



AgEcon SEARCH
RESEARCH IN AGRICULTURAL & APPLIED ECONOMICS

The World's Largest Open Access Agricultural & Applied Economics Digital Library

This document is discoverable and free to researchers across the globe due to the work of AgEcon Search.

Help ensure our sustainability.

Give to AgEcon Search

AgEcon Search
<http://ageconsearch.umn.edu>
aesearch@umn.edu

*Papers downloaded from **AgEcon Search** may be used for non-commercial purposes and personal study only. No other use, including posting to another Internet site, is permitted without permission from the copyright owner (not AgEcon Search), or as allowed under the provisions of Fair Use, U.S. Copyright Act, Title 17 U.S.C.*

Evaluer l'efficacité d'une régulation d'agents pollueurs

François SALANIÉ
Alban THOMAS

Evaluating the efficiency of polluting agents regulation

Summary – French Water Agencies are in charge of managing water resources as well as promoting adequate ambient water quality, on a local basis. The main regulatory instruments for environmental policy implementation are emission charges on the one hand, and abatement investment subsidies on the other. While a policy based on emission charges is easy to implement and does not differentiate among polluting agents, it is nevertheless difficult to consider a truly Pigouvian level for the emission tax. This is because actual unit emission fees are in fact decided upon through a negotiation process between Water Agencies and industrials representatives, and also because of government anti-inflationary measures.

An interesting complementary policy instrument, which is commonly used in the case of France, is a subsidy policy aimed at abatement investment. Water Agencies may provide industrials willing to invest in a treatment plant with incentives for agreeing upon a given abatement plant with design effluent concentration and effluent size.

The paper deals essentially with the incentive properties of the emission charges and investment subsidies as the two instruments available to Water Agencies. Two models are presented, which rely on recent developments in the theory of contracts with asymmetric information. In the first model, the Water Agency has only prior beliefs on industrials abatement costs, for a given abatement capital stock. Firms are characterized by a private information parameter which enters their abatement variable cost function. The model shows that in a world of imperfect emission fees, the proportion of contract-regulated industrials depends on the ratio of optimal over actual unit emission tax. If the actual tax is well under the Pigouvian level, most industrials are offered contracts, while in the case of a nearly optimal emission tax, contracts are not essential, and the regulation domain becomes empty, since pollution damages for society are fully internalized by firms.

The second model considers unobserved expectations of future activity levels by industrials. Firms may report a low activity level expected growth in the future, and may claim their need for a more efficient abatement equipment, while in reality they expect a substantially higher activity level. Their strategy would then be to use subsidies from Water Agencies for financing additional plant capacity, with roughly the same abatement rate in the future.

Key-words:

environmental policy, models of regulation, water pollution

Evaluer l'efficacité d'une régulation d'agents pollueurs

Résumé – En France, les Agences de l'eau sont chargées de la gestion des ressources en eau ; elles perçoivent des redevances assises sur la consommation et la pollution de l'eau, et incitent financièrement les collectivités locales et les industriels à investir dans l'épuration. Cet article présente une analyse de la régulation de la pollution industrielle par les agences. On montre que les problèmes d'information sont essentiels dans cette analyse, les relations contractuelles entre les Agences de l'eau et les industriels étant des instruments privilégiés de la politique de protection de l'environnement. Ceci est particulièrement vrai lorsque les taxes sur les rejets sont très faibles par rapport au niveau optimal (pigouvien). Des modèles de type « Principal-Agent » sont construits et testés sur des données individuelles, pour la période 1985-1990. La méthodologie développée pourrait être appliquée au cas des pollutions agricoles.

Mots-clés:

environnement, pollution de l'eau, régulation, théorie des contrats

* INRA, Unité d'économie et sociologie rurales de Toulouse, Manufacture Bât. F, Université des Sciences Sociales, Place Anatole France, 31042 Toulouse Cedex.

GRÂCE à la création des agences financières de bassin (aujourd'hui Agences de l'eau) chargées d'inciter financièrement les agents pollueurs à réduire leurs rejets, la loi sur l'Eau de janvier 1964 a favorisé la mise en place d'une politique française active de gestion des ressources en eau. Ces agences prélevaient des redevances, redistribuées ensuite sous forme de subventions à l'investissement d'épuration.

Cependant, dès le début des années 90, et malgré les succès incontestables de la politique environnementale menée, plusieurs facteurs vont rendre nécessaire un aménagement du dispositif législatif. En effet, certains problèmes demeurent mal maîtrisés : traitement des eaux usées domestiques, qualité du réseau d'adduction, pollutions diffuses d'origine agricole (ministère de l'Environnement, 1988). Le régime antérieur ne suffit plus pour répondre aux nouvelles exigences découlant de l'harmonisation européenne et satisfaire aux normes, toujours plus rigoureuses, imposées par la Commission des Communautés européennes (notamment en matière de qualité de l'eau et de capacité installée des stations de traitement). Des nouveaux financements sont donc nécessaires pour atteindre les objectifs requis. C'est dans ce contexte qu'une nouvelle loi sur l'eau est adoptée, en 1992.

En mentionnant dès ses premiers articles le caractère d'intérêt général des ressources en eau, cette loi insiste sur l'importance d'une gestion équilibrée, afin de concilier les différents usages économiques et la préservation des écosystèmes aquatiques. En particulier, elle renforce les pouvoirs de contrôle et de répression de la Police des eaux et souligne le rôle essentiel des collectivités territoriales. En revanche, le système des Agences de l'eau n'est pas modifié. Leurs moyens financiers d'incitation à la réduction des rejets ont même été accrus : le niveau des redevances qu'elles perçoivent auprès des agents pollueurs a doublé entre 1991 et 1995.

Dans cet article, nous présentons les résultats de recherches portant sur la régulation de la pollution industrielle par les Agences de l'eau⁽¹⁾. A partir d'une analyse économique des comportements des agents, l'objectif est de valider empiriquement des modèles théoriques permettant d'évaluer l'impact de la régulation sur la qualité attendue du milieu aquatique. Les formalisations proposées doivent prendre en compte la diversité des acteurs impliqués et leur stratégies propres. Les données utilisées proviennent de l'agence Adour-Garonne et concernent les industriels ayant bénéficié d'une aide financière de l'agence pour un investissement en épuration⁽²⁾.

⁽¹⁾ Ce travail a été entrepris dans le cadre d'un contrat avec le Commissariat général du plan, sous la subvention 2900A. Nous remercions l'agence de l'Eau Adour-Garonne, C. Julia, X. Basseras, J.-P. Amigues et R. Lohou pour nous avoir fourni les données utilisées dans cette étude, ainsi que les deux lecteurs anonymes.

⁽²⁾ Ces données sont décrites en annexe. Nous avons entrepris de collecter des données similaires au niveau national.

L'accent est porté sur la méthodologie (analyse économique des comportements, modélisation, méthodes statistiques d'estimation), de façon à faciliter des applications à d'autres domaines ; la conclusion commente en particulier la possibilité de réguler certaines pollutions agricoles, entrant dans le champ d'action des agences, avec les mêmes instruments (redevances et aides).

La première partie décrit le cadre législatif et réglementaire en matière de contrôle de la pollution de l'eau, en précisant les attributions et le mode de fonctionnement des divers organismes, en particulier des Agences de l'eau. Les deux sections suivantes opposent, de façon quelque peu schématique, deux périodes en ce qui concerne l'utilisation des instruments financiers (redevances et aides) par les agences : une première période mutualiste (avant 1992), peu incitative, pendant laquelle ces instruments permettaient de répartir le coût du respect des normes entre les industriels ; et une seconde période (depuis 1992) où les redevances acquièrent progressivement un pouvoir incitatif : chaque industriel devient responsable des dommages environnementaux causés par ses rejets. La quatrième partie est consacrée à la méthodologie employée. La dernière reprend certains travaux déjà effectués (Thomas, 1995 ; Salanié et Thomas, 1994 b). Dans ces modèles de type « Principal-Agent », l'agence détermine le niveau de son aide en prenant en compte les asymétries d'information dont bénéficie l'industriel. Les solutions théoriques sont estimées sur les données disponibles.

LE CADRE LÉGISLATIF ET RÉGLEMENTAIRE

Cette section présente rapidement les organismes impliqués dans la lutte contre la pollution de l'eau et les dispositions légales et réglementaires définissant leur mode d'action.

Les normes de rejets

Avant 1964, l'interdiction de toute pollution était posée comme principe, dans la mesure où les rejets menaçaient la consommation humaine d'eau ou nuisaient à la reproduction des poissons – un souci essentiellement d'ordre économique. En pratique, les communes et les industriels sollicitaient des autorisations administratives de rejet, sorte de droit à polluer qu'il était difficile de refuser ou de retirer sans remettre en cause le développement économique local.

Ce système administratif a été profondément remanié depuis et implique aujourd'hui de nombreux acteurs. Le ministère de l'Environnement est à l'origine de décrets explicitant les normes en matière de rejets des industriels (cf. arrêté du 1^{er} mars 1993). Le tableau 1 donne

quelques exemples de normes impératives en matière de rejets, pour certains secteurs industriels.

Tableau 1.
Exemples de normes de rejets

Secreur/Paramètre	DBO5	DCO	MES	Azote
Cas général	100 mg/l	300 mg/l	100 mg/l	30 mg/l
Cokeries	-	150 mg/l	-	100 mg/l
Abattoirs	180 g/t	720 g/t	180 g/t	-
Malteries	200 g/t	650 g/t	200 g/t	-

Ces normes sont des concentrations maximales d'effluents par litre d'eau rejeté (cas général et cokeries) et par tonne de matière première traitée (carcasses pour les abattoirs, malt pour les malteries).

DBO5: demande biologique en oxygène à 5 jours; DCO: demande chimique en oxygène; MES: matières en suspension.

Source: Arrêté du 1^{er} mars 1993, *Journal Officiel*.

La Commission des Communautés européennes est également une source importante de réglementation. Depuis 1975, la législation européenne en matière de qualité de l'eau s'est précisée et impose aux membres de la CEE ses propres normes de qualité, d'échange d'informations et de méthodes de mesure⁽³⁾.

La DRIRE (Direction régionale de l'industrie, de la recherche et de l'environnement) joue un rôle fondamental en vérifiant la conformité des entreprises aux normes édictées. La délivrance par décret d'autorisations de rejets peut être conditionnée, dans les cas de non conformité, à la réalisation d'un équipement d'épuration. De plus, l'arrêté d'autorisation peut préciser des seuils plus sévères, après concertation avec les Agences de l'eau et les administrations impliquées dans la santé, l'environnement, l'agriculture... La DRIRE a par conséquent une double attribution: elle peut moduler les normes au niveau régional et elle exerce un contrôle répressif sur les pollueurs, en vertu de l'article 407 du Code rural relatif à la protection des milieux aquatiques.

⁽³⁾ Citons en particulier la directive 75/440 concernant la qualité requise des eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire dans les Etats membres, la directive 76/464 concernant la pollution causée par certaines substances dangereuses déversées dans le milieu aquatique de la Communauté, la directive 79/869 relative aux méthodes de mesure, fréquence des échantillonnages et analyse des eaux superficielles et la directive 91/271 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires. Les Etats membres doivent établir une procédure générale d'enquêtes et d'autorisations, si celle-ci n'existe pas déjà (directive 80/68). Certaines substances dangereuses et les effluents urbains sont soumis à des quantités-limite de concentration, et les industriels raccordés au réseau de collecte et non concernés par les substances citées doivent être conformes aux dispositions nationales (directive 91/271). Voir Commission des Communautés européennes, 1991.

Les Agences de l'eau

Les Agences financières de bassin, devenues Agences de l'eau en 1991, sont au cœur du dispositif de régulation de la pollution de l'eau. Six agences se partagent le territoire métropolitain, divisé en six bassins hydrographiques ; l'action des agences est encadrée par les comités de bassin. La concertation est privilégiée, afin d'impliquer le plus possible les usagers dans la gestion du milieu commun. Ainsi, les différents usagers (industriels, collectivités locales, agriculteurs...) sont représentés au sein du comité de bassin et du conseil d'administration de l'agence.

En tant qu'organismes publics dotés de l'autonomie financière et contraints à l'équilibre budgétaire, les agences décident de leurs engagements pour un programme d'intervention de cinq ans. Afin de financer les travaux sur le bassin, elles prélèvent des redevances sur la consommation et la détérioration de l'eau. Les assiettes et les taux unitaires des redevances sont déterminés au sein du comité de bassin, à l'exception de l'assiette de la redevance pollution qui est fixée par les pouvoirs publics.

Le tableau 2 donne les valeurs des redevances unitaires pour les six Agences de l'eau en 1992, pour différents rejets polluants ; la variabilité de ces valeurs traduit les priorités de chaque agence, selon l'importance du polluant considéré pour l'environnement local.

Tableau 2.
Redevances pollution
unitaires en 1992 (FF)

Bassin	MES	MO	MI	MA	MP
Adour-Garonne	158,30	254,96	5373	226,27	25,42
Artois-Picardie	126	252	4688	143	675
Loire-Bretagne	92,11	141,70	4425	173	272,54
Rhin-Meuse	103,19	206,37	4473	141,59	218,19
Rhône-Méditerranée	80	240	4500	120	300
Seine-Normandie	113,93	249,89	3502	213,69	-

Source: Guide de l'eau, 1991.

MES: matières en suspension; MO: matières oxydables; MI: matières inhibitrices; MA: matières azotées; MP: matières phosphorées.

Unité: kilo/jour sauf MI: kilo-equitox/jour.

Les dépenses prévues dans le programme d'intervention sont financées par les recettes provenant des redevances. Il est intéressant de considérer l'Agence de l'eau comme une mutuelle des usagers de l'eau sur le bassin; en contrepartie des redevances, ces derniers bénéficient de subventions, d'avances ou de prêts à taux bonifié afin de réaliser des travaux permettant de réduire leurs redevances. Les travaux financés sont de trois sortes: études techniques, dispositifs d'économie d'eau et équipements d'épuration (externes ou technologies propres).

Dans la pratique, chaque agence publie une grille précisant l'importance de l'aide en fonction du type d'investissement. L'industriel désireux

d'investir dans un équipement d'épuration adresse un devis à l'agence, laquelle décide ou non de l'appuyer et détermine la nature et le montant de l'aide. Bien que très peu de demandes soient finalement refusées, la négociation en vue d'un contrat entre l'agence et un industriel est un processus complexe, où interviennent en particulier l'adaptation de l'investissement aux besoins futurs en épuration exprimés par l'industriel, les performances attendues de l'équipement, les polluants concernés...

UNE MUTUELLE PEU INCITATIVE (AVANT 1992)

La section précédente a montré que l'action des agences était encadrée à la fois par l'Etat (à travers des représentants nommés) et par les usagers/pollueurs, dans le cadre du Comité de bassin et du Conseil d'administration de l'agence. En favorisant la concertation entre les agents, ces instances ont certainement conduit à sensibiliser les différents acteurs au caractère global de la gestion des ressources aquatiques. Cependant l'action des agences était soumise à des tutelles parfois contradictoires ; cette section analyse les faiblesses de cette action sur une période qui prend fin vers 1992, en particulier du point de vue de l'incitation des agents à réduire leurs rejets.

Après une période de mise en place du système de redevances, un souci d'équité a conduit les agences à respecter une série d'équilibres budgétaires spécifiques : les redevances payées par les industriels devaient équilibrer les aides reçues par les industriels. Une telle pratique était évidemment difficile à éviter ; elle conduisait à interdire les transferts entre catégories d'usagers, alors même que les investissements des collectivités locales pouvaient être causés par les rejets des industriels. De la même façon, les possibilités de différencier les redevances selon la localisation des industriels (définition de zones d'action renforcée) se heurtaient à la fois à des impératifs d'aménagement du territoire et à la nécessité de respecter de nouveaux équilibres budgétaires spécifiques : les industriels d'une zone n'acceptaient de payer plus qu'en échange de subventions renforcées.

Les agences ont par ailleurs vu leurs moyens limités pendant la première partie des années 80 : dans le cadre de la lutte contre l'inflation, le niveau des redevances a été maintenu à un niveau faible, ce qui restreignait d'autant les possibilités d'aide à l'investissement.

Le mode de détermination des assiettes réduisait encore le caractère incitatif des redevances. Des décrets précis (notamment le décret 75-996, l'arrêté du 28 octobre 1975) déterminaient pourtant le mode de mesure des différents rejets polluants et de la consommation d'eau ; ils autorisaient l'agence à effectuer des contrôles inopinés, et l'industriel à réclamer des mesures lorsqu'il jugeait sa redevance surestimée. Cependant de telles mesures constituaient des photographies instantanées qui

pouvaient être éloignées des valeurs moyennes sur l'année, et elles ne prenaient pas en compte la possibilité de rejets accidentels, potentiellement très dommageables à l'environnement. Les mesures étant coûteuses, elles n'étaient réalisées que pour les plus gros pollueurs, les autres industriels étant soumis à un mode de calcul au forfait, rarement contesté. Ce mode de calcul évaluait les rejets comme fonction directe de la production industrielle : les industriels déclaraient chaque année leurs niveaux de production en suivant une nomenclature détaillée, laquelle fournissait des coefficients spécifiques permettant par une simple règle de trois la détermination de la quantité de rejets par catégorie de polluants.

L'ensemble de ces facteurs conduit à une première conclusion : les industriels n'étaient pas incités à réduire leurs rejets, d'une part parce que la redevance était faible, d'autre part parce qu'elle n'était pas assise sur les niveaux réels de rejet mais sur une estimation moyenne insensible aux efforts de l'industriel. En fait, la redevance jouait essentiellement le rôle de cotisations à une mutuelle, cotisations assises sur la taille de l'industriel. Dès lors, le seul facteur susceptible d'inciter l'industriel à réduire ses rejets était la nécessité de respecter les normes légales. Les cas de dépassement conduisaient l'industriel à déposer un dossier auprès de l'agence. Celle-ci vérifiait d'abord que l'investissement envisagé permettrait effectivement de mettre l'établissement en conformité avec les normes. Cette vérification était difficile, d'une part, parce que l'industriel n'était que peu incité à utiliser l'équipement, pour les raisons détaillées ci-dessus ; d'autre part, les besoins futurs (à moyen terme) d'épuration étaient mieux connus par l'industriel que par l'agence.

Une fois déterminé le montant des travaux, l'aide de l'agence était calculée en appliquant des coefficients tirés d'une grille reflétant ses priorités. Elle était versée durant l'exécution des travaux ; les éventuels remboursements (si l'aide est un prêt, à un taux bonifié) suivaient un calendrier de cinq ou dix années. Il est à noter que l'aide, ou les éventuels remboursements, n'étaient pas dépendants des résultats futurs d'épuration.

En résumé, ni les redevances, ni les aides distribuées par les agences ne permettaient d'inciter l'industriel à utiliser efficacement les équipements installés. Le niveau des redevances unitaires ne constituait pas un facteur suffisant pour décider un industriel à s'équiper ; seule la pression réglementaire (difficilement évaluable, mais sans doute plus faible qu'aujourd'hui) contraignait les industriels à investir. Ainsi, les progrès enregistrés étaient lents (voir tableau 3) ; l'agence jouait le rôle d'une mutuelle de solidarité entre industriels, qui répartissait le coût des équipements nécessaires au respect des normes sur l'ensemble des cotisants. Cela correspondait en quelque sorte à une version collective du principe pollueur-payeur, puisqu'appliquée au niveau d'une catégorie entière

d'agents, et non à chaque agent en fonction de ses rejets. Un modèle micro-économique fondé sur ces prémices sera présenté ultérieurement.

Tableau 3.
Evolution des rejets
de matières oxydables
(Adour-Garonne)

Rejets	1977	1981	1986	1991	1992	1993	1994
bruts	412	379	429	420	403	405	405
nets ^(a)	372	329	337	287	361	242	219
% par an	-2,3	+0,4	-2,9	-9	-7,3	-9,5	-

(a) Rejet net = rejet brut après épuration externe.

Source : document Agence de l'eau Adour-Garonne, 1995.

PLUS D'INCITATION (APRÈS 1992)

La fin des années 80 correspond à une prise de conscience par les gouvernements de l'importance du problème, en liaison avec l'importance croissante des préoccupations environnementales dans l'opinion publique. Cette prise de conscience des pouvoirs publics va les conduire à orienter les politiques menées dans un sens plus incitatif, en particulier à travers les directives européennes ; en France, la loi sur l'Eau de 1992 traduit une politique plus volontariste.

Cette loi impose aux industriels de disposer de moyens de mesure des rejets, et de procéder à des mesures de façon permanente ou périodique, selon la taille des installations et la nocivité des rejets. Ces données doivent être conservées par l'industriel, en cas de contrôle. Enfin la Police des eaux est renforcée, et les associations de défense de l'environnement peuvent se porter partie civile, par exemple en cas de pollution accidentelle.

Ces dispositions transforment le rôle de la redevance ; celle-ci est de plus en plus calculée à partir de mesures, et non forfaitairement. Une telle amélioration de l'information recueillie par les agences rend clairement la redevance plus incitative ; cet effet est renforcé par l'augmentation des redevances unitaires entre 1992 et 1995.

On passe ainsi d'un problème de pollution diffuse (où la responsabilité d'un industriel particulier est mal identifiée) à un problème de pollution ponctuelle, pour lequel l'agence dispose de plus d'information et peut intervenir plus efficacement. En conséquence, les politiques menées par les agences ont gagné en rigueur. Les aides restent indépendantes des performances futures ; mais les redevances unitaires augmentent fortement (doublement sur la période 1992-1995) et sont assises sur plus de types de polluants. Enfin, les agences utilisent toutes les sources d'information dont elles disposent pour calculer la redevance nette payée par l'industriel : sources fiscales sur la production, performances théoriques des équipements d'épuration (comme pour l'estimation forfaitaire), me-

tures, mais aussi occurrence ou non de pollutions accidentelles, état général de l'installation, modalités de traitement ou de stockage des boues... (voir les arrêtés du 10 décembre 1991 et du 2 novembre 1993). Enfin, en cas de désaccord, la charge de la preuve échoit à l'industriel (agence Seine-Normandie).

Le tableau 3 montre une nette réduction des rejets, au niveau du bassin Adour-Garonne; même si une partie de cette amélioration provient d'un effet de structure (la récession économique récente), il est tentant d'attribuer cette amélioration à la pression exercée par des redevances plus incitatives.

MÉTHODOLOGIE

En information complète, la régulation des externalités négatives ne pose essentiellement aucun problème; l'imposition d'une taxe pigouvienne (égale au dommage marginal causé par les rejets) fait supporter par le pollueur les conséquences de ses décisions d'épuration⁽⁴⁾. Un transfert forfaitaire peut être employé pour moduler le nombre de firmes, de façon à ce qu'une firme ne produise que si le gain lié à son activité productive dépasse le dommage causé à l'environnement.

Dans le cas français, une façon d'analyser les politiques menées consiste à mettre en avant les problèmes d'information. Un des rôles des agences et des comités de bassin est de permettre une confrontation des différents usagers, de façon à obtenir une estimation des dommages. Par ailleurs, les industriels sont seuls à connaître les coûts liés à une réduction des rejets, et ont collectivement intérêt à rendre moins incitatives les politiques suivies⁽⁵⁾. Une modélisation doit donc prendre en compte cet avantage informationnel dont bénéficient les industriels. Dans ce cadre, la régulation est nécessairement imparfaite, et les différents instruments ne sont plus équivalents (voir Spulber, 1989; et Laffont, 1993) pour une revue détaillée des modèles de régulation de la pollution en information incomplète).

Un rôle central est accordé à l'Agence de l'eau, pour plusieurs raisons. Tout d'abord, les organismes de contrôle et d'édiction de normes environnementales n'ont pas pour vocation d'arbitrer entre les industriels. Leurs moyens d'action peuvent être considérés comme exogènes, c'est-à-dire que l'agence et les industriels prennent les normes émises comme des données. La régulation par contrat effectuée par l'agence est un moyen beaucoup plus flexible de contrôle de la pollution. Ensuite, la

⁽⁴⁾ L'imposition de normes ou la création d'un marché de droits à polluer conduirait au même résultat, voir Cropper et Oates (1992).

⁽⁵⁾ Rappelons que les industriels supportent collectivement les coûts de réduction des rejets, puisque chaque agence est contrainte à l'équilibre budgétaire.

chronologie des décisions place l'Agence de l'eau dans une position intéressante. En intégrant les normes de rejets dans son plan de production industrielle à moyen terme, l'industriel est capable d'évaluer la nécessité d'investir ou non en épuration, et de décider de négocier avec l'agence l'attribution d'une aide financière. L'Agence de l'eau intervient donc en ayant connaissance du contexte réglementaire; elle est aussi capable de moduler le volume de l'investissement en fonction de ses objectifs propres.

Ainsi, les modèles proposés prennent en compte un contexte réglementaire exogène et sont du type « Principal-Agent » : l'agence propose un menu de contrats (investissement, aide) aux industriels, dont la sélection révèle une information propre inconnue de l'agence. L'observation des décisions des agents permet d'obtenir de l'information sur les coûts d'épuration des industriels, et sur l'importance accordée par l'agence au dommage causé par les rejets.

COÛT D'ÉPURATION INCONNU

Considérons une entreprise dont l'activité génère un flux B de pollution brute, supposé exogène⁽⁶⁾. Cette entreprise dispose d'une station d'épuration externe, de taille K , qui lui permet de traiter ce flux et de ne rejeter que N . On doit souligner que N est choisi par l'entreprise, plutôt qu'imposé par une relation technologique du type $N = F(B, K)$; autrement dit, l'entreprise dispose d'une marge de manœuvre dans l'utilisation de la station d'épuration, dont l'efficacité dépend de certaines décisions de l'entreprise (entretien, lissage de B pour éviter des pointes ou des accidents...). Cette marge de manœuvre caractérise l'existence d'un aléa moral : certains efforts de l'entreprise ne sont pas observables.

Il est plus commode d'éliminer ces variables d'efforts, en travaillant avec une fonction de coût. Ainsi, étant donnés B et K , l'entreprise choisit N en prenant en compte un coût variable d'épuration :

$$C(\theta, N, B, K)$$

décroissant en N et en K , et croissant en B . Le coût dépend également d'un paramètre θ qui caractérise l'efficacité de l'entreprise, et qui dépend non seulement du polluant considéré, du secteur d'activité ou de la taille de l'entreprise, mais aussi de caractéristiques individuelles inobservables par l'agence et l'économètre. θ est donc une variable de sélection adverse. En l'absence de normes, N est choisi de façon à minimiser la somme du coût d'épuration et de la redevance nette :

$$\text{Min}_N C(\theta, N, B, K) + pN$$

⁽⁶⁾ Cette hypothèse est correcte pour des niveaux de redevances faibles, et des normes peu contraignantes.

et l'observation de N , B et K permet de reconstituer la valeur de θ . L'existence de normes rend cependant l'estimation de la distribution de θ plus difficile : si p et K sont faibles, l'entreprise se contentera de respecter les normes, qui sont fixées d'après des valeurs moyennes de θ pour le secteur d'activité considéré. Ainsi, les rejets nets d'une entreprise deviennent indépendants de la valeur de θ pour cette entreprise.

Ce problème est particulièrement important si les données utilisées portent sur la période avant 1992, où p était fixé à un niveau faible. Cependant, la prise en compte de l'action de l'agence permet de le circonvenir. On sait que l'agence subventionne les investissements des firmes, afin de diminuer la pollution effectivement rejetée; le budget de l'agence étant limité, ces subventions (notées T) iront préférentiellement aux firmes qui investissent suffisamment pour passer du régime où elles respectent les normes au régime où elles deviennent sensibles au niveau p des redevances unitaires.

De cette façon, en limitant l'échantillon aux firmes qui ont bénéficié d'une subvention de l'agence pour un investissement en épuration, on sait qu'après la mise en service de l'investissement on aura

$$C'_N(\theta, N, B, K) = -p \tag{1}$$

ce qui donne une équation sur θ pour chaque firme.

On doit cependant souligner que le choix de l'investissement K dépend lui-même de θ , et est donc endogène. De plus, l'agence ne connaît pas la valeur que prend θ pour chaque entreprise, mais seulement sa distribution pour un secteur d'activité donné. Ainsi, chaque entreprise peut vouloir se faire passer pour moins efficace qu'elle n'est afin de bénéficier d'une subvention. Dès lors, l'agence doit tenir compte de cette difficulté en choisissant les niveaux de subvention $T(K)$ associés à un investissement de taille K , de façon à diriger ces subventions vers les firmes caractérisées par un θ efficace, qui diminueront effectivement leurs rejets nets, et non vers les autres.

Le problème est donc un problème de théorie des contrats, il est résolu de la façon habituelle (voir Thomas, 1995). Chaque firme se voit offrir une subvention $T(K)$ associée à K ; la subvention est construite de façon à ce qu'une firme efficace ait intérêt à choisir un investissement élevé, et bénéficie d'une subvention; alors qu'une firme inefficace choisira un investissement faible sans subvention: obtenir une subvention l'obligerait à investir un montant trop élevé pour que ce lui soit profitable. La résolution de ce modèle conduit donc à une deuxième équation :

$$K = K(\theta) \tag{2}$$

qui permet de boucler le modèle. Cette équation incorpore des paramètres provenant de la fonction objectif de l'agence, qui est du type :

$$\beta U - (1 - \beta) p^* N$$

où U est le gain de l'industriel :

$$U = -K + T - \text{Min}_N [C(\theta, N, B, K) + pN]$$

Le paramètre p^* représente l'évaluation faite par l'agence des dommages environnementaux causés par les rejets N ; il s'interprète comme le niveau pigouvien théorique pour lequel l'industriel internalise le dommage pour la société de sa pollution. Fixer la redevance à ce niveau ($p = p^*$) conduirait donc à une situation efficace. Une hypothèse importante du modèle étant le niveau trop faible des redevances pollution avant 1992, il est intéressant de pouvoir estimer l'écart entre le niveau p^* et la redevance unitaire p observée.

Enfin β mesure le poids de l'industriel dans la fonction objectif, et peut être relié au multiplicateur de la contrainte budgétaire de l'agence. Son estimation fournit une indication de l'importance que l'agence accorde aux industriels, versus les consommateurs.

La résolution de ce modèle conduit à caractériser deux effets. D'une part on montre un résultat classique de sous-investissement, par rapport à la situation d'information complète, où θ serait connu de l'agence ; cela provient du souci de limiter les rentes informationnelles obtenues par les firmes les plus efficaces. D'autre part, le fait que p est inférieur à p^* conduit nécessairement à une sous-utilisation du capital (équation (1)) ; ce problème d'aléa moral conduit l'agence à financer des investissements plus importants, et justifie l'emploi d'une politique d'aide à l'investissement, d'autant plus nécessaire que p est faible devant p^* .

Estimation du modèle

Pour simplifier, on suppose que les entreprises maximisent leur profit dans l'activité d'épuration, le niveau de production – et donc de pollution brute – étant fixé. Cette hypothèse est justifiable sur la période précédant 1992, dans la mesure où les redevances pollution unitaires étaient encore trop faibles ; l'arbitrage entre rejet polluant et niveau de production n'était donc pas nécessaire pour les industriels, ce qui permet de séparer l'activité productive de celle de dépollution. On peut donc prendre comme variable de décision de l'industriel le niveau de pollution retirée, plutôt que le rejet net, N .

On spécifie une fonction de coût d'épuration de la forme Cobb-Douglas séparable en θ :

$$C = \theta Q^{\alpha_1} K^{\alpha_2}$$

où Q est la pollution retirée, K le capital investi en épuration. Le paramètre d'information privée θ suit une distribution lognormale, dont la moyenne est conditionnelle au secteur d'activité de l'industriel, et à une mesure de taille de la station (le volume de DBO brute). Il est ainsi possible d'évaluer l'efficacité relative pour l'épuration des différents secteurs

industriels, et de tester l'existence de rendements d'échelle de la dépollution.

Les équations du modèle sont estimées sur des données fournies par l'agence Adour-Garonne pour les années 1985-1990, soit sur la période précédant les hausses de redevances pollution constatées dans toutes les Agences de l'eau. L'indicateur de pollution choisi est la quantité de rejets en matières oxydables, celles-ci représentant environ 70 % des redevances totales pour pollution. La description des données figure en annexe.

Comme les équations d'équilibre (1) et (2) dépendent des paramètres individuels inobservables θ , l'estimation du modèle passe par l'emploi de méthodes d'intégration par simulation ; on calcule ainsi les espérances de K et de Q par rapport à la loi de θ , conditionnellement au fait que l'industriel a signé un contrat avec l'agence. Les paramètres structurels sont estimés par la méthode des moments généralisés simulés (SGMM). L'encadré 1 fournit un aperçu de la méthode d'estimation par simulation des modèles avec information incomplète et sélection adverse.

Les résultats détaillés sont commentés dans Thomas (1995). Le tableau 4 donne les paramètres estimés par la méthode SGMM. On obtient une estimation du rapport p^*/p de 2,27, qui peut être rapprochée du doublement récent des redevances unitaires. Le poids β associé aux industriels est estimé à 0,27. Les paramètres estimés de la moyenne conditionnelle de $\log(\theta)$ fournissent un classement des secteurs d'activité en fonction de leur efficacité moyenne en dépollution : le secteur Chimie est ainsi le plus performant, le secteur Métallurgie et Mécanique le moins efficace. Le paramètre estimé négatif correspondant à la taille de la station d'épuration indique l'existence de rendements d'échelle d'épuration.

Tableau 4.
Modèle avec coût
d'épuration inconnu.
Estimation des
paramètres

	Paramètre	t de Student
Fonction de coût		
α_1	3,6118	5,79
α_2	- 0,4806	-2,37
Paramètres structurels		
β	0,2736	8,36
$\gamma = p^*/p$	2,2723	4,67
Paramètres de la moyenne conditionnelle de $\log(\theta)$		
Constante	3,3056	1,23
Métallurgie, mécanique	0,8680	2,18
Chimie	- 0,4013	-2,37
Alcools et vins	- 0,2974	-2,35
Agro-alimentaire	- 0,2948	-3,36
Taille de la station (DBO)	- 0,1584	-2,35

Croissance et capacité

La méthodologie présentée ci-dessus peut être étendue à des modèles structurels plus complexes. Comme on l'a vu ci-dessus, si l'investissement permet à l'entreprise de rejeter moins que ce qu'autorisent les normes légales, l'agence accordera une subvention. Cependant ce calcul se heurte à la prévision des besoins d'épuration futurs, directement liés à la croissance de l'entreprise; et cette croissance est certainement mieux connue par l'entreprise que par l'agence. Ainsi, une entreprise qui prévoit une forte croissance peut postuler à une subvention pour un investissement qui la conduira à simplement respecter les normes dans le futur⁽⁷⁾.

Les agences réagissent à ce problème en mettant en place des traitements différenciés selon que l'investissement est un investissement de capacité (dans ce cas, beaucoup moins subventionné) ou de productivité, suivant une distinction classique. Cette distinction n'est cependant efficace que si l'on peut distinguer *ex ante* les deux types d'investissement⁽⁸⁾, ce qui n'est pas toujours possible.

Dans ce dernier cas, les agences doivent moduler les subventions $T(K)$ de façon à ce que les entreprises à forte croissance ne soient pas tentées de se faire passer pour des firmes à faible croissance; autrement dit, les subventions devraient être plus fortes pour ces entreprises, et les investissements réduits au dessous du niveau optimal pour les firmes qui prévoient une croissance faible. Il existe donc une tension entre ce que les agences voudraient faire si elles étaient capables de distinguer entre les deux types d'investissement, et ce qu'elles sont conduites à faire en pratique.

Un modèle a été construit et testé par Salanié et Thomas (1994a). Par rapport au modèle précédent, il incorpore plus explicitement l'existence de normes, et prend en compte les données portant sur les transferts, de façon à utiliser l'équation :

$$T = T(\theta) \quad (3)$$

donnée par la résolution du modèle théorique.

De plus, le paramètre p^* n'est plus supposé uniforme au niveau du bassin. Les équations (2) et (3) constituent le modèle structurel à estimer. L'introduction d'une deuxième variable latente (p^*) en sus de θ , l'existence d'une troncature, et le fait que l'équation (3) incorpore un

⁽⁷⁾ Un exemple souvent cité est celui de papeteries qui sont passées du traitement de pâte à papier vierge au recyclage de papier imprimé – les performances d'épuration s'en ressentant fortement.

⁽⁸⁾ Ou si l'on conditionne le versement de subventions au niveau de pollution brute observé dans le futur, ce qui n'est généralement pas le cas.

terme intégral rendent l'estimation beaucoup plus difficile. Ce modèle est en cours de réestimation à l'aide de données plus complètes.

CONCLUSION

Le travail présenté ci-dessus vise *in fine* à formuler des recommandations de politique économique. Tout d'abord les redevances apparaissent comme faiblement incitatives avant 1992 ; leur doublement récent a certainement conduit à des comportements plus efficaces, sans cependant atteindre un niveau suffisant. En conséquence, les stations d'épuration installées sont sous-utilisées. Depuis quelques années, les agences ont réagi à ce problème en mettant en place des aides au fonctionnement qui récompensent les industriels exemplaires. Une autre possibilité consiste à moduler les aides versées, selon que certains objectifs sont ou non atteints.

Notons également que l'estimation de paramètres de la fonction de coût autorise d'autres types de travaux, comme la prévision des recettes des agences en fonction de la conjoncture économique ; l'augmentation des redevances intervenue depuis 1992 offre l'occasion de procéder à des études plus précises, puisque les agences disposent de données portant sur les mêmes firmes, avant et après l'augmentation. En collaboration avec les Agences de l'eau, une collecte nationale de ces données est actuellement en cours. La base de données ainsi obtenue sera exploitée selon deux axes :

- Evaluer la sensibilité des rejets au niveau des redevances, en testant simplement l'équation $C'_N(\theta, N, B, K) = -p$. Cela permettra également de déterminer certaines propriétés du coût variable d'épuration.
- Mesurer les effets de la politique incitative de l'agence, en comparant les comportements d'investissement des entreprises. Ce travail utilisera les modèles exposés précédemment.

Dans les deux cas, on cherchera à détecter un changement de comportement lors de l'augmentation des redevances, ce qui est possible en utilisant des méthodes économétriques pour données de panel, avec changement structurel.

Les travaux présentés dans cet article sont appliqués au cas de la pollution industrielle ; or les Agences de l'eau sont également chargées du contrôle de la pollution d'origine agricole. Il est aujourd'hui reconnu que ces pollutions jouent un rôle important dans la détérioration de la qualité de l'eau (nappes phréatiques et rivières). Les agences développent actuellement un système de redevances et d'aides très semblable à celui utilisé pour les industriels ou les collectivités locales.

L'analyse développée ici suppose simplement l'existence d'agents pollueurs, dont on observe les rejets bruts et nets (après épuration). Elle justifie l'existence d'un système d'aides, dans la mesure où les redevances ne peuvent être fixées à un niveau suffisamment incitatif. Ainsi, elle s'applique à certaines pollutions d'origine agricole; on pense en particulier aux activités d'élevage en établissement (porcheries, élevage de poulets...), le caractère localisé de l'activité permettant des mesures assez précises des rejets.

En revanche, les pollutions diffuses (et notamment celles dues à l'usage d'engrais et de produits phytosanitaires) réclament un autre cadre d'analyse, décrivant la régulation simultanée de plusieurs agents coresponsables d'une pollution globale. Seule la mesure de variables corrélées aux rejets ou aux dommages environnementaux (production, équipements installés, inputs, pratiques d'épandage...) permettrait d'utiliser une régulation individuelle des exploitants, en atténuant le caractère diffus de la pollution.

BIBLIOGRAPHIE

- CROPPER (L.) et OATES (W. E.), 1992 — Environmental economics: a survey, *Journal of Economic Literature*, 30, pp. 675-740.
- COMMISSION DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES, 1991 — *European Community environment legislation*, vol. 7: Water, DG XI, Environment, Nuclear Safety and Civil Protection, Bruxelles.
- GEWEKE (J.), 1989 — Bayesian inference in econometric models using Monte-Carlo integration, *Econometrica*, 57, pp. 1317-1340.
- GOURIÉROUX (C.) et MONFORT (A.), 1991 — Simulation based inference in models with heterogeneity, *Annales d'Economie et de Statistique*, 20/21, pp. 69-107.
- IVALDI (M.) et MARTIMORT (D.), 1994 — Competition under nonlinear pricing, *Annales d'Economie et de Statistique*, 34, pp. 71-114.
- LAFFONT (J.-J.), 1993 — Regulation of pollution with asymmetric information, IDEI working paper n° 24.
- LAFFONT (J.-J.), OSSARD (H.) et VUONG (Q.), 1995 — Econometrics of first price auctions, *Econometrica*, 63, pp. 953-980.

- LAROQUE (G.) et SALANIÉ (B.), 1989 — Estimation of multi-market fix-price models: an application of pseudo maximum likelihood methods, *Econometrica*, 57, pp. 831-860.
- McFADDEN (D.), 1989 — A method of simulated moments for estimation of discrete response models without numerical integration, *Econometrica*, 57, pp. 995-1026.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, 1988 — *Etat de l'environnement*, Paris, La Documentation Française.
- PAKES (A.) et POLLARD (D.), 1989 — Simulation and the asymptotics of optimization estimators, *Econometrica*, 57, pp. 1027-1057.
- SALANIÉ (F.) et THOMAS (A.), 1994a — Evaluating an adverse selection model of pollution control, using French individual data, document de travail INRA ESR 94-19D.
- SALANIÉ (F.) et THOMAS (A.), 1994b — La régulation de la pollution industrielle par les Agences de l'eau, Rapport au Commissariat général du Plan n° 2900 A, Paris.
- SPULBER (D.F.), 1989 — Optimal environmental regulation under asymmetric information, *Journal of Public Economics*, 35, pp. 163-181.
- THOMAS (A.), 1995 — Regulating pollution under asymmetric information: the case of industrial wastewater treatment, *Journal of Environmental Economics and Management*, 28, pp. 357-373.
- WOLAK (F. A.), 1994 — An econometric analysis of the asymmetric information regulator-utility interaction, *Annales d'Economie et de Statistique*, 34, pp. 13-69.

ANNEXES

Les données utilisées

Les données ont été collectées auprès de l'Agence de l'eau Adour-Garonne. Deux fichiers sont utilisés: le premier décrit 400 contrats signés entre 1985 et 1992. Les variables incluent l'investissement, le montant de l'aide financière et l'année du contrat. Le second comporte les redevances payées par les industriels, année par année, avec les quantités correspondant aux cinq types de rejets mentionnés: matières azotées, en suspension, inhibitrices, oxydables et phosphorées.

La moitié des contrats environ concerne des investissements internes, c'est-à-dire la mise en œuvre de technologies propres. Pour ces entreprises, la différence entre les effluents bruts et nets ne peut être utilisée, puisque ces niveaux de rejets sont obtenus à partir de mesures en amont et en aval de l'équipement d'épuration. Par conséquent, on ne conserve que les contrats portant sur des équipements externes.

Un autre problème est que certaines entreprises (en général celles de taille importante) ont bénéficié de plusieurs contrats sur la période, parfois consécutivement. Comme le modèle est à une période, nous n'avons pas pu retenir ces entreprises dans notre échantillon. Ce biais de sélection ne peut pas être éliminé.

Nous associons aux 212 contrats restants la série des redevances passées; les redevances payées après la date du contrat ne sont connues que pour environ la moitié des industriels. L'intervalle de temps entre la date du contrat et la date de réalisation de l'investissement a été fixé arbitrairement à deux ans, sauf si une variation importante des émissions nettes par rapport aux brutes apportait de l'information sur la date de mise en service de l'équipement. La durée de vie de l'investissement a été fixée à dix ans, après consultation auprès des experts de l'Agence de l'eau.

Tableau 5.
Statistiques
descriptives

Variable	Moyenne	Ecart-type	Minimum	Maximum
Investissement I	121,2079	196,6095	2,42	1431,6
Subvention T	20,1781	36,3378	0,3963	270,00
Redevance brute p_0B	129,9541	372,8459	1,0630	3942,3760
Redevance nette p_0N	61,5733	167,4119	1,005	1944,4810
Redevance unitaire p_0	0,1334	0,02116	0,0885	0,1753
$COD2$ (Agro-alim.)	0,1745	0,3804	0	1
$COD6$ (Vins et alcools)	0,2594	0,4393	0	1
$COD7$ (Papier)	0,2169	0,4131	0	1

Période: 1985 à 1991.

Nombre d'observations: 212.

L'investissement I et la subvention T sont en 10^4 FF.

Les redevances brute et nette sont en 10^3 FF.

T , p_0 et les redevances sont déflatées par l'indice des prix à la consommation, base 100 en 1992.

Estimation par simulation des modèles avec sélection adverse

Les modèles en information incomplète et sélection adverse présentent certaines particularités rendant leur estimation économétrique tributaire de méthodes sophistiquées et relativement récentes. Tout d'abord, ce type de modèle met l'économètre en présence d'une variable inobservable (latente), à savoir le paramètre d'information privée de l'industriel. De plus cette variable inobservable intervient de façon non linéaire dans les équations. La distribution de cette variable est inconnue et devra être spécifiée en fonction de paramètres à estimer; en effet, ces modèles comportent un terme de rente informationnelle dépendant du taux de hasard associé au paramètre d'information privée. Afin d'obtenir des paramètres estimés convergents, il est intéressant d'utiliser la technique de simulation, exposée plus loin⁽⁹⁾.

Ensuite, les équations des modèles avec sélection adverse ne sont valables que pour des entreprises réellement engagées dans une procédure contractuelle avec le régulateur. Les entreprises non régulées ne sont pas observées en général, il est par conséquent nécessaire de prendre en compte la probabilité qu'une entreprise donnée accepte la relation contractuelle. Notons f et F respectivement la densité et la fonction de répartition du paramètre d'information privée θ . De façon générale, l'industriel est caractérisé par des variables exogènes X (secteur d'activité, taille, etc.). La régulation porte sur une certaine variable notée I , qui provient de la négociation entre le régulateur et l'industriel.

Le modèle s'écrit sous une forme très générale :

$$I_i = I(\theta_i, X_i; \alpha) \quad i = 1, \dots, N \quad (\text{A.1})$$

avec la condition

$$I_i > 0 \text{ si } G(X_i, \theta_i; \alpha) > 0 \quad (\text{A.2})$$

où α est le vecteur de paramètres. La condition ci-dessus provient en général de la contrainte théorique de participation; elle n'est saturée que pour les firmes régulées. Les autres entreprises sont caractérisées par une valeur nulle de I .

Dans la fonction définissant I figurent également les paramètres des fonctions $f(\theta)$ et $F(\theta)$; de la même façon, les variables exogènes X peuvent inclure celles intervenant dans les moments de la loi de θ .

L'objectif est d'estimer les paramètres du modèle en comparant au moyen d'un critère à optimiser les observations de la variable I avec la forme théorique définie plus haut; comme seules les exogènes X sont observables, il faut comparer en fait les valeurs réalisées de I avec l'espérance de la fonction I conditionnellement aux réalisations des X .

La solution adoptée consiste alors à calculer numériquement l'espérance conditionnelle de I sachant les réalisations observables de X , pour chaque industriel.

Pour prendre en compte le biais de sélection provenant de la condition $G > 0$ plus haut, on calcule la probabilité associée à l'observation d'un contrat entre le régulateur et l'industriel, également par simulation. Si l'on note Δ le domaine de régulation (les valeurs θ pour lesquelles un contrat est signé), et $P(\Delta)$ la probabilité associée, on a alors :

$$E(I_i | \theta_i \in \Delta) = 1/P(\Delta) \int_{\Delta} I(\theta, X_i; \alpha) f(\theta) d\theta \quad (\text{A.3})$$

En approchant cette intégrale, ainsi que la probabilité $P(\Delta)$, par une méthode numérique, il est alors possible d'estimer le modèle par un critère classique (moindres car-

⁽⁹⁾ Une approche plus traditionnelle de modèles avec erreurs sur les variables n'est envisageable que si le modèle est linéaire par rapport à la variable latente, ce qui n'est pas le cas ici.

rés non linéaires, maximum de vraisemblance, méthode des moments généralisés, etc.). Il est en général préférable de calculer les espérances par simulation, plutôt que par intégration numérique directe, surtout si les fonctionnelles sont complexes, car les coûts de calcul sont moindres. Voir Ivaldi et Martimort (1994), Wolak (1994) pour des estimations de modèles avec information incomplète, utilisant une méthode d'intégration numérique.

Dans la pratique, on génère un vecteur de nombres au hasard que l'on conserve tout au long de l'algorithme d'estimation. Les variables latentes sont calculées par rapport à ces nombres au hasard, en utilisant éventuellement des fonctions d'importance (voir Geweke (1989)); il suffit de calculer la moyenne empirique des fonctions sur les simulations. L'intérêt de la fonction d'importance est qu'il est possible d'engendrer des valeurs simulées de θ indépendamment de la distribution $f(\theta)$, dont les paramètres doivent être estimés.

L'intégrale dans la définition de l'espérance conditionnelle de I est ainsi approchée par :

$$1/S \sum_{s=1}^S I[\theta(\mu^s), X_i; \alpha] f(\theta(\mu^s))/g(\theta(\mu^s)) \quad (A.4)$$

où S est le nombre de simulations, μ^s un tirage aléatoire dans une distribution $G(\cdot)$ donnée, $g(\cdot)$ la fonction d'importance correspondant à la loi de $G(\cdot)$ (en pratique, une densité de même support que la densité à estimer, $f(\cdot)$).

Les fondements théoriques des méthodes d'estimation par simulation peuvent être trouvés dans McFadden (1989), Pakes et Pollard (1989), Gouriéroux et Monfort (1991). Laffont *et al.* (1995) ont développé une méthode d'estimation par simulation se basant sur un critère des moindres carrés, dans un problème d'enchères. Laroque et Salanié (1989) utilisent la méthode du pseudo-maximum de vraisemblance simulé pour estimer un modèle de micro-marchés avec rationnement.

Les propriétés de convergence et de normalité asymptotique des estimateurs dépendent en fait de plusieurs facteurs: a) si le critère est linéaire par rapport à la fonctionnelle simulée; b) si le nombre de tirages est infini; c) si les tirages sont différents pour chaque observation. Gouriéroux et Monfort (1991) donnent les propriétés des estimateurs par simulation les plus utilisés (GMM, moindres carrés non linéaires, maximum de vraisemblance).