

Instruments économiques de politique environnementale et choix technique du pollueur - Le traitement des eaux résiduaires dans l'industrie de vinification

Farolfi Stefano, Tidball Mabel

▶ **To cite this version:**

Farolfi Stefano, Tidball Mabel. Instruments économiques de politique environnementale et choix technique du pollueur - Le traitement des eaux résiduaires dans l'industrie de vinification. Cahiers d'Economie et de Sociologie Rurales, 2002, 64, pp.83-109. hal-01201030

HAL Id: hal-01201030
https://hal.science/hal-01201030

Submitted on 17 Sep 2015

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.

Instruments économiques de politique environnementale et choix technique du pollueur

Le traitement des eaux résiduaires dans l'industrie de vinification

Stefano FAROLFI
Mabel TIDBALL

Cahiers d'économie et sociologie rurales, n° 64, 2002

Stefano FAROLFI*, Mabel TIDBALL**

Economic instruments for environmental policy and polluter's technical choice. Wastewater abatement in the wine industry

Summary *— Winery wastewater pollution can be reduced by a Water Agency through economic instruments such as taxes and subsidies. According to the « efficiency without optimality » approach, which aims at reaching a sub-optimal environmental objective at the lowest cost to Society, these instruments should act as an incentive for firms to adopt the best available pollution control technology. As there exists little knowledge of pollution damage functions, the computation of the water agencies'pollution charges is based on pollution abatement costs instead. In order to determine the level of charges, the Water Agency first computes the necessary expenses in terms of investment subsidies (for public and industrial treatment plants) and then determines the costs required to balance its budget.*

In defining its policy objectives, the Water Agency acts under conditions of information asymmetry. For instance, the Agency does not really know the pollution abatement cost at the sector level or for different kinds of technology. As a result, its policy, although effective because pushing the producers to invest, is inefficient : the cost to Society is higher than the lowest possible cost, and there is a poor redistribution of subsidies among the polluters.

In order to reduce this asymmetry of information of the Water Agency (regarding pollution abatement costs), we propose a sector-based approach. This paper studies the wine producers'-response — his choice of a wastewater abatement technology — to the use of economic instruments defined by the Water Agency in the south of France. It is assumed that the producers/polluters behave rationally and minimise their pollution control costs.

In the second part of the paper, we will look at the individual firm, underlying the importance of fixed costs for the choice of a wastewater control strategy. Consequently we will propose a modified model of polluter's behaviour in which fixed costs are considered and the underlying cost function follows the law of diminishing returns.

The analysis of the individual choice between bearing pollution abatement costs (technical investment) and paying pollution costs (taxes) allows us to examine, in addition, the possibility of a partial treatment of wastewater.

Key-words:
economic incentives, environmental policy, water policy, wine industry, technical choice

Instruments économiques de politique environnementale et choix technique du pollueur.
Le traitement des eaux résiduaires dans l'industrie de vinification

Résumé — Cet article étudie le rôle de la structure des coûts dans les choix de dépollution d'une entreprise soumise aux incitations d'une agence publique en charge de préserver l'environnement. Les instruments économiques que cette dernière utilise sont les redevances ou les subventions aux investissements de dépollution. L'approche est appliquée au secteur vinicole du Languedoc-Roussillon. La prise en compte des coûts fixes oblige à s'écarter des modèles standard que propose l'économie de l'environnement et l'arbitrage entre coûts de dépollution et coûts de pollution permet d'expliciter la possibilité de choix de dépollution partielle.

Mots-clés:
incitations économiques, politique environnementale, politique de l'eau, industrie vinicole, choix technique

* *CIRAD-TERA, Programme Espaces et Ressources, Campus international de Baillarguet-TA 60/15, 34398 Montpellier Cedex 5*
e-mail : sfarolfi@postino.up.ac.za
** *INRA-LAMETA, 2 place Viala, 34060 Montpellier*
e-mail : tidball@ensam.inra.fr

Les auteurs remercient D. Claude, R. Lifran, P. Rio et J.-M. Salles, ainsi que les deux rapporteurs anonymes et l'un des co-éditeurs de la revue pour les commentaires et suggestions sur les versions précédentes de l'article. Ils remercient également P. Odoul de l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, délégation de Montpellier, pour son appui technique et les données et informations qu'il leur a fournies. Les erreurs qui resteraient dans le texte relèvent de la seule responsabilité des auteurs.

LA politique française de lutte contre la pollution des eaux liée aux activités productives s'appuie sur le principe « pollueur-payeur » (PPP) complété du principe « qui épure est aidé ». De fait, cette politique considère les producteurs comme des agents économiques rationnels et informés, capables donc de choisir la moins onéreuse des techniques de dépollution efficaces disponibles. En Languedoc-Roussillon, la réponse du secteur vinicole à la montée des redevances pollution dans la période 1991-1997 semble confirmer le caractère rationnel et informé des choix des producteurs (Farolfi et Montaigne, 2001).

Différents types de politique publique ont été préconisés pour atteindre le niveau de pollution optimal. En économie de l'environnement standard, le niveau de pollution optimal est obtenu en exigeant des pollueurs qu'ils indemnisent leurs victimes en leur versant des compensations proportionnelles aux dommages subis ; il s'agit du principe pollueur-payeur. Les externalités sont ainsi « internalisées ». Selon Pigou (1920), le niveau optimal de pollution peut être atteint simplement en imposant au pollueur une taxe égale à l'externalité marginale qui correspond à ce niveau de pollution. Il s'agit du point où les variations marginales des coûts externes et des bénéfices privés s'égalisent. D'autres modes d'intervention ont également été préconisés (Epstein, 1987 ; Pezzey, 1988) : l'usage d'instruments économiques comme les taxes, subventions et les permis négociables, ou l'introduction de normes et sanctions. Ces dernières ont montré leur inefficience.

D'autres auteurs (Coase, 1960 ; Demsetz, 1967) ont plaidé pour une auto-régulation du système grâce aux forces de marché suite à la mise en place de droits de propriété sur la ressource. Dans ce cas, le principe pollueur-payeur peut coexister avec le principe « **pollué-payeur** », selon l'allocation initiale des droits de propriété.

Toutefois, plutôt qu'à la théorie standard du contrôle des externalités, la législation française concernant la pollution des eaux, basée sur les deux lois de l'eau de 1964 (nº 1245) et de 1992 (nº 923), semble faire référence à l'école de « l'*efficiency without optimality* » (Baumol et Oates, 1975). Selon cette dernière, l'optimum est inaccessible en raison de l'impossibilité de mesurer les coûts externes liés à la pollution. Le but principal de la politique environnementale est de s'éloigner de la situation initiale non désirée en fixant des objectifs environnementaux pouvant être atteints grâce à l'utilisation des instruments économiques incitatifs préconisés par l'approche standard (taxes et subventions).

Dans la mesure où les fonctions de dommage environnemental ne sont pas connues, les Agences de l'eau définissent de manière exogène un

objectif de dépollution global. Elles déterminent alors les niveaux de dépollution individuels dont l'application permettra d'atteindre cet objectif global. Elles fixent enfin les montants des taxes et des subventions assurant la réalisation, par chaque entreprise, du niveau de dépollution efficace (Malfait et Moyes, 1990).

La mise en œuvre d'une telle politique, basée sur l'approche de l'efficience sans l'optimum, présente une grande difficulté. En effet, *« les fonctions de coût de dépollution des différentes entreprises, qui seules permettent le calcul des niveaux de dépollution individualisés efficaces, ne sont pas connues par le centre »* (Malfait et Moyes, 1990). Cette asymétrie d'information en défaveur de l'Agence de l'eau réduit inévitablement l'efficience de sa politique. En outre, la répartition des redevances et des aides entre les différentes catégories d'agents conduit certains auteurs (Bonnieux et Desaigues, 1998) à affirmer qu'en réalité le PPP n'est pas appliqué.

Afin de faire face à cette contrainte informationnelle, et pour aboutir à une meilleure répartition des redevances et des aides parmi les agents concernés, nous avons entrepris, en collaboration avec l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, la réalisation d'un modèle économique sectoriel appliqué au secteur vinicole du Languedoc-Roussillon. En partant de la connaissance des coûts pour les différents choix techniques de dépollution, ce modèle permet à l'Agence de l'eau d'estimer les réactions des producteurs en termes d'émissions polluantes à des niveaux différents de redevances et de subventions. Le modèle permet aussi de calculer des coûts annuels de dépollution selon la technique choisie et de les comparer avec le non-traitement qui conduit au paiement de la redevance brute.

Ce modèle permet également de générer des scénarios en fixant une technique quelconque et en modulant les instruments économiques à la disposition de l'Agence de l'eau (redevance et subvention), afin de mieux cibler (selon les critères d'efficacité et de moindre coût pour la société) l'intervention publique une fois que l'objectif de dépollution a été déterminé.

Afin de prendre en compte l'alternative qui consiste à ne traiter que partiellement les effluents, nous présentons finalement un approfondissement théorique sur le comportement du producteur vis-à-vis du choix de dépollution en présence d'une politique environnementale incitative. En particulier, l'introduction des coûts fixes de dépollution, tels que l'investissement initial et la prise en compte d'une courbe de coût total de dépollution suivant la loi des rendements non-proportionnels, modifie substantiellement l'interprétation du comportement du pollueur face à une ou plusieurs incitations économiques, telles que les redevances-pollution et les subventions à l'investissement anti-pollution.

LES INSTRUMENTS INCITATIFS : REDEVANCE ET AIDE À L'INVESTISSEMENT

Les contraintes juridiques en matière d'environnement s'accroissent du fait de la pression exercée par l'opinion publique sur les pouvoirs publics. Dans le secteur agro-alimentaire, c'est la filière vinicole notamment qui a fait l'objet, ces dernières années, d'une attention accrue de la part des institutions responsables des politiques environnementales. La législation qui encadre le secteur vinicole en matière de protection de la ressource hydrique est fondée sur deux régimes distincts : la réglementation sur les installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) [1] d'une part et, d'autre part, un système de taxes et de

[1] La loi n° 663 de 1976 règle la discipline des rejets polluants des ICPE. L'objectif principal de la réglementation des ICPE est de soumettre au contrôle de l'administration de l'État les sites productifs qui présentent des dangers pour l'environnement. Ces sites sont soumis à l'un des deux régimes d'autorisation (A) ou de déclaration (D), dans le cadre d'une nomenclature fixée par décret. À compter de 1993 (décret du 29/12/1993), les caves vinicoles de construction récente, qui produisent entre 500 et 20 000 hectolitres de vin par an, doivent présenter une déclaration au Préfet, alors que celles qui produisent plus que 20 000 hectolitres/an sont soumises à la requête d'une autorisation à produire justifiée par une étude d'impact sur l'environnement. Il est important de souligner que pour les caves déjà existantes s'applique le principe d'antériorité, qui leur permet d'être conforme par le biais d'une simple « déclaration d'existence ». Pour ces caves, seules les modifications considérées « importantes » font l'objet d'une requête d'autorisation. Dans le secteur vinicole, les instances chargées des contrôles de conformité avec la législation ICPE sont les Directions départementales de l'agriculture et des forêts (DDAF), alors que pour les autres industries agro-alimentaires, ce sont les Directions régionales pour l'industrie, la recherche et l'environnement (DRIRE). La législation ICPE représente l'aspect « régalien » de la politique environnementale nationale et définit les normes de rejet et les amendes prévues en cas de dépassement des limites imposées. Cette réglementation a des impacts indubitables sur le comportement des producteurs, toutefois nous ne la traiterons pas par la suite, car notre argumentation vise à analyser le rôle des instruments économiques de politique environnementale, qui sont presque absents de la législation ICPE, alors qu'ils sont à la base des lois sur l'eau traitées dans cet article. Une enquête menée dans le secteur vinicole du Languedoc-Roussillon (Farolfi et Montaigne, 2001) montre en outre que, à cause du principe d'antériorité qui adoucit la législation ICPE, le comportement anti-pollution des caves est moins déterminé par les normes que par les incitations financières. Ces dernières, poussant le producteur à investir dans un système anti-pollution quand le « coût de sa pollution » devient supérieur au coût du traitement, semblent même favoriser, dans une situation d'incertitude technologique comme celle vérifiée dans le secteur de la dépollution en viticulture, les producteurs les plus riches au détriment des moins avantagés. En effet, ces derniers ne peuvent pas se payer le « luxe » de la flexibilité, tandis que les premiers, pouvant payer des redevances toujours plus élevées grâce à leur situation économique, mettent en place des stratégies d'attente jusqu'à ce qu'une situation moins incertaine se présente. La stratégie d'attente proprement dite est le non-traitement, qui est encore mis en pratique en dépit des normes ICPE. A titre d'exemple, dans le département du Gard, sur les 25 caves coopératives qui n'ont pas encore investi en systèmes de dépollution, 19 (soit 76 %) sont en zone AOC côtes-du-Rhône, région où les vins sont vendus à des prix en moyenne plus élevés. Cette attitude peut paraître paradoxale, car le PPP est transformé en principe payeur-pollueur, mais elle démontre bien la prédominance des instruments financiers sur les normes dans la détermination du comportement des producteurs/pollueurs.

subventions mis en œuvre par les Agences de l'eau, qui fait référence aux deux lois sur l'eau de 1964 et 1992. Ce système associe le contrôle de la pollution à un « marché des externalités ».

C'est en particulier l'application à la lettre du principe « pollueur-payeur », contenu déjà dans le premier programme d'action quinquennal européen (1973-1977), qui représente, associé au corollaire « qui dépollue est aidé », la modalité d'action principale de la politique de protection de la ressource hydrique en France ; modalité que nous pourrions qualifier de politique du « bâton et de la carotte ».

Le bâton et la carotte

La redevance annuelle que les pollueurs doivent verser à l'Agence de l'eau (Rb) correspond au produit de la pollution (Qb) par le taux de redevance (T) et par un coefficient de zone (z). Qb est exprimée en quantité de pollution émise le jour moyen du mois au cours duquel l'activité de l'entreprise est maximale.

$$Rb = Qb\ T\ z, \qquad \text{avec} \qquad Qb = q_j\,\alpha \tag{1}$$

où

q_j = production du jour moyen du mois j d'activité maximale

α = coefficient spécifique de pollution (assiette)

T = taux de redevance

z = coefficient de zone.

Remarque 1. Il faut bien noter que dans notre formulation, Qb n'est pas la pollution réelle produite annuellement par l'entreprise, mais celle qui, pour l'Agence de l'eau, est nécessaire au calcul de la redevance annuelle, c'est-à-dire la pollution du jour moyen du mois d'activité maximale.

Pour les activités de vinification, suite à une négociation avec la profession, l'Agence de l'eau a décidé de retenir la pollution du jour moyen de la période d'apport des vendanges. Pour cette période, un minimum de 22 jours a été fixé. La moyenne des apports en Languedoc-Roussillon correspond à 30 jours [2].

Soit la redevance $\tau = \alpha Tz$ = 115 F/hl/jour moyen du mois d'activité

[2] Par exemple, pour une cave dont q = 30 000 hl/an, q_j = 30 000/30 = 1000 hl/jour. Cette valeur est le nombre d'unités de grandeur caractéristique (NUGC).

maximale[3], une cave qui produit 30 000 hl/an aura une redevance annuelle de : Rb = 115 F × 30000/30 = 115 000 F car $Rb = \tau q_j$.

La multiplication par 14 du coefficient de pollution spécifique des industries de vinification à partir de 1991 constitue probablement l'un des aspects les plus éclatants de la politique nationale de protection des ressources naturelles contre la pollution.

Si l'entreprise décide de réduire sa pollution, principalement en introduisant un système de traitement des effluents, une prime (P) est déduite de la redevance brute. On obtient donc la redevance nette, (Rn), selon la formule :

$$Rn = Rb - P \qquad (2)$$

Face au principe « négatif » de la redevance pollution, existe le principe « positif » de l'aide financière aux producteurs qui décident de traiter leurs effluents en introduisant des technologies de contrôle de la pollution. Cette aide (ou subvention) est principalement accordée par l'Agence de l'eau, qui utilise d'ailleurs pour ce faire une grande partie des recettes provenant des redevances pollution[4].

Instruments économiques et orientation du choix technique

Les subventions dépendent du type de système d'épuration agréé par l'Agence de l'eau et du coût d'investissement estimé par le devis du maître d'ouvrage. Le montant est plafonné, en valeur absolue, selon les

[3] Le calcul qui donne la redevance pollution (τ) pour le secteur vinicole du Languedoc-Roussillon au cours du programme 1997-2001 peut être décrit comme suit :

Définitions	Matières en suspension (MES)	Matières organiques (MO)
Barème national pour le secteur vinicole établi par le ministère (α)	0,059 Kg/hl	0,210 Kg/hl
Coefficient de zone Languedoc-Roussillon (Zone 3)	x 1	x 1,3
Taux de redevance établi par l'Agence *(T)*	x 131 F/Kg	x 393 F/Kg
7,73 + 107,29 = 115 F/hl/jour moyen du mois d'activité maximale (τ)	= 7,73	= 107,29
	(6 %)	(94 %)

Il est évident que les agents polluants qui forment l'assiette du secteur vinicole sont les matières en suspension (MES) et surtout la matière organique (MO). Il est reconnu qu'une caractéristique de la pollution vinicole est sa variabilité annuelle : le fait que le calcul de la redevance soit fait sur le jour moyen du mois d'activité maximale (période des vendanges) est, selon les producteurs, un facteur pénalisant l'industrie vinicole par rapport à d'autres secteurs dont la pollution est plus continue au cours de l'année.

[4] Le débat actuel sur l'intégration de l'eau dans la taxe générale sur les activités polluantes (TGAP) (Conseil d'analyse économique du Premier Ministre, 1998) voit, d'un côté, ceux qui considèrent la politique des Agences de l'eau efficace et suffisamment efficiente pour rester financièrement autonome, et d'un autre côté, ceux qui au contraire préconisent l'utilisation des recettes provenant des redevances pollution à des fins autres que la protection de l'environnement.

systèmes. Il est plus élevé pour les systèmes reconnus comme les plus coûteux (station biologique) et plus faible pour des systèmes plus « rudimentaires » comme l'épandage. Toutefois, jusqu'au plafond fixé, l'Agence de l'eau finance indifféremment les techniques d'épuration, à condition qu'elles répondent aux paramètres de dépollution fixés par l'Agence. Si une orientation en faveur d'une technique plutôt que d'une autre est souhaitée par l'Agence de l'eau, elle résulte de l'étude du rendement d'épuration calculé pour les différentes techniques disponibles et se traduit par la prime correspondante.

Par exemple, à l'heure actuelle, l'évaporation est la seule technique dont le rendement d'épuration est estimé à 100 % (pour le système biologique, le rendement est de 95 % et pour l'épandage, il est de 90 % [5]). Cela signifie que la mise en place d'un système d'évaporation permet au producteur d'éliminer complètement la redevance résiduelle à payer chaque année.

En suivant ce raisonnement, nous pouvons affirmer que la « valeur » attribuée par l'Agence de l'eau aux systèmes par évaporation est supérieure aux autres. Mais, dans la pratique, il n'y a pas de différence entre les trois systèmes, car les 5 % ou 10 % de pollution résiduaire sont, pour les caves, presque toujours en-dessous des 200 équivalents-habitants, seuil minimum de perception de la redevance. En pratique, la mise en œuvre d'un quelconque des trois systèmes considérés permet aux caves vinicoles de ne pas être redevables.

Le tableau 1 illustre le taux d'investissement (en pourcentage) en systèmes de dépollution dans les caves coopératives de la région Languedoc-Roussillon. Pour les établissements qui ont choisi un traitement autonome, il est évident que l'évaporation est la technique la plus largement répandue, suivie de l'épandage, le système biologique n'étant que marginal. Ces statistiques montrent aussi que les caves coopératives de la région ont, en grande majorité, investi dans des techniques antipollution.

Tableau 1. **Les choix techniques de dépollution dans les caves coopératives du Languedoc-Roussillon en 1998 (% des adhérents aux Fédérations)**

Traitement		Autonome				Raccordement	
Non	**Oui**	Evaporation	Epandage	Biologique	Autres	Distillerie	Communal
21,4	78,6	36,6	17,4	0,5	8,7	11,4	4,0

Source: Fédérations départementales des caves coopératives
Note: dans la catégorie « Autres », figurent les 5 % de caves coopératives utilisant la technique d'évaporation forcée.

[5] Pour que les systèmes d'évaporation et biologiques atteignent ces rendements, ils doivent respecter des conditions spécifiques : par exemple, il doivent traiter 100 % des effluents de la cave et les boues qui se forment doivent trouver une localisation satisfaisante (décharge ou épandage). Quant à l'épandage, il doit être accompagné par un suivi agronomique des parcelles intéressées. Les systèmes biologiques sont évalués au cas par cas puisque leur rendement réel peut être très variable (de 50 % à 99,5 %).

Au contraire, les caves particulières, plus petites et éparpillées sur le territoire, qui ne sont touchées par l'augmentation de la redevance pollution que depuis quelques années, sont moins avancées dans le domaine du contrôle de leurs effluents (Farolfi et Montaigne, 2001).

LES COÛTS DE DÉPOLLUTION

L'outil d'aide à la décision que nous avons conçu s'appuie sur des fonctions de coût de dépollution estimées en partant d'observations directes sur l'industrie de vinification du Languedoc-Roussillon. Il vise à réduire l'asymétrie d'information entre l'Agence de l'eau et les entreprises polluantes. Nous traiterons ici les choix d'épurations suivants[6] :

– épuration par évaporation (*ev*),
– épuration par épandage mobile (*epm*),
– épuration par épandage fixe (*epf*),
– pas d'épuration (*pe*).

Trois hypothèses centrales caractérisent le modèle :

a) rationalité économique du producteur/pollueur ;
b) information disponible pour ce dernier ;
c) asymétrie d'information pour l'Agence de l'eau.

Nous allons calculer les différents coûts en fonction de la quantité de vin produite, c'est-à-dire la taille de la cave. Soit q la quantité de vin produite, Qb (voir Remarque 1) la quantité de pollution brute (proportionnelle à q), Qn la quantité de pollution nette (après épuration), $\Delta Q = Qb - Qn$ la quantité de pollution retirée, T le taux de redevance, α le coefficient de conversion de la production en pollution[7] et d_i le coefficient de dépollution (spécifique pour chaque choix d'épuration) ($0 \leq d_i \leq 1$). Nous considérons $i = ev$, epm, epf ou pe selon le cas.

Les relations entre ces quantités s'écrivent :

– $Qb = \alpha\, q_j$
– $q = 30 q_j$
– $Qn_i = (1 - d_i)\, \alpha\, q_j$
– $\Delta Q_i = d_i\, \alpha\, q_j$
– $CT_i(q)$ = coût total de traitement
– $F_i(q)$ = coût unitaire de fonctionnement

[6] Les autres choix (par exemple traitement biologique, évaporation forcée, traitements physico-chimiques) seront considérés dès que les données sur ces systèmes seront disponibles.

[7] Le coefficient de pollution spécifique α de la branche productive est déterminé par le ministère de l'Environnement (décret du 01/03/93).

– $I_i(q)$ = coût unitaire d'investissement
– $S_i(q)$ = subvention unitaire.

L'Agence de l'eau définit :

a) le taux de redevance T,
b) le coefficient de dépollution spécifique à chaque système installé d_i,
c) la subvention $S_i(q)$. Nous considérons $S_i(q) = s\, I_i(q)$ où $0 \leq s \leq 1$,
d) le coefficient de zone z.

Nous appelons r le taux d'actualisation et n la durée de l'investissement. Le coût total annuel de dépollution selon le système choisi est donc défini par l'équation suivante[8] :

$$CT_i(q) = F_i(q)q + \left\{I_i(q)q - S_i(q)q\right\}\frac{r(1+r)^n}{(1+r)^n - 1} + TQn_i z \qquad (3)$$

c'est-à-dire :

$$CT_i(q) = \left\{F_i(q) + (1-s)I_i(q)\frac{r(1+r)^n}{(1+r)^n - 1}\right\}q + T(1-d_i)\alpha q_j z \qquad (4)$$

Remarque 2. Nous observons que :

• $F_{pe}(q) = I_{pe}(q) = 0$ et $d_{pe} = 0$.
• Rn de l'expression 2 correspond à $TQn_i z$ et $P = T\Delta\, Q_i z$.
• Pour chaque T, d_i et s fixés par l'Agence de l'eau, nous savons que la fonction de coût CT_i est bien une fonction de q.

Estimation des fonctions de coût

Les bases de données disponibles auprès de l'Agence de l'eau décrivent seulement le coût des investissements correspondant à l'installation de systèmes d'épuration dans les caves vinicoles[9]. Les fonctions F_i et I_i

[8] Un questionnaire a été soumis aux entreprises afin d'obtenir les coûts d'investissement et de fonctionnement. Une grosse difficulté dans ce type d'analyse est représentée par les différences d'interprétation des postes de coût selon les producteurs. Ce qui est un coût de dépollution pour un producteur (exemple : main d'œuvre ou loyer d'un terrain pour l'épandage) peut ne pas être pris en compte par un autre. D'où le manque d'homogénéité dans les résultats obtenus. Le nombre limité d'observations est dû à la difficulté d'obtenir les informations pertinentes, notamment sur les coûts de fonctionnement, les coûts d'investissement étant en revanche disponibles auprès de l'Agence de l'eau. L'approche a un caractère exclusivement exploratoire, ce qui justifie l'examen de résultats inévitablement peu significatifs d'un point de vue purement statistique.

[9] A noter que certains travaux réalisés en France sur données individuelles (Thomas, 1993 et 1995 ; Salanié et Thomas, 1996) ne considèrent pas les coûts de fonctionnement de la dépollution. Au contraire, grâce aux enquêtes réalisées aux États-Unis par la *Environment Protection Agency* (EPA), Mc Donnell et Schwarz (1992) peuvent introduire cette valeur dans leur modèle de demande et d'offre de contrôle de la pollution.

relatives aux différents systèmes de dépollution ont donc été calculées à partir d'une enquête sur un échantillon de trente caves en Languedoc-Roussillon. Les courbes de coûts unitaires ont été estimées à l'aide d'une analyse de régression et à partir des nuages de points concernant F_i et I_i. Les courbes de régression ont été choisies de la forme Aq^{-B} avec $0 < B < 1$. Nous avons choisi cette forme fonctionnelle compte tenu des propriétés de décroissance et de convexité désirées pour les coûts unitaires $F_i(q)$ et $I_i(q)$ [10].

Dans certains cas, la dispersion des points est telle que leur représentation par une simple courbe apparaît comme une simplification excessive. Dans d'autres cas, ces formes fonctionnelles illustrent mieux la réalité [11].

Pour l'estimation des fonctions de coût, l'approche « *economic-engineering* » (French, 1977) nous aurait certainement fourni des résultats plus intéressants en termes de précision et pertinence des courbes. Toutefois, étant donné la nature exploratoire de ce travail et, bien que conscients des limites de l'approche économétrique [12], nous avons malgré tout choisi cette dernière. Cependant, nous avons adopté certaines précautions méthodologiques, à savoir l'enquête directe auprès des établissements polluants et l'étude approfondie des aspects techniques des filières d'épuration.

Comparaison des différents coûts d'épuration

Pour chaque T, α, z, d_i et s fixés par l'Agence de l'eau, nous pouvons représenter sur un graphe les coûts totaux annuels selon les différents choix des agents et les comparer. Dans la suite, nous utilisons des valeurs de T, α, z, d_i et s utilisées par l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse dans le 7e Programme cadre d'intervention (1997-2001):

– $\tau = T\alpha z = 115$ francs par hectolitre de vin produit par jour moyen du mois d'activité maximale
– $d_{epf} = d_{epm} = 0{,}9$; $d_{ev/ap} = 1$, et bien sûr, $d_{pe} = 0$
– $s = 0{,}42$
– $r = 0{,}04$ et $n = 10$ [13]

[10] Les coûts en question se réfèrent à des systèmes de dépollution installés de manière *ad hoc* dans des établissements de taille différente, ce qui explique « l'effet échelle » donnant aux courbes des coûts unitaires la forme décroissante et asymptotique pour des valeurs de taille élevées.

[11] Pour plus de détails sur l'estimation des courbes, voir Farolfi et Tidball (1999).

[12] À savoir: les difficultés dans l'analyse des économies d'échelle et la prise en compte problématique de facteurs tels que l'environnement, la gestion managériale, la comptabilité, etc. (French, 1977).

[13] Nous avons ici considéré 10 ans comme la durée de vie moyenne d'un système de dépollution. En effet, l'Agence de l'eau considère une durée de vie moyenne de 10-15 ans pour le génie civil et de 5-7 ans pour le matériel. Quant au taux d'actualisation, il est de 4 %. Le modèle permet de changer ces paramètres et de les adapter à des contextes différents ou dynamiques (par exemple, reprise de l'inflation).

Bien évidemment, l'intérêt du modèle réside dans la possibilité de modifier les paramètres contrôlés par l'Agence de l'eau et d'observer les conséquences en termes de coûts et du comportement des agents [14].

Les figures 1 et 2 montrent le coût annuel total selon trois choix de dépollution différents : évaporation, épandage fixe ou mobile [15], et absence d'épuration. La figure 1 limite le domaine d'analyse aux caves de taille inférieure à 10 000 hl/an. On y observe que jusqu'à une taille d'environ 1 000 hl/an le non-traitement est la solution la plus économique, au delà l'épandage mobile constitue la technique la moins chère.

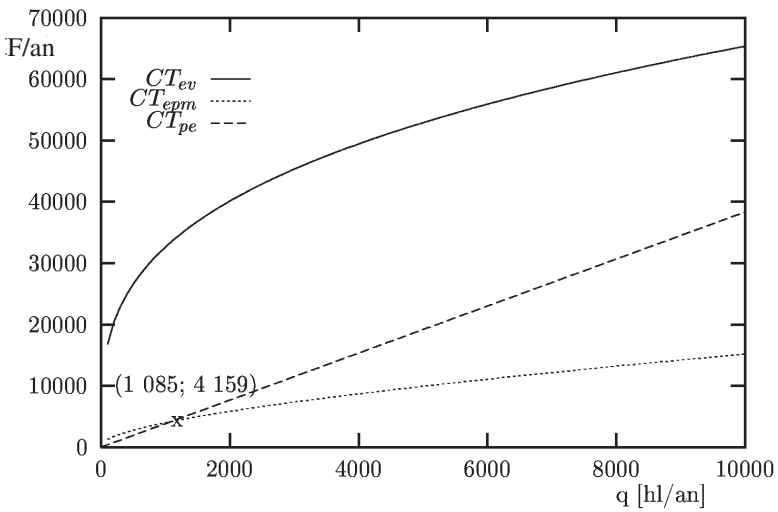


Figure 1. **Comparaison des coûts totaux annuels de dépollution par évaporation (CT_{ev}), par épandage mobile (CT_{epm}), en l'absence d'épuration (CT_{pe}) pour $q \leq 10\,000$**

La figure 2 se réfère à des caves de taille comprise entre 10 000 et 40 000 hl/an. On y observe que l'épandage fixe est l'option la moins onéreuse. Toutefois, par manque de terrain disponible à proximité des sites de vinification ou à cause du coût trop élevé de ce dernier, cette technique se révèle souvent inapplicable. À partir d'une taille de 21 600 hl/an, et dans les conditions actuelles d'application des redevances et subventions, l'évaporation devient le choix le moins cher vis-à-vis du non-traitement.

[14] Les fonctions de coût du modèle ne tiennent pas compte de l'efficacité de l'entreprise, qui dépend non seulement du polluant considéré, mais aussi du secteur d'activité ou de la taille de l'entreprise. Pour une analyse de l'efficacité d'une régulation d'agents polluants, voir Salanié et Thomas (1996).

[15] En raison du manque de données disponibles pour les caves de taille inférieure à 10 000 hl/an, nous avons considéré l'épandage mobile, alors que pour des caves de taille supérieure à 10 000 hl/an, c'est l'épandage fixe qui a été retenu dans le modèle.

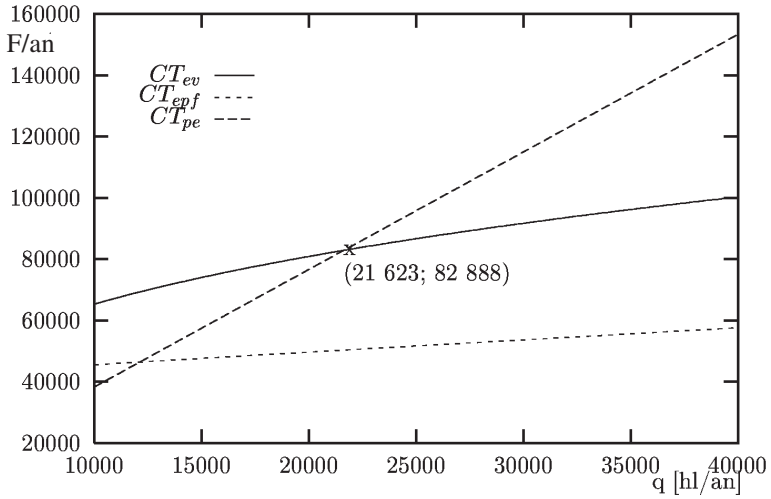


Figure 2. **Comparaison des coûts totaux annuels de dépollution par évaporation (CT_{ev}), par épandage fixe (CT_{epf}), en l'absence d'épuration (CT_{pe}) pour $q \geq 10\,000$**

MODULATION DES INSTRUMENTS ÉCONOMIQUES ET INCITATION À L'INVESTISSEMENT ANTI-POLLUTION

Les instruments économiques à la disposition de l'Agence de l'eau sont, comme nous l'avons indiqué ci-dessus, les redevances et les subventions. Nous pouvons, à l'aide des fonctions de coût, créer des scénarios qui permettent d'interpréter les choix d'investissement des producteurs vinicoles pour une technique de dépollution définie, en faisant varier les deux instruments séparément ou de façon conjointe.

Dans les figures suivantes, le système d'évaporation est considéré comme la seule technique d'épuration possible. Des scénarios analogues pourraient être construits pour n'importe quelle technique dont on connaît les coûts d'investissement et de fonctionnement.

Nous appellerons *diff (q, τ, s)* (avec : q = hl/an ; τ = F/hl de vin produit par jour moyen du mois d'activité maximale et $0 < s < 1$) la différence entre le coût de traitement des effluents par évaporation et le coût du non-traitement (paiement de la redevance brute). La valeur de *diff (q, τ, s)* sera toujours exprimée en francs par an.

diff (q, τ, s) = 0 représente l'indifférence entre le non-traitement et le traitement des effluents par la technique en question. Les scénarios qui suivent sont obtenus en fixant chaque fois l'une des trois variables de la fonction *diff (q, τ, s)*.

En fixant la subvention

La courbe d'indifférence *diff (q, τ,* 0,42*)* est présentée en figure 3. Cette courbe est le lieu des points tels que la redevance payée soit égale au coût de dépollution. Les points à droite de la courbe représentent tous les cas où la redevance est supérieure au coût du traitement et, par consé-

quent, les points à gauche représentent ceux pour lesquels la redevance est insuffisante pour inciter la cave à investir dans un système d'évaporation.

Notons qu'au niveau de redevance de 115 F/hl de vin produit par jour moyen du mois d'activité maximale (niveau actuel en Languedoc-Roussillon), la courbe d'indifférence identifie une dimension de 21 623 hl/an, identique à celle représentée dans la figure 2.

En fixant la redevance

La figure 4 présente, suivant la même logique, la courbe d'indifférence pour $0 < q < 25\,000$ et $0 < s < 1$ avec $\tau = 115$. Nous avons choisi ce domaine de q puisque la politique actuelle dans le secteur vinicole vise principalement à inciter les caves de taille moyenne et petite (surtout les caves particulières) à dépolluer (les caves coopératives de dimension plus importante ayant en général déjà installé un système d'épuration).

En fixant la taille de la cave

Fixons à présent la dimension de la cave (par exemple 4 000 hl/an). La figure 5 décrit les combinaisons de τ et s qui incitent le producteur à dépolluer à un coût minimal pour la société (politique environnementale efficiente). Ces combinaisons efficientes et efficaces[16] sont exprimées par le segment *AB* dans la figure 5. En effet, les combinaisons situées à droite de ce segment sont inefficientes tandis que celles situées à gauche sont inefficaces dans la mesure où elles incitent insuffisamment le producteur à investir dans un équipement anti-pollution. La courbe d'indifférence a pour équation $s = 1{,}099 - 0{,}0018\tau$. Dans le cas spécifique correspondant à une redevance égale à 115 F/hl, et pour inciter une cave de 4 000 hl/an à investir dans un système d'évaporation, une subvention minimale de 89 % du coût d'investissement serait nécessaire. Si s demeure à 0,42, comme dans le cas de figure actuel, une redevance de 370,79 F/hl apparaît nécessaire pour inciter les producteurs à investir dans un système d'évaporation.

Les scénarios montrent bien que les technologies de dépollution disponibles pour le secteur vinicole orientent presque obligatoirement le choix des caves de petite taille vers l'épandage (mobile ou, en dernière instance, fixe), l'évaporation étant un système beaucoup trop coûteux.

[16] Les concepts d'efficience et d'efficacité, indiquant souvent la même chose en économie, sont ici employés pour illustrer la capacité d'une politique environnementale d'atteindre un objectif fixé (efficacité) au moindre coût pour la société (efficience). En d'autres termes, si l'efficacité relève de l'objectif à réaliser, l'efficience relève des moyens mis en œuvre pour atteindre cet objectif (Shabman, 1984 ; Bromley, 1990).

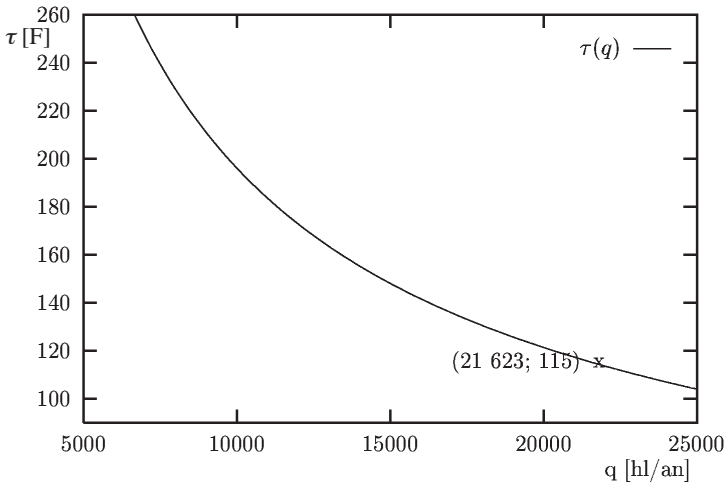


Figure 3.
Courbe d'indifférence pour $5\,000 \leq q \leq 25\,000$; $90 \leq \tau \leq 260$ et $s = 0{,}42$

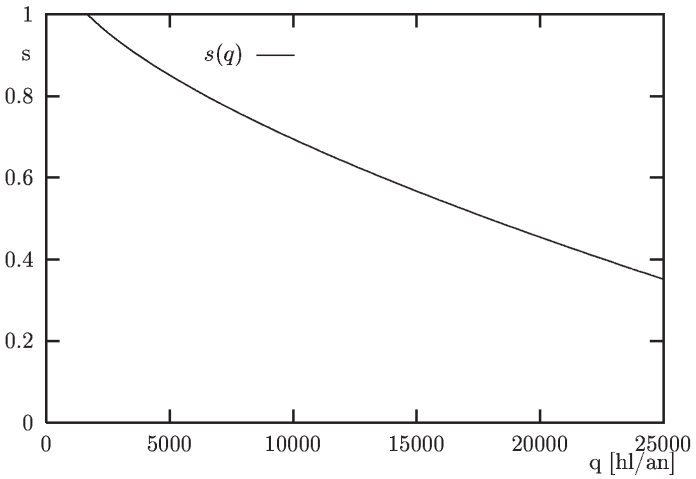


Figure 4.
Courbe d'indifférence pour $q \leq 25\,000$; $0 \leq s \leq 1$ et $\tau = 115$

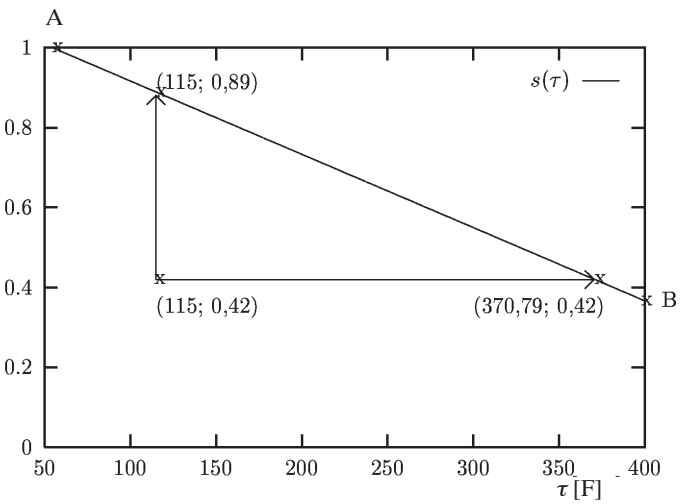


Figure 5.
Combinaisons efficaces et efficientes des subventions s et des redevances τ pour une cave de taille fixée ($0 \leq s \leq 1$; $50 \leq \tau \leq 400$; $q = 4\,000$)

LE PROBLÈME VU PAR LE PRODUCTEUR

Jusqu'à présent, l'estimation des paramètres des fonctions de coût de dépollution nous a servis à identifier le domaine d'efficience des instruments publics. En introduisant maintenant le point de vue du producteur, nous allons faire apparaître des processus de choix complexes et notamment la possibilité de distinguer entre dépollution partielle et dépollution totale. En fait, ce processus de choix, sous les hypothèses maintenues à la section intitulée « les coûts de dépollution », peut être résumé en trois phases :

a) choix entre traiter ou payer la redevance ;

b) choix du niveau de dépollution à atteindre (dépollution totale, ou dépollution partielle et paiement de la redevance résiduaire) ;

c) choix de la technique de dépollution.

La prise en compte des réactions de l'entreprise nécessite une modification de la représentation conventionnelle de l'entreprise telle qu'elle ressort des travaux d'économie de l'environnement (voir ci-après « le modèle standard »). Notre objectif est ici d'expliciter les conditions sous lesquelles l'entreprise a intérêt à choisir la dépollution ainsi que de construire un cadre adapté à l'évaluation des réalités individuelles (voir « le modèle modifié »). Nous considérons les notations suivantes :

– x représente la quantité de pollution,

– τ est un paramètre correspondant à la redevance à payer par unité de pollution fixée,

– *BMNP (x)* est le bénéfice marginal net privé du producteur,

– x_f est la quantité de pollution pour laquelle $BMNP\ (x) = 0$,

– $x_{f\tau}$ représente la quantité de pollution pour laquelle $BMNP\ (x) = \tau$, c'est-à-dire la pollution produite en présence d'une redevance τ sans aucune dépollution.

Remarque 3. Dans le modèle qui suit, le volume de production est traité comme une donnée. Nous supposons que les techniques de dépollution disponibles sont en mesure d'absorber totalement la pollution résultant de n'importe quel niveau de production. Néanmoins, dans le cas où le producteur choisirait le non-traitement (paiement de la redevance brute), on supposera un ajustement par le niveau de production, réduit de x_f/α à $x_{f\tau}/\alpha$.

Le modèle standard

Le coût de dépollution pour une firme, tel qu'il est représenté dans les modèles standard d'économie de l'environnement (Baumol et Oates, 1975 ; Barde, 1991 ; Bonnieux et Desaigues, 1998), « *a une forme conventionnelle, commode pour l'analyse et ne correspond pas toujours à la réalité* » (Barde, 1991, p. 115).

Soit $Cm_d(x)$ le coût marginal de dépollution pour la technique de dépollution choisie, et $CT_d(x)$ le coût total de dépollution, *i.e.* $\forall\ 0 \leq x \leq x_f$,

$$CT_d(x) = \int_x^{x_f} Cm_d(y)dy \tag{5}$$

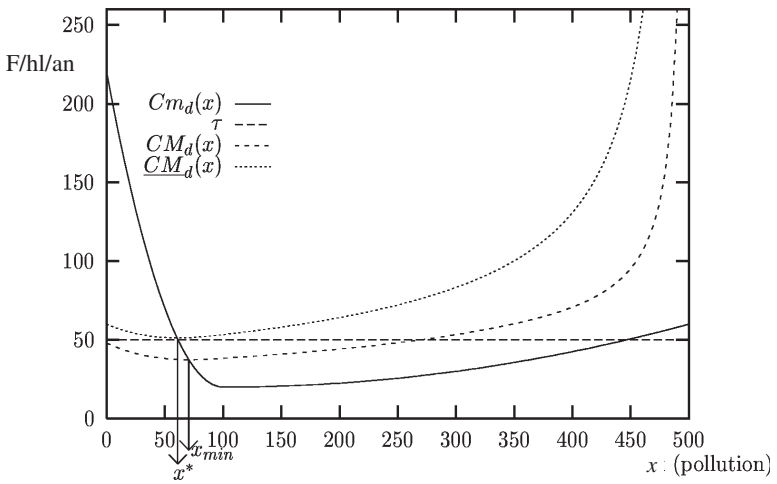
Dans ce modèle, $Cm_d(x)$ est toujours décroissant et sa courbe croise donc la droite de redevances τ en un seul point. De plus, puisque le coût total de dépollution est l'intégrale de $Cm_d(x)$, les coûts fixes, qui correspondent à la constante d'intégration, ne sont pas pris en compte. Le coût total se restreint donc au coût total variable [17].

Remarque 4. $CT_d(x)$ du modèle standard correspond en fait à $F_i(q)$ du modèle présenté dans la section « les coûts de dépollution ». Afin de pouvoir prendre en compte aussi $I_i(q)$, nous allons développer la formalisation en introduisant les coûts moyens (CM_d) dans la section suivante.

Le modèle modifié

Afin de rendre le modèle plus réaliste, nous avons introduit deux éléments supplémentaires dans le coût de dépollution qui n'apparaissent pas dans le modèle standard : les coûts fixes (par exemple, le coût d'investissement) et l'existence de rendements non proportionnels (voir figure 6).

Figure 6.
Coûts marginal (Cm_d) et moyens (CM_d) de dépollution



[17] Une analyse plus détaillée des coûts d'épuration des effluents est contenue dans Kneese (1967). Toutefois, l'approche basée sur les coûts moyens, qui seule permet l'appréciation des coûts fixes, est appliquée à l'entreprise dans son ensemble en supposant que la réduction de la production est le seul moyen de réduire la charge polluante. L'épuration n'est traitée qu'en termes de coûts marginaux.

En effet, comme le montre la figure 6, deux systèmes de dépollution peuvent avoir le même coût marginal ($Cm_d(x)$) et pourtant des coûts moyens différents : $CM_d(x) < \underline{CM}_d(x)$

Comme nous l'avons annoncé ci-dessus, sur la base de ce modèle, nous allons interpréter les choix du producteur en termes de traitement des effluents lorsqu'une politique incitative, comme celle conduite actuellement par l'Agence de l'eau, est mise en œuvre. Pour simplifier l'exposé, nous traiterons de façon distincte les trois phases de choix décrites plus haut. Bien évidemment, dans la réalité, lorsque le producteur détermine sa réponse aux mesures incitatives, il considère ces trois choix possibles comme simultanés et prend sa décision en fonction de l'information dont il dispose en ce qui concerne les techniques disponibles, le montant des investissements nécessaires et les coûts de fonctionnement.

Traiter les effluents ou payer la redevance et choisir le niveau de dépollution à atteindre

Pour une technique de dépollution fixée, nous pouvons formaliser le choix entre traiter les effluents ou payer la redevance pollution de la manière suivante.

On définit le bénéfice total net social comme la différence entre le bénéfice total net privé (défini plus haut) et l'internalisation de l'externalité produite. Alors, le bénéfice total net social du producteur qui décide de payer la taxe est :

$$BTNS_{\tau}(x_{f_{\tau}}) = \int_0^{x_{f\tau}} (BMNP(y) - \tau)dy \qquad (6)$$

Le bénéfice total net social du producteur qui décide de traiter les effluents est[18] :

$$BTNS_d(x) = \int_0^{x_f} BMNP(y)dy - (CT_d(x) + \tau x) \qquad (7)$$

où $CT_d(x)$ est le coût total de dépollution. Le niveau de dépollution le plus avantageux pour le producteur est la valeur $x_f - x^*$, où x^* maximise $BTNS_d(x)$ en $[0, x_f[$, c'est-à-dire celui qui minimise :

$$C\tau(x) = CT_d(x) + \tau x,\ 0 \leq x \leq x_f \qquad (8)$$

[18] Voir l'annexe 1 pour plus de détails concernant le développement de cette expression.

où $C\tau(x)$ représente le coût de dépolluer jusqu'au niveau x de pollution plus la redevance résiduaire correspondant à ce niveau de pollution.

Si $x^* \in [0, x_f]$ alors x^* vérifie : $Cm_d(x^*) = \tau$ (condition de premier ordre) et $Cm_d(x^*)' < 0$ (condition de deuxième ordre).

Aussi, l'étude de l'avantage à traiter ou non les effluents se réduit donc à l'étude du signe de l'expression $BTNS_\tau(x_{f\tau}) - BTNS_d(x^*)$. Comme, en général, nous ne connaissons pas $BMNP(x)$ (en revanche, nous pouvons estimer $x_{f\tau}$), nous procédons de la façon illustrée en annexe 2 pour obtenir les expressions suivantes :

$$\tau x_{f_\tau} > \int_{x^*}^{x_f} Cm_d(y)dy + \tau x^* = C\tau(x^*) \Rightarrow \tag{9}$$

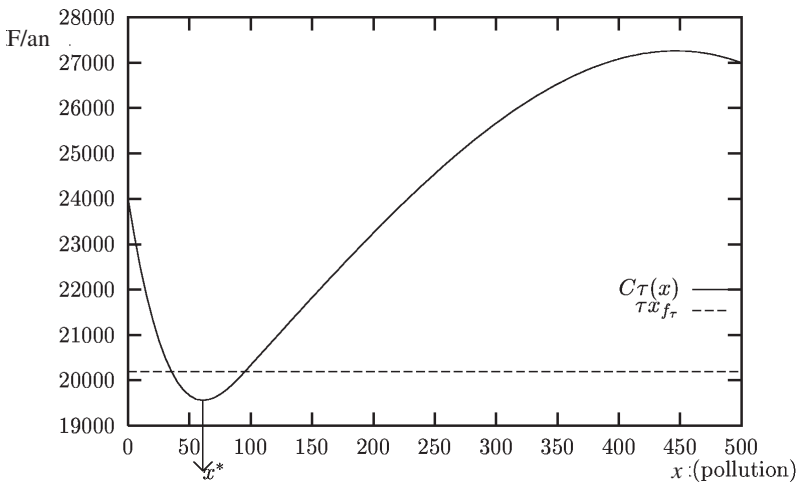
$$BTNS_d(x^*) > BTNS_\tau(x_{f\tau}) \tag{10}$$

Le producteur a intérêt à choisir la dépollution lorsque la relation (9) est vérifiée. Une telle formulation nous permet donc de représenter le choix du pollueur en faisant abstraction de son bénéfice privé.

La figure 7 donne une représentation graphique du choix auquel doit faire face le pollueur. Celui-ci déterminera le niveau de dépollution x^* en confrontant le coût total de dépollution (comprenant à la fois le coût de dépollution proprement dit et la redevance résiduaire correspondant à chaque niveau de pollution non traitée) et la redevance brute.

S'il choisit la technique de dépollution en question, il semble clair que le producteur aura intérêt à dépolluer jusqu'au niveau x^*.

Figure 7. **Détermination du niveau de dépollution dans le cas d'un traitement des effluents ou d'un paiement de la redevance**



Note: $C\tau(x)$ représente le coût de dépolluer jusqu'au niveau x de pollution plus la redevance résiduaire correspondant à ce niveau de pollution et $\tau x_{f\tau}$ représente la redevance brute.

Le choix de la technologie

Supposons maintenant que le producteur a le choix entre trois techniques de dépollution que nous appellerons techniques 0, 1 et 2. Pour chaque technique, nous avons représenté la somme du coût de dépollution et de la redevance résiduaire correspondant à un niveau de pollution x (somme notée respectivement $C\tau 0\ (x)$, $C\tau 1\ (x)$ et $C\tau 2\ (x)$) dans la figure 8. Celle-ci nous renseigne sur le classement des différentes technologies en ce qui concerne le montant des investissements qu'elles supposent. En effet, le coût des investissements nécessaires à la mise en œuvre d'une technologie i (i = 0,1,2) correspond à la valeur de $C\tau i\ (x)$ évaluée en $x = x_f$ (soit 500, dans la figure 8).

Il est évident que le producteur choisira la technique 2 et traitera complètement ses effluents. En effet, si la mise en œuvre de cette technique suppose des charges d'investissement plus élevées que pour la technique 1, ces charges sont amplement compensées par des coûts de fonctionnement moindres[19]. La technologie 0, immédiatement moins chère, a le coût d'investissement le plus élevé, mais, en traitant jusqu'à un niveau (x^*) de pollution, permet de dépenser moins qu'en payant la redevance brute. La technologie 1 est la moins coûteuse en termes d'investissement, mais elle n'est jamais plus économique que le non-traitement.

Le rôle des subventions

La connaissance des coûts marginaux ($Cm_d(x)$) et moyens ($CM_d(x)$) pour plusieurs techniques de dépollution et pour des établissements de taille différente nous permet de créer des scénarios *ad hoc* pour n'importe quel producteur. Nous pouvons en effet non seulement faire varier la redevance τ, qui est contenue dans la formalisation retenue, mais aussi la subvention s, qui se réfère exclusivement à l'investissement. En exprimant le coût fixe, sur lequel agit la subvention, par la formule :

$$CF = CM_d(x_{\min})(x_f - x_{\min}) - \int_{x_{\min}}^{x_f} Cm_d(y)dy, \tag{11}$$

on obtient alors :

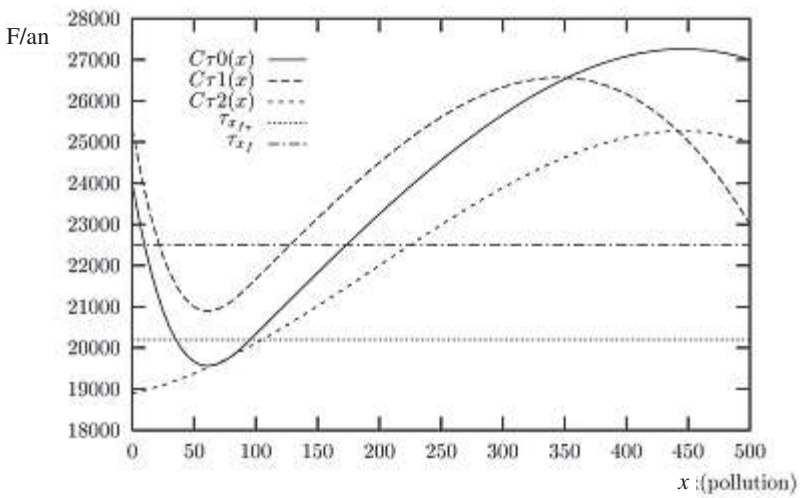
$$C\tau_s = \int_{x^*}^{x_f} Cm_d(y)dy + (1-s)\left\{CM_d(x_{\min})(x_f - x_{\min}) - \int_{x_{\min}}^{x_f} Cm_d(y)dy\right\} + \tau x^*. \tag{12}$$

[19] Voir Farolfi et Tidball (1999) pour l'illustration des Cm_d, biens représentatifs des coûts de fonctionnement des trois technologies.

Cette expression permet de séparer la partie fixe du coût de dépollution (CF), sur laquelle influe réellement la subvention, des coûts variables. Ces derniers apparaissent dans la presque totalité des travaux qui portent sur l'étude des coûts de traitement des effluents.

Ce résultat n'est pas sans intérêt. En effet, il permet de mesurer de manière précise l'influence (importante) des aides publiques sur les choix de dépollution [20]. Puisque les subventions à l'investissement offertes par les Agences de l'eau atteignent 42 % dans le secteur vinicole, il est évident que pour le producteur-pollueur il serait facile d'imposer une logique du taux de retour, qui lui permette de récupérer ses sommes versées sous forme de redevance (Bonnieux et Desaigues, 1998). C'est ainsi que le principe pollueur-payeur, qui devrait être au cœur de la politique des Agences de l'eau, perd de sa signification dans une sorte de système mutualiste, où chacun cotise pour accéder ensuite à un droit à polluer.

Figure 8. **Représentation de la somme du coût de dépollution et de la redevance résiduaire correspondant à un niveau de pollution *x* pour les technologies 0,1 et 2**

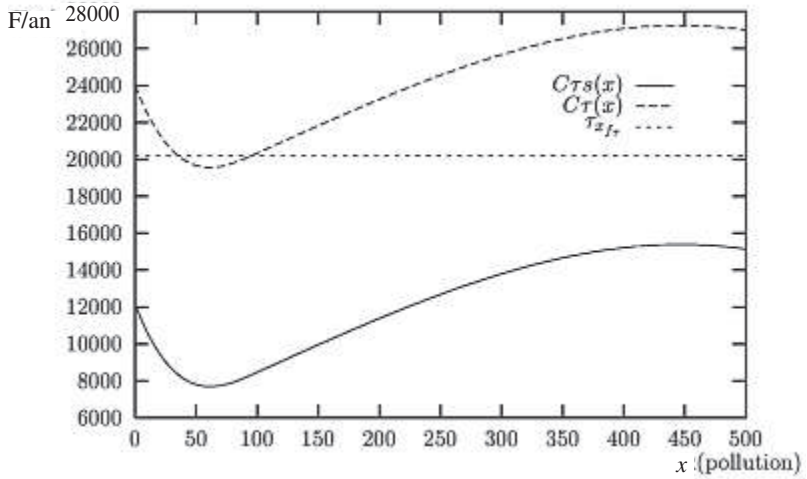


Note: $C\tau 0\ (x)$, $C\tau 1\ (x)$ et $C\tau 2\ (x)$ représentent la somme du coût de dépollution et de la redevance résiduaire correspondant à un niveau de pollution x. $\tau_{x_{f\tau}}$ et τ_{x_f} représentent la redevance brute pour les niveaux $x_{f\tau}$ et x_f respectivement.

La figure 9 compare la somme du coût de dépollution et de la redevance résiduaire pour un niveau de pollution x en l'absence de subvention ($C\tau\ (x)$) ou avec subvention ($C\tau s\ (x)$).

[20] Déjà McConnell et Schwarz (1992) soulignaient le rôle déterminant des subventions dans le choix de dépollution (publique). Ils prévoyaient que le déclin annoncé des aides fédérales aurait provoqué un impact important sur les choix d'investissement en systèmes de dépollution par les communautés locales.

Figure 9.
Réduction du coût de dépollution liée à la mise en place d'une subvention



Note : $C\tau s\ (x)$ et $C\tau\ (x)$ représentent la somme du coût de dépollution et de la redevance résiduaire pour un niveau de pollution x respectivement avec ou sans subvention. $\tau_{x_{f\tau}}$ représente la redevance brute pour le niveau $x_{f\tau}$.

Discussion

La mise en œuvre d'une approche basée sur l'analyse du comportement individuel des producteurs-pollueurs comme celle présentée ci-dessus nécessite une connaissance approfondie des coûts de dépollution (réels ou potentiels) supportés par tous les agents économiques d'une zone définie (par exemple : un bassin). Par conséquent, elle doit être précédée d'un travail préalable de collecte de données économiques sur les techniques de contrôle des pollutions d'origine industrielle.

Une telle approche permet également de comprendre certains comportements économiques apparemment « aberrants », comme ceux des caves des Côtes du Rhône qui, à la différence de toutes celles de la région, préfèrent payer une redevance brute très élevée plutôt qu'investir dans des systèmes de dépollution subventionnés ; systèmes qui, selon le modèle présenté dans la première partie de l'article, seraient plus économiques (Farolfi et Montaigne, 2001).

La possibilité d'identifier le niveau de dépollution x^*, pour plusieurs producteurs dans un bassin, permet en outre de le faire correspondre à l'objectif agrégé de dépollution posé dans le cadre d'un schéma d'aménagement et de gestion des eaux.

Enfin, par rapport à la représentation standard des coûts de dépollution (Barde, 1991, pp. 263-265), le modèle que nous développons prend en compte les coûts d'investissement, ce qui permet d'analyser de manière plus réaliste les effets des subventions sur le comportement des agents économiques.

CONCLUSION

Nous avons présenté dans cet article un modèle économique permettant d'expliquer *a priori* le choix de la technique de contrôle des effluents dans l'industrie vinicole du Languedoc-Roussillon.

Le modèle proposé se présente comme un outil d'aide à la décision, destiné aux institutions chargées de la politique de protection de la ressource hydrique et notamment les Agences de l'eau. Son but est, d'une part, d'améliorer les connaissances des décideurs en ce qui concerne le coût de dépollution individualisée efficace pour un objectif global fixé et, d'autre part, de prévoir les réponses des producteurs-pollueurs d'un secteur spécifique à différents niveaux de redevances et de subventions.

L'hypothèse centrale du travail porte sur la rationalité du comportement des producteurs-pollueurs. On suppose que ces derniers cherchent à minimiser leurs coûts compte tenu de l'information dont ils disposent. L'Agence de l'eau est en situation d'asymétrie d'information. Le modèle présenté vise à réduire cette asymétrie.

La première partie visait à offrir au décideur public une description des domaines d'efficience des instruments publics dans un contexte simplifié où le choix du producteur se résume à l'alternative suivante : traitement total des effluents ou non-traitement. À ce stade de l'analyse, la possibilité d'un traitement partiel des effluents n'est pas envisagée.

La seconde partie cherchait à expliquer les choix des producteurs en matière de contrôle des eaux résiduaires. Le modèle présenté étend les approches standard dans la mesure où il autorise la prise en compte de coûts fixes et suppose que les courbes de coût suivent la loi des rendements non proportionnels. Cette représentation du coût de dépollution des firmes nous semble plus pertinente notamment lorsqu'il s'agit de tirer des conclusions sur les effets de l'application d'instruments tels que les subventions. Dans la mesure où les subventions agissent presque exclusivement sur le coût des investissements (fixes), leur rôle ne peut être saisi correctement dans un modèle ne tenant compte que des coûts marginaux.

Notre étude a porté exclusivement sur le secteur vinicole du Languedoc-Roussillon. Cependant, nous envisageons d'appliquer notre démarche à d'autres filières. Dans le cadre de ces applications, une approche sectorielle nous semble néanmoins préférable à une approche générique puisqu'elle permet plus de précision dans la définition des instruments économiques à appliquer par catégorie d'agents. Évidemment, l'utilisation d'un tel outil nécessite un important travail préalable de collecte de données économiques concernant les choix techniques de contrôle de la pollution dans les secteurs qu'on souhaite étudier. Toutefois, cet effort semble incontournable du fait de l'adoption croissante d'instruments d'incitation économique dans le cadre des politiques de

gestion de l'eau en France. Ces évolutions posent de manière urgente le problème de la réduction de l'asymétrie d'information dont les institutions publiques souffrent face aux producteurs-pollueurs. Notre étude apporte des éléments de réponse nouveaux dans la mesure où elle permet la détection de comportements aberrants au regard de l'information disponible.

BIBLIOGRAPHIE

BARDE (J.-Ph.), 1991 — *Économie et politique de l'environnement*, Paris, Presses Universitaires de France, 383p.

BAUMOL (W.J.), OATES (W.E.), 1975 — *The theory of environmental policy*, New York, Cambridge University Press, 299p.

BONNIEUX (F.), DESAIGUES (B.), 1998 — *Économie et politique de l'environnement*, Paris, Dalloz, 328p.

BROMLEY (D. W.), 1990 — The ideology of efficiency : searching for a theory of policy analysis, *Journal of environmental economics and management*, 19, pp. 86-107.

COASE (R.), 1960 — The problem of social cost, *Journal of law and economics*, 3, pp. 1-44.

CONSEIL D'ANALYSE ÉCONOMIQUE DU PREMIER MINISTRE, 1998 — *Fiscalité de l'Environnement*, Paris, La documentation française, 197p.

DEMSETZ (H.), 1967 — Toward a theory of property rights, *American economic review*, 57, pp. 347-359.

EPSTEIN (R.A.), 1987 — The public trust doctrine, *Cato journal*, 2, Cato Institute, pp. 315-333.

FAROLFI (S.), MONTAIGNE (E.), 2001 — La politique environnementale dans l'industrie vinicole méridionale : le cas de la dépollution des eaux résiduaires, *Revue d'économie industrielle*, 96, 3ème trimestre, pp. 81-104.

FAROLFI (S.), TIDBALL (M.), 1999 — Instruments économiques de politique environnementale et choix technique du pollueur : le traitement des eaux résiduaires dans l'industrie de vinification, Working Paper, Série Notes et Documents, n° 112, INRA-Montpellier, 30p. + annexes.

FRENCH (B.C.), 1977 — The analysis of productive efficiency in agricultural marketing : models, methods and progress, *in :* LEE (R.M.) (ed.), *A Survey of Agricultural Economics Literature,* vol. 1, *Traditional Fields of Agricultural Economics, 1940s to 1970s*, Minneapolis, University of Minnesota Press, pp. 94-209.

KNEESE (A.V.), 1967 — *Économie et gestion de la qualité des eaux*, Paris, Dunod, 267p. Traduction par LAMBERT (H.L.) de l'ouvrage original *The Economics of Regional Water Quality Management*, Baltimore, the John Hopkins Press, 1964.

MALFAIT (J.-J.), MOYES (P.), 1990 — La gestion de la qualité de l'eau par les agences de bassin : une tentative d'évaluation empirique, *Revue économique*, 41, pp. 395-410.

McCONNELL (V.D.), SCHWARZ (G.S.), 1992 — The supply and demand for pollution control : evidence from wastewater treatment, *Journal of environmental economics and management*, 23, pp. 54-77.

PEZZEY (J.), 1988 — Market mechanism of pollution control : « polluter payers », economical and practical aspects, *in :* TURNER (R.K.) (ed.), *Sustainable Environment Management : Principle and Practice*, London, Westview Press, 53p.

PIGOU (A.), 1920 — *The Economics of Welfare*, Londres, MacMillan, 868p.

SALANIÉ (F.), THOMAS (A.), 1996 — Évaluer l'efficacité d'une régulation d'agents pollueurs, *Cahiers d'économie et sociologie rurales*, 39-40, pp. 15-36.

SHABMAN (L.A.), 1984 — Water resources management : policy economics for an era of transitions, *Southern journal of agricultural economics*, July, pp. 53-65.

THOMAS (A.), 1995 — Regulating pollution under asymmetric information : the case of industrial wastewater treatment, *Journal of environmental economics and management*, 28, pp. 357-73.

THOMAS (A.), 1993 — Régulation et performances de l'activité de dépollution : une analyse économétrique sur données individuelles, INRA-Toulouse, Série D, n° 93-02D, 15p.

ANNEXE 1

Développement de l'expression (7)

Si nous appellons x_{min} l'abscisse du point d'intersection du coût moyen, $CM_d(x)$, avec le coût marginal $Cm_d(x)$, nous pouvons réécrire le bénéfice total net social du producteur qui décide de traiter les effluents jusqu'à la valeur optimale de la façon suivante :

$$BTNS_d(x^*) = \int_{x^*}^{x_f} BMNP(y)dy - \int_{x^*}^{x_{\min}} Cm_d(y)dy + CM_d(x_{\min})(x_f - x_{\min}) + \tau x^* \quad \text{(A1.1)}$$

Le coût total de dépollution au niveau x^* de pollution s'exprime donc comme suit :

$$CT_d(x^*) = \int_{x^*}^{x_{\min}} Cm_d(y)dy + CM_d(x_{\min})(x_f - x_{\min}) \quad \text{(A1.2)}$$

Et le coût total de dépollution au niveau x^* de pollution plus la redevance résiduaire est :

$$C\tau(x^*) = \int_{x^*}^{x_{\min}} Cm_d(y)dy + CM_d(x_{\min})(x_f - x_{\min}) + \tau x^* \quad \text{(A1.3)}$$

Notons que si, pour des raisons techniques dues à la méthode de dépollution, le producteur n'arrive pas à dépolluer exactement jusqu'à x^*, la formule (A1.1) est valide pour tout x.

ANNEXE 2

Développement des expressions (9) et (10)

Cette annexe illustre la procédure pour obtenir les expressions (9) et (10). En raison de la définition de x_f et x_{fr}, nous avons les inégalités suivantes :

$$BTNS_\tau(x_{f_\tau}) = \int_0^{x_{f\tau}} (BMNP(y) - \tau)dy \leq \int_0^{x_f} BMNP(y)dy - \tau x_{f_\tau} \tag{A2.1}$$

$$BTNS_\tau(x_{f_\tau}) = \int_0^{x_{f\tau}} (BMNP(y) - \tau)dy \geq \int_0^{x_f} (BMNP(y) - \tau)dy \tag{A2.2}$$

D'autre part :

$$BTNS_d(x^*) = \int_0^{x_f} BMNP(y)dy - \int_{x^*}^{x_f} Cm_d(y)dy - \tau x^* \tag{A2.3}$$

Donc en utilisant (A2.1) et (A2.3), nous avons les implications suivantes :

$$\tau x_{f_\tau} > \int_{x^*}^{x_f} Cm_d(y)dy + \tau x^* = C\tau(x^*) \Rightarrow -C\tau(x^*) > -\tau x_{f_\tau} \Rightarrow$$

$$\int_0^{x_f} BMNP(y)dy - C\tau(x^*) > \int_0^{x_f} BMNP(y)dy - \tau x_{f_\tau} \Rightarrow BTNS_d(x^*) > BTNS_\tau(x_{f_\tau})$$

C'est-à-dire :

$$\tau x_{f_\tau} > \int_{x^*}^{x_f} Cm_d(y)dy + \tau x^* = C_\tau(x^*) \Rightarrow BTNS_d(x^*) > BTNS_\tau(x_{f_\tau}) \tag{A2.4}$$

et de la même façon, de (A2.2) et (A2.3), nous avons :

$$\tau x_f < \int_{x^*}^{x_f} Cm_d(y)dy + \tau x^* = C\tau(x^*) \Rightarrow BTNS_\tau(x_{f_\tau}) > BTNS_d(x^*) \tag{A2.5}$$