'intrants possibles. La mesure de l'efficacité technique de Farrell (1957) mesure la distance séparant chaque observation de l'échantillon considéré de cette frontière empirique. Si l'exploitation est un élément de la frontière, elle est déclarée techniquement efficace. Dans le



cas contraire, elle présente une inefficacité technique dont la résorption, via une réduction des intrants utilisés, peut améliorer la compétitivité de l'exploitation considérée. Cette amélioration de la performance individuelle d'un producteur n'est pas sans impact positif pour la société dans son ensemble puisqu'elle peut, en particulier, conduire à une réduction du niveau des engrais utilisés.

Pour traduire l'impact environnemental de l'activité de production, plusieurs indicateurs de performance environnementale ont été proposés dans la littérature. Dans la plupart des études, les effets environnementaux quantifiables sont pris en compte dans le vecteur des produits pour traduire les jointures de production existant entre les biens produits et les pollutions qui leur sont associées et l'hypothèse de libre élimination des produits est affaiblie pour les co-productions génératrices de dégradations environnementales afin de traduire le coût associé à l'élimination de ces biens non désirés ; ce coût pouvant résulter des politiques de régulation des nuisances mises en œuvre. Les indices de productivité ou les mesures d'efficacité technique traditionnels sont ensuite étendus pour intégrer la dimension environnementale de l'activité de production dans la modélisation. Ainsi, Pittman (1983) développe un indice de productivité de Törnqvist dans lequel un coût d'élimination est associé aux biens non désirés alors que Färe *et al.* (1989) développent une mesure de la performance technique des producteurs comme une évaluation de leur capacité à obtenir simultanément et de manière équilibrée une augmentation des biens produits et une réduction des biens polluants. Yaisawarng et Klein (1994) et Turner (1995) ont repris cette approche et l'étendent pour obtenir une évaluation du coût de réduction de la pollution. En effet, en se fondant sur la dualité existant entre la fonction distance (inverse de la mesure d'efficacité technique de Farrell) et la fonction de coût, il est possible d'évaluer le prix implicite que les producteurs associent aux différents biens polluants générés par leur activité de production ; ce prix se traduit ensuite comme le coût implicite de la gestion des rejets polluants de chaque producteur. Färe *et al.* (1996) sont parmi les premiers auteurs à définir explicitement un indice de performance environnementale par comparaison d'une mesure d'efficacité technique évaluée en présence et en absence des biens non désirés. L'indice ainsi obtenu fournit une indication sur la capacité de chaque producteur à maintenir son niveau d'efficacité technique lorsque des considérations environnementales sont introduites dans le modèle c'est à dire leur capacité à gérer leurs rejets polluants.

Certaines de ces approches ont été appliquées à des données agricoles. Ball *et al.* (1994) considèrent la production agricole américaine avec comme co-produit polluant l'excédent azoté. Ils évaluent plusieurs mesures d'efficacité technique ainsi que le prix implicite de la pollution qu'ils utilisent pour calculer des indices de productivité de Törnqvist. Piot-Lepetit et Vermersch (1998) développent une approche similaire en mesurant l'efficacité technique de producteurs de porcs français comme leur capacité à réduire simultanément et de manière équilibrée le niveau de leurs intrants variables et de l'azote organique co-produit sur

leur exploitation. Les auteurs évaluent ensuite le prix implicite des déjections animales lorsqu'elles peuvent être librement éliminées ou non par les éleveurs.

Dans cette étude, plusieurs indices de performance environnementale vont être développés et évalués, selon la plus ou moins grande intensité des réglementations mises en œuvre. Le niveau des rejets polluants des élevages laitiers des deux régions considérées : Bretagne et Pays de la Loire sera évalué à partir de leur excédent azoté. Cet article est organisé comme suit. La section 2 décrit l'approche non paramétrique utilisée pour évaluer les mesures d'efficacité technique et environnementale. En utilisant la dualité existant entre la fonction de coût et la mesure d'efficacité technique, la section 3 permet de définir un prix implicite de la pollution. La section 4 présente les fichiers de données utilisés ainsi que les principaux résultats de cette étude. Les observations sont issues du Réseau d'Information Agricole Comptable (RICA) pour les années 1992 à 1997. Enfin, la section 5 conclut.

2. Mesure non paramétrique de l'efficacité technique et de la performance environnementale des exploitations

Pour représenter la technologie de production agricole, soit un ensemble de J ($j=1, \dots, J$) exploitations laitières utilisant N facteurs représentés par le vecteur $x \in \mathfrak{R}_+^N$ pour produire M biens représentés par le vecteur $y \in \mathfrak{R}_+^M$ et K rejets polluants ou biens non désirés sur un plan environnemental (l'excédent azoté dans notre étude) représentés par le vecteur $w \in \mathfrak{R}_+^K$. A partir de ces observations, il est possible de définir l'ensemble des possibilités de production S comme suit (Färe *et al.*, 1989):

$$S = \left\{ (x, y, w) : \begin{aligned} \sum_{j=1}^J \lambda^j y_m^j &\leq y_m, m = 1, \dots, M \\ \sum_{j=1}^J \lambda^j x_n^j &\geq x_n, n = 1, \dots, N \\ \sum_{j=1}^J \lambda^j w_k^j &= w_k, k = 1, \dots, K \\ \sum_{j=1}^J \lambda^j &= 1, \lambda^j \geq 0, k = 1, \dots, K \end{aligned} \right\} \quad (1)$$

Les deux premières contraintes décrivent les niveaux d'intrants nécessaires pour produire un niveau de biens donné. Les produits désirés sont supposés librement disponibles pour le producteur. Leur élimination n'entraîne aucun coût additionnel. La troisième contrainte introduit les co-productions polluantes associées à l'activité de production. Ces biens non désirés sont supposés faiblement disponibles. Leur production ne peut être réduite que suite à une diminution du volume de biens désirés produits ou une augmentation du niveau des intrants utilisés, ce qui s'exprime par l'égalité introduite dans la troisième contrainte (Färe *et al.*, 1989).

Selon l'intensité de la régulation environnementale, différentes mesures d'efficacité technique peuvent être mises en œuvre. Avant 1992, date de la mise en place de la directive européenne sur les nitrates et malgré l'existence en France d'une réglementation sur les installations classées, les producteurs étaient peu incités à tenir compte de leurs rejets polluants dans leur comportement d'optimisation. Toute amélioration de leur inefficacité technique en vue d'améliorer leur compétitivité consiste en une réduction de leur intrants variables, c'est à dire de leur coût de production pour un niveau de biens produits donné. D'où la mesure d'efficacité technique suivante:

$$ET = \min_h \{h : (h.x, y) \in \tilde{S}\} \quad (2)$$

avec \tilde{S} un sous ensemble de S où les rejets polluants sont omis¹. Par définition, ET prend des valeurs comprises entre 0 et 1. Un score de 1 caractérise une exploitation située sur la frontière de production c'est-à-dire techniquement efficace alors qu'un score inférieur à 1 révèle une inefficacité technique. Le producteur considéré peut produire le même niveau de biens en utilisant moins d'intrants, étant donné les autres pratiques observées dans l'échantillon.

En 1992, un accord est signé entre les Ministères français de l'Agriculture et de l'Environnement et la profession agricole. Les producteurs vont obtenir une aide pour régulariser leur obligation de respect de la directive nitrate en échange d'une intégration des élevages dans le système Pollueur-payeur des Agences de l'Eau. Ce programme constitue le PMPOA (programme de maîtrise des pollutions d'origine agricole). Il concerne uniquement les activités d'élevage intensif et est entré progressivement en application à partir de novembre 1993. Durant la période 1992-1993 de définition du PMPOA, les producteurs ont été incités à prendre conscience du caractère polluant de leur activité d'élevage. Dans ce contexte, nous pouvons définir une nouvelle mesure d'efficacité technique des producteurs, comme leur capacité à réduire tous les inputs variables à niveau donné des biens produits qu'ils soient désirés ou non :

$$ET_x = \min_h \{h : (h.x, y, w) \in S\} \quad (3)$$

La mesure définie par (3) conduit à comparer entre elles des exploitations ayant des niveaux de rejets polluants similaires. Cette nouvelle contrainte a pour effet de réduire les possibilités de résorption de l'inefficacité technique et d'augmenter le score obtenu puisqu'un certain nombre de contractions radiales ne sont plus possibles.

Depuis 1994 et la mise en place progressive du PMPOA, chaque exploitation éligible a réalisé un audit de manière à évaluer les investissements nécessaires pour se mettre en conformité avec la réglementation et appliquer le code des bonnes pratiques agricoles définies

¹ $\tilde{S} = \{(x, y) : \sum_{j=1}^J \lambda^j y_m^j \geq y_m, m = 1, \dots, M, \sum_{j=1}^J \lambda^j x_n^j \geq x_n, n = 1, \dots, N, \sum_{j=1}^J \lambda^j = 1, \lambda^j \geq 0, k = 1, \dots, K\}$

par le CORPEN². Pour les exploitations concernées, une redevance peut être perçue par les Agences de l'Eau en cas de non respect de la réglementation. Ainsi les producteurs se trouvent désormais contraints dans la gestion de leurs effluents azotés. L'intégration dans le PMPOA constitue une incitation à réduire simultanément les coûts de production pour demeurer compétitifs et le niveau des déjections animales pour se conformer à la réglementation et éviter la redevance³. La mesure de l'efficacité des producteurs est alors :

$$ET_{x,w} = \min_h \{h : (h.x, y, h.w) \in S\} \quad (4)$$

Alors que la mesure ET décrit l'efficacité technique "pure" de chaque producteur, les mesures ET_x et $ET_{x,w}$ comprennent une composante technique (production au moindre coût) et une composante environnementale (gestion des rejets polluants). Suivant les travaux de Färe *et al.* (1996), des indices de performance environnementale des exploitations peuvent être définis par :

$$Env_x = \frac{ET}{ET_x} \text{ et } Env_{x,w} = \frac{ET}{ET_{x,w}} \quad (5)$$

où Env_x est une mesure de la performance environnementale des producteurs décrivant l'impact de l'introduction de la contrainte sur les rejets polluants dans le modèle DEA alors que $Env_{x,w}$ est une mesure de la performance environnementale des producteurs lorsque ces derniers sont tenus de réduire leur niveau de pollution pour se conformer à la réglementation existante. Les mesures d'efficacité environnementale prennent des valeurs comprises entre 0 et 1. Lorsque l'efficacité technique d'une observation obtenue par rapport à S et \tilde{S} est la même, cette exploitation est efficace sur un plan environnemental car l'introduction des rejets polluants dans la modélisation n'a pas d'impact sur son score d'efficacité technique. Toute valeur obtenue inférieure à 1 révèle une inefficacité dans la gestion du résidu polluant.

3. Mesure non paramétrique du prix implicite de la pollution

Soit p le vecteur des prix des facteurs de production. Une fonction de coût peut alors être définie par :

$$C(x, p) = \min_x \{p.x : (x, y) \in \tilde{S}\} \quad (7)$$

Suivant les travaux de Shephard (1970), on peut montrer qu'il existe une relation de dualité entre la mesure d'efficacité technique ($ET=ET(x,y)$) définie par (2) et la fonction de coût définie précédemment :

² CORPEN : Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution des Eaux par les Nitrates provenant des activités d'élevage.

³ On se situe dans le cas où la redevance constitue une réelle incitation à la mise en conformité avec la réglementation existante.

$$\begin{aligned}
C(x, p) &= \min_x \{p \cdot x : ET(x, y) \leq 1\} \\
ET(x, y) &= \min_p \{p \cdot x : C(x, p) \leq 1\}
\end{aligned}
\tag{8}$$

Färe et Primont (1995) montrent que lorsque ces deux fonctions sont différentiables, on a :

$$p = C(x, p) \cdot \nabla_x ET(x, y) \tag{9}$$

avec ∇ le vecteur gradient.

D'autre part, si p^* est le vecteur des prix qui minimise le coût, par application du lemme de Shephard, on obtient :

$$\nabla_x ET(x, y) = p^* \tag{10}$$

et par substitution de (10) dans (9), on a :

$$p = C(x, p) \cdot p^* \tag{11}$$

où p est le prix implicite des facteurs de production.

Pour calculer ce prix implicite, il faut connaître la valeur de $C(x, p)$ qui dépend du prix implicite recherché. D'où la nécessité de postuler que le prix observé d'un des facteurs de production est égal à son prix implicite. Ainsi si l'on connaît le prix de marché du facteur n , on a :

$$C(x, p) = \frac{P_n^{obs}}{P_n^*} \tag{12}$$

et l'on en déduit que :

$$P_{n'} = \frac{P_n^{obs}}{P_n^*} \cdot P_{n'}^* = P_n^{obs} \frac{\nabla_{x_{n'}} ET(x, y)}{\nabla_{x_n} ET(x, y)} \tag{13}$$

La relation définie précédemment peut être étendue de manière à prendre en compte les rejets polluants et en particulier, pour évaluer un prix implicite de la pollution (Piot-Lepetit et Vermersch, 1998) :

$$P_w = P_n^{obs} \frac{\nabla_w ET(x, y, w)}{\nabla_{x_n} ET(x, y, w)} \tag{14}$$

avec $ET(x, y, w)$ pouvant être défini par (3) ou (4), selon l'hypothèse faite sur les incitations fournies par la réglementation mise en œuvre pour résorber les excédents polluants. Le prix implicite ainsi évalué peut être utilisé pour estimer l'augmentation du coût de production associée à une réduction du niveau des biens non désirés. Ce coût d'opportunité de réduction de la pollution évalue le montant maximal qu'un producteur est prêt à payer pour ne pas réduire son niveau de pollution. Ce coût constitue une approximation du consentement à payer des producteurs pour un droit à polluer et fournit une indication sur la valeur d'un éventuel permis de pollution pour chaque observation de l'échantillon.

D'autre part, il est possible d'obtenir une estimation de l'élasticité de substitution entre le niveau de la pollution et certains facteurs de production tels que les engrais achetés, le travail ou la taille du cheptel. En effet, on a :

$$\varepsilon_{w,x_n} = \frac{\partial \ln w}{\partial \ln x_n} = \frac{\partial w}{\partial x_n} \cdot \frac{x_n^*}{w^*} \quad (15)$$

avec $\frac{\partial w}{\partial x_n}$ une mesure du taux marginal de substitution entre w et x_n à leur niveau optimal,

c'est à dire après résorption des inefficacités technique et environnementale⁴. D'où :

$$\varepsilon_{w,x_n} = \frac{\nabla_{x_n} ET(x, y, w)}{\nabla_w ET(x, y, w)} \cdot \frac{x_n^*}{w^*} \quad (16)$$

Cette élasticité de substitution fournit une mesure de la variation du niveau de la production induite par la variation du facteur de production n .

4. Application à des exploitations laitières de Bretagne et des Pays de Loire.

4.1. Construction des frontières de production

La méthodologie DEA, présentée dans la section précédente, a été appliquée à un échantillon d'exploitations laitières du RICA (Réseau d'Information Agricole Comptable) sur la période 1992-1997 situées dans deux régions intensives de l'ouest de la France : la Bretagne et les Pays de Loire. Cet échantillon constitue un panel non cylindré du fait de l'entrée et de la sortie d'observations tout au long de la période d'étude.

Pour représenter la technologie de production, trois produits sont pris en compte : la production laitière, les autres productions (principalement la viande et les céréales) et l'excédent azoté⁵. Parmi les huit facteurs de production utilisés pour décrire la technologie, certains sont supposés fixes à court terme⁶ : la terre (mesurée en hectares), le travail (mesuré en UTA⁷), le cheptel (mesuré en UGB⁸) et le capital (mesuré en F). La variable capital regroupe les charges affectées à l'amortissement des constructions, à l'entretien des bâtiments,

⁴ Les niveaux optimaux sont ceux obtenus après projection de l'exploitation considérée sur la frontière de production, c'est à dire après correction des inefficacités technique et environnementale. En effet, la pente de la frontière correspondant au taux marginal de substitution de w à x_n ne peut être évaluée qu'à partir d'un point situé sur la frontière. Pour plus de détails, voir Turner (1995) ou Färe et Primont (1995).

⁵ 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).

⁶ Nous supposons que ces facteurs ne pourront pas être ajustés par les producteurs au cours d'une année du fait de rigidités liées au marché. Toutefois, sur une période de temps plus importante, cette contrainte peut être relâchée. Pour une évaluation de l'impact de la quasi-fixité des facteurs de production sur le niveau d'efficacité des producteurs, voir Piot et Vermersch, 1995 et Piot-Lepetit *et al.*, 1997.

⁷ Une UTA (Unité de Travailleur annuel) correspond à 2200 heures de travail.

⁸ UGB : Unité de Gros Bovins

ainsi qu'à l'amortissement et à l'entretien du gros matériel. Les autres facteurs de production sont supposés variables. Ils correspondent aux consommations intermédiaires affectées à la production animale, aux consommations intermédiaires affectées à la production végétale autres que les engrais, aux achats d'engrais ainsi qu'aux autres charges d'exploitation non affectées. Les variables utilisées sont présentées dans le tableau 1.

4.2. Evolution de l'efficacité technique et de la performance environnementale des exploitations laitières de 1992 à 1997

Pour la lecture des résultats qui vont suivre, il faut se rappeler que les mesures d'efficacité évalue la performance individuelle d'exploitations par rapport à une frontière de production construite à partir des observations de l'échantillon. Ainsi, les mesures obtenues sont relatives et non absolues. L'introduction d'observations additionnelles dans l'échantillon peut augmenter ou réduire l'efficacité mesurée par déplacement de la frontière servant de référence aux mesures d'efficacité. Cette méthode compare chaque exploitation avec les observations dont la composition du plan de production est la plus proche. De cette manière, la technologie représentée est révélée plutôt qu'imposée par l'approche DEA. Ceci réduit les risques d'erreur de spécification. Toutefois, comme l'approche demeure non paramétrique, aucun terme ne capture les erreurs de mesure.

Le tableau 2 présente les scores d'efficacité technique des exploitations laitières selon les différentes hypothèses faites sur l'intensité de la réglementation concernant les activités d'élevage. La mesure d'efficacité technique *ET* fournit une information sur la performance des producteurs laitiers en l'absence de toute incitation à gérer les conséquences environnementales de leur production. En moyenne sur l'échantillon, ce score est compris entre 0.89 et 0.93. Il est décroissant de 1992 à 1995 puis une légère amélioration est mesurée en 1996. Le score moyen retrouve son niveau de 1993 avant de décroître de nouveau en 1997. Chaque année, plus de 50 % des observations sont déclarées efficaces. La seconde mesure introduit la contrainte sur le niveau de l'excédent azotée dans la modélisation. L'ensemble des possibilités de production se trouve réduit. Chaque exploitation est désormais comparée à des exploitations ayant des excédents inférieurs ou égaux à celui de l'exploitation considérée. Ceci conduit à des scores d'efficacité plus élevés en moyenne ainsi qu'à déclarer efficace un plus grand nombre d'observations. Ce score a une évolution identique au précédent avec cependant

Tableau 1 : Statistiques descriptives des variables du modèle

| | 1992 | | 1993 | | 1994 | | 1995 | | 1996 | | 1997 | |
|----|---------|------------|---------|------------|---------|------------|---------|------------|---------|------------|---------|------------|
| | Moyenne | Ecart-type |
| Y1 | 366 937 | 151 997 | 381 403 | 165 816 | 393 285 | 167 931 | 412 813 | 175 406 | 411 947 | 174 651 | 410 933 | 173 736 |
| Y2 | 130 103 | 76 899 | 122 342 | 74 767 | 114 927 | 64 389 | 115 810 | 70 046 | 101 097 | 58 062 | 110 057 | 59 090 |
| Y3 | 54.61 | 87.69 | 33.24 | 82.49 | 19.41 | 74.44 | 38.95 | 84.73 | 39.27 | 80.02 | 28.57 | 79.17 |
| X1 | 34.24 | 12.76 | 36.46 | 15.09 | 37.93 | 15.01 | 39.45 | 16.91 | 39.21 | 16 00 | 38.14 | 13.93 |
| X2 | 1.41 | 0.47 | 1.44 | 0.49 | 1.43 | 0.48 | 1.50 | 0.56 | 1.49 | 0.51 | 1.43 | 0.48 |
| X3 | 497.74 | 191.31 | 509.83 | 207.93 | 514.31 | 192.91 | 544.30 | 228.67 | 527.83 | 198.50 | 516.61 | 195.81 |
| X4 | 73 214 | 40 100 | 75 531 | 42 208 | 74 779 | 41 695 | 80 394 | 44 755 | 84 479 | 49 601 | 81 578 | 47 251 |
| X5 | 91 749 | 63 044 | 106 703 | 105 205 | 97 941 | 69 338 | 107 003 | 80 190 | 99 298 | 68 209 | 93 730 | 58 731 |
| X6 | 53 344 | 26 140 | 55 364 | 28 771 | 55 235 | 26 783 | 63 699 | 31 892 | 65 956 | 33 178 | 64 444 | 30 283 |
| X7 | 191.50 | 74.79 | 168.49 | 68.28 | 156.44 | 65.73 | 171.99 | 67.68 | 178.48 | 65.10 | 169.76 | 67.17 |
| X8 | 75 540 | 93 998 | 76 152 | 57 440 | 76 761 | 52 267 | 88 011 | 70 561 | 92 088 | 68 925 | 78 586 | 43 133 |

Y1 : production laitière (F)

Y2 : autres productions (F)

Y3 : excédent azoté (kg/ha)

X1 : terre (ha)

X2 : travail (UTA)

X3 : cheptel (UGB)

X4 : capital (F)

X5 : consommations intermédiaires affectées à la production animale (F)

X6 : consommations intermédiaires affectées à la production végétale autres que les engrais

X7 : engrais (kg/ha)

X8 : autres charges d'exploitation non affectées (F)

une décroissance en 1997 beaucoup plus faible. La troisième mesure recherche une réduction simultanée et équiportionnelle de tous les facteurs variables et de l'excédent azoté. Ce score présente des valeurs moyennes proches du score précédent. Il décroît de 1992 à 1995 puis augmente à partir de 1996. Ainsi les différentes mesures proposés conduisent à des évolutions moyennes des scores d'efficacité similaires de 1992 à 1995. A partir de 1996, l'évolution est différente selon la spécification postulée. Cette période correspond à la reprise de l'intégration dans le PMPOA après l'année de report accordée par le plan Barnier de 1995. Il apparaît que l'efficacité globale des producteurs s'est améliorée, en moyenne sur l'échantillon même si la composante purement technique de cette efficacité a diminué.

Tableau 2 : Efficacité technique d'exploitations laitières de Bretagne et des Pays de Loire.

| | Moyenne | Ecart-type | Minimum | % efficaces |
|-------------------------|---------|------------|---------|-------------|
| <i>ET</i> | | | | |
| 1992 | 0.931 | 0.112 | 0.570 | 60.62 |
| 1993 | 0.918 | 0.128 | 0.529 | 60.00 |
| 1994 | 0.909 | 0.140 | 0.457 | 59.43 |
| 1995 | 0.894 | 0.138 | 0.461 | 50.00 |
| 1996 | 0.918 | 0.123 | 0.524 | 58.01 |
| 1997 | 0.887 | 0.157 | 0.499 | 56.63 |
| <i>ET_x</i> | | | | |
| 1992 | 0.969 | 0.065 | 0.666 | 71.24 |
| 1993 | 0.959 | 0.079 | 0.647 | 68.78 |
| 1994 | 0.947 | 0.094 | 0.589 | 67.92 |
| 1995 | 0.937 | 0.110 | 0.464 | 65.93 |
| 1996 | 0.954 | 0.085 | 0.660 | 69.61 |
| 1997 | 0.951 | 0.091 | 0.586 | 68.07 |
| <i>ET_{x,y}</i> | | | | |
| 1992 | 0.966 | 0.070 | 0.678 | 71.24 |
| 1993 | 0.956 | 0.083 | 0.641 | 68.78 |
| 1994 | 0.945 | 0.096 | 0.624 | 67.92 |
| 1995 | 0.937 | 0.115 | 0.463 | 70.35 |
| 1996 | 0.951 | 0.090 | 0.642 | 70.72 |
| 1997 | 0.952 | 0.091 | 0.593 | 69.88 |

Le tableau 3 présente la composante environnementale des efficacités du tableau 2. La première mesure décrit les conséquences en terme d'efficacité environnementale de la prise en compte par les éleveurs du caractère polluant de l'excédent azoté. En moyenne, cette performance décroît de 1992 à 1995, s'améliore en 1996 avant de décroître de manière significative en 1997. La même évolution est constatée pour la seconde mesure de performance environnementale qui décrit à la fois la prise en compte des rejets polluants mais aussi l'incitation fournie par la réglementation à la réduction des excédents azotés.

Tableau 3 : Performance environnementale d'exploitations laitières de Bretagne et des Pays de Loire.

| | Moyenne | Ecart-type | Minimum | % efficaces |
|--------------------------|---------|------------|---------|-------------|
| <i>Env_x</i> | | | | |
| 1992 | 0.959 | 0.083 | 0.570 | 61.95 |
| 1993 | 0.955 | 0.087 | 0.593 | 60.98 |
| 1994 | 0.956 | 0.084 | 0.585 | 59.91 |
| 1995 | 0.954 | 0.085 | 0.487 | 53.54 |
| 1996 | 0.960 | 0.073 | 0.679 | 59.12 |
| 1997 | 0.930 | 0.115 | 0.526 | 57.23 |
| <i>Env_{x,y}</i> | | | | |
| 1992 | 0.962 | 0.078 | 0.570 | 61.95 |
| 1993 | 0.958 | 0.083 | 0.593 | 60.49 |
| 1994 | 0.958 | 0.081 | 0.618 | 60.38 |
| 1995 | 0.955 | 0.084 | 0.579 | 52.21 |
| 1996 | 0.963 | 0.068 | 0.685 | 59.12 |
| 1997 | 0.928 | 0.112 | 0.526 | 56.63 |

Le tableau 4 présente l'évolution des mesures d'efficacité technique pure et de performance environnementale d'exploitations présentent deux années consécutives dans le modèle. Toute valeur supérieure à 1 met en évidence une amélioration de la performance entre les deux années considérées alors qu'une valeur inférieure à 1 traduit une dégradation de cette performance. Ainsi, on constate une amélioration de l'efficacité technique juste après la réforme de la PAC suivit d'une détérioration de 1993 à 1995. Le report de l'intégration dans le PMPOA semble avoir joué positivement sur l'efficacité technique. En ce qui concerne l'évolution de la performance environnementale des exploitations, on constate une évolution positive de 1992 à 1996, quelque soit la modélisation considérée. Ainsi, en moyenne sur l'échantillon, les politiques mises en œuvre semblent avoir eu un effet positif sur la performance environnementale des producteurs (gestion de l'excédent azoté) et plus variable sur les performances techniques (réduction des coûts de production).

Tableau 4 : Variation de l'efficacité technique et environnementale d'exploitations laitières de Bretagne et des Pays de Loire sur la période 1992-1997.

| | Moyenne | Ecart-type | Minimum | % efficaces |
|--------------------------|---------|------------|---------|-------------|
| <i>ET</i> | | | | |
| 1992-1993 | 1.007 | 0.147 | 0.630 | 21.21 |
| 1993-1994 | 0.989 | 0.132 | 0.593 | 29.23 |
| 1994-1995 | 0.994 | 0.144 | 0.463 | 23.78 |
| 1995-1996 | 1.032 | 0.173 | 0.635 | 26.15 |
| 1996-1997 | 0.983 | 0.197 | 0.547 | 26.02 |
| <i>Env_x</i> | | | | |
| 1992-1993 | 1.009 | 0.112 | 0.729 | 15.91 |
| 1993-1994 | 1.005 | 0.108 | 0.695 | 21.54 |
| 1994-1995 | 1.007 | 0.115 | 0.533 | 14.68 |
| 1995-1996 | 1.002 | 0.106 | 0.727 | 17.69 |
| 1996-1997 | 0.976 | 0.142 | 0.544 | 19.51 |
| <i>Env_{x,y}</i> | | | | |
| 1992-1993 | 1.005 | 0.107 | 0.728 | 12.12 |
| 1993-1994 | 1.004 | 0.110 | 0.735 | 23.85 |
| 1994-1995 | 1.014 | 0.118 | 0.705 | 14.69 |
| 1995-1996 | 1.008 | 0.101 | 0.727 | 17.69 |
| 1996-1997 | 0.970 | 0.128 | 0.588 | 19.51 |

4.3. Evolution du prix implicite de la pollution azotée de 1992 à 1997 dans les élevages laitiers

Le tableau 5 fournit une évaluation du prix implicite de la pollution. Les prix moyens obtenus à partir du modèle (3) sont négatifs. La pollution est associée à un coût pour les producteurs. Il est de plus de 5 F/kg en 1992 et 1993 puis il diminue pour atteindre 1,40 F/kg en 1995 avant de revenir autour de 5 F/kg en 1997. Le second modèle (4) fournit des valeurs moyennes plus faibles sauf pour l'année 1997. L'imposition de la réduction du niveau de l'excédent azoté diminue le coût associé à la pollution. Il passe de 2 F/kg 1992 à 0,90 F/kg en 1995. Au cours de l'année 1996, le prix implicite devient positif. En moyenne sur l'échantillon, la pollution n'est plus perçue comme un coût mais peut être valorisée lors de l'activité de production et se traduire par un gain net pour certains producteurs. En effet, du fait du caractère diffus de la pollution azotée, nous avons supposé que via la substitution avec d'autres facteurs de production, le prix implicite de la pollution pouvait être positif.

Tableau 5 : Prix implicite de la pollution d'exploitations laitières de Bretagne et des Pays de Loire.

| | <i>ET_x</i> | | <i>ET_{x,w}</i> | |
|------|-----------------------|------------|-------------------------|------------|
| | Moyenne | Ecart-type | Moyenne | Ecart-type |
| 1992 | -5.30 | 30.70 | -2.22 | 62.48 |
| 1993 | -6.54 | 58.12 | -2.57 | 10.78 |
| 1994 | -2.39 | 7.21 | -2.02 | 7.64 |

| | | | | |
|------|-------|-------|-------|-------|
| 1995 | -1.41 | 16.05 | -0.89 | 15.92 |
| 1996 | -1.72 | 9.71 | 0.93 | 21.89 |
| 1997 | -4.94 | 21.58 | -4.85 | 20.36 |

Le tableau 6 fournit une estimation des élasticités de substitution entre la pollution et le travail. Pour le premier modèle, les élasticités moyennes sont négatives sauf en 1993. Ainsi en 1993, toute variation du niveau du travail conduit, en moyenne sur l'échantillon, à une variation du niveau de la pollution dans le même sens. Cette relation n'est pas vérifiée pour les autres années où toute variation du niveau de travail induit une variation en sens opposé de l'excédent azoté. Pour le second modèle, les élasticités moyennes sont négatives sur l'ensemble de la période. Elles décroissent de 1992 à 1996 avant d'augmenter légèrement en 1997.

Tableau 6 : Elasticités de substitution de la pollution au travail.

| | ET_x | | $ET_{x,w}$ | |
|------|---------|------------|------------|------------|
| | Moyenne | Ecart-type | Moyenne | Ecart-type |
| 1992 | -12.69 | 151.04 | -9.84 | 103.01 |
| 1993 | 0.44 | 21.44 | -1.11 | 11.49 |
| 1994 | -0.56 | 2.88 | -0.77 | 5.16 |
| 1995 | -0.35 | 4.76 | -0.24 | 5.11 |
| 1996 | -0.12 | 0.55 | -0.20 | 1.78 |
| 1997 | -0.76 | 7.40 | -0.42 | 3.85 |

Conclusion

Cette étude a développé une méthodologie non paramétrique appelée Data Envelopment Analysis pour évaluer la performance technique et environnementale d'un ensemble d'exploitations laitières de Bretagne et des Pays de Loire de 1992 à 1997. Différents modèles ont été définis selon l'intensité de la réglementation mise en œuvre qui ont permis de définir des prix implicites de la pollution azoté. Les résultats obtenus montrent une amélioration de l'efficacité environnementale des producteurs. Les mesures mises en œuvre dans le cadre de la directive nitrate et du PMPOA semblent avoir encouragé les producteurs à augmenter leur performance environnementale. Aucune concordance d'évolution avec l'efficacité technique n'est mise en évidence. D'autre part, le prix implicite moyen de la pollution est négatif. Il correspond donc à un coût de gestion des rejets polluants. L'élasticité de substitution de la pollution au travail estimée met en évidence l'effet positif d'une augmentation du niveau de travail sur la réduction de l'excédent azoté.

Les résultats présentés ici sont à lire avec précaution. En effet, ils ne tiennent pas compte des disparités existantes entre les producteurs. Ainsi la taille de l'exploitation, l'intensité de production, la date d'intégration, ... sont des paramètres à prendre en considération. De même, l'influence des entrées et sorties d'individus du panel dont nous disposons n'a été que partiellement étudiée or étant donné le caractère non paramétrique de l'approche menée ici, elle n'est pas sans conséquence sur les scores évalués. Cependant, ces premiers résultats montrent

que efficacité technique et efficacité environnementale ne vont pas forcément de pair et fournit une première évaluation du coût implicite de l'excédent azoté.

Références :

- Ball V.E, Lovell C.A.K., Nehring R.F., Somwaru A. (1994).** " Incorporating Undesirable Outputs into Models of Production: An Application to U.S. Agriculture", *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales*, vol. 31, pp. 59-73.
- 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*, vol. 71, pp. 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*, vol. 18 ,n°2, pp. 161-175.
- Färe R. Primont D. (1995).** *Multi-output Production and Duality: Theory and Applications*, Kluwer Academic Publishers, Amsterdam.
- Farrell M.J. (1957).** "The Measurement of Productive Efficiency", *Journal of Royal Statistical Society*, series A 120 part. 3, pp. 153-290.
- Piot I., Vermersch D. (1995).** " Mesure de l'efficacité technique en présence de fixités factorielles : une application à l'économie céréalière", *Revue d'Economie Politique*, vol. 105, n°3, pp. 457-479.
- Piot-Lepetit I., Vermersch D. (1998).** "Pricing organic Nitrogen under the Assumption of Weak Disposability: An Application to the French pig Sector", *Journal of Agricultural Management*, vol. 49, n°1, pp. 85-99.
- Piot-Lepetit I., Vermersch D., Weaver R.D. (1997).** "Agriculture's Environmental externalities: DEA Evidence for French Agriculture", *Applied Economics*, vol.29, pp. 331-338.
- Pittman R.W. (1983).** "Multilateral Productivity Comparisons with Undesirable Outputs", *Economic Journal*, vol. 93, pp. 883-891
- Shephard R.W. (1970).** *Theory of Cost and Production Functions*, Princeton University Press, Princeton N.J.
- Turner J.A. (1995).** *Measuring the Cost of Pollution Abatement in the Unites States Electric Utility Industry: A production Frontier Approach*, PhD dissertation, University of North Carolina, Chapel Hill.
- Tyteca D. (1997).** "Linear Programming Models for the Measurement of Environmental Performance of Firms - Concepts and Empirical Results", *Journal of Productivity Analysis*, vol. 8, pp. 183-198.

Yaisawarng S., Klein J.D. (1994). "The Effects of Sulfur Dioxide Controls on Productivity Change in the U.S. Electric Power Industry", *Review of Economics and Statistics*, vol. 76, pp. 447-460.