

**« RESPONSABILISER LES MARCHES ET LES ENTREPRISES
POUR LE DEVELOPPEMENT DURABLE »**

RAPPORT FINAL

**LABORATOIRE D'ECONOMIE DES RESSOURCES NATURELLES
(LERNA)**

**TOULOUSE SCHOOL OF ECONOMICS
(ECOLE D'ECONOMIE DE TOULOUSE, TSE)**

**COORDINATEURS :
FRANÇOIS SALANIE
NICOLAS TREICH**

SEPTEMBRE 2007



LERNA

Laboratoire d'Economie
des Ressources Naturelles

LERNA
UMR INRA n°1081 - UT1
UNIVERSITE DE TOULOUSE I
21 Allée de Brienne 31000 Toulouse
<http://www.toulouse.inra.fr/lerna>

Avertissement

Ce rapport a été écrit lors de l'été 2007, après la tenue de la 6^{ème} conférence IDEI-LERNA sur l'environnement, la finance, et les comportements des firmes (Toulouse, 31 mai - 2 juin 2007), en vue de contribuer aux débats engagés dans le cadre du « Grenelle Environnement ». Il s'adresse en priorité aux groupes de travail n° 6 « Promouvoir des modes de développement écologiques favorables à la compétitivité et à l'emploi », et n°5 « Construire une démocratie écologique : institutions et gouvernance ». Son objectif est d'alimenter les débats et de fournir des propositions de réforme. Il s'agit d'un travail collectif d'économistes membres de Toulouse School of Economics (TSE), et en particulier du Laboratoire d'Economie des Ressources Naturelles (LERNA). Le rapport revendique clairement sa spécialisation à des arguments économiques, appuyés sur la littérature internationale la plus récente.

Le rapport a été coordonné, édité et révisé par François Salanié et Nicolas Treich, grâce aux contributions de

Hippolyte d'Albis

Stefan Ambec

Jean-Pierre Amigues

Philippe Bontems

Stéphane Couture

Julien Daubanes

Christian Gollier

André Grimaud

Yolande Hiriart

Norbert Ladoux

Philippe Mahenc

Arnaud Reynaud

Alban Thomas.

Les opinions et jugements exprimés ne doivent pas être compris comme reflétant l'avis de l'INRA, de l'Université Toulouse I, ou de toute autre institution.

Quelques propositions pour le Grenelle de l'Environnement

extraites du rapport

« RESPONSABILISER LES MARCHES ET LES ENTREPRISES POUR LE DEVELOPPEMENT DURABLE »

**Laboratoire d'Economie des Ressources Naturelles (LERNA)
Toulouse School of Economics (Ecole d'économie de Toulouse, TSE)**

Septembre 2007

1. Voter une Loi organisant que toute mesure environnementale ayant des impacts significatifs fasse l'objet d'une évaluation intégrant l'ensemble des coûts et avantages sociaux et environnementaux, dans un cadre méthodologique et quantitatif scientifiquement validé : l'analyse coûts-bénéfices.
2. Créer une Agence européenne en charge de la gestion du marché des droits d'émission des gaz à effet de serre, disposant d'un mandat clair, impératif et pérenne, ainsi que des outils de tirage, d'intervention et de contrôle.
3. Créer une taxe européenne uniforme et progressive dans le temps sur le contenu en carbone des énergies fossiles, prélevées sur les importations et les extractions.
4. Améliorer la gestion de l'irrigation, par la création de marchés de l'eau autorisant des transferts de droits sur l'eau entre usagers.
5. Inciter à une meilleure prise en compte du risque de catastrophe naturelle par une intégration des niveaux de risque dans le calcul des primes du système CATNAT.
6. Contribuer au développement des fonds d'investissement socialement responsable par la création d'un référentiel de valorisation des activités environnementales des entreprises, et par un meilleur contrôle de celles-ci.

INTRODUCTION

Le thème du développement durable s'est maintenant imposé dans le débat public et dans les choix politiques. Malheureusement, force est de constater qu'il n'existe de consensus ni sur la définition du concept, ni sur les outils de mise en œuvre, ni sur les modes d'évaluation des actions. Pourtant, nous nous devons d'offrir aux générations présentes et futures un système de régulation qui les protège et qui améliore leur sécurité, leur santé et leur environnement, à des coûts raisonnables pour la société. Ce système doit être efficace, cohérent et transparent, pour qu'il soit accessible et ouvert à nos concitoyens. Nous ne disposons pas à ce jour d'un tel système.

Un tel système devrait être construit sur des principes clairs et ayant fait la preuve de leur robustesse, de façon à s'adapter à toutes les situations. Il devrait également être un bon guide pratique pour l'action, en étant capable d'intégrer les enseignements tirés des travaux de recherche menés par les nombreuses disciplines scientifiques intéressées par les problèmes environnementaux. Nous pensons que les principes des sciences économiques (importance des incitations et des prix, recherche de l'efficacité, souci du bien-être collectif) pourraient être des guides pour l'institution d'un système de régulation efficace, capable de propositions originales, et ouvert à l'évaluation. C'est dans cet esprit qu'a été rédigé ce rapport.

Le problème-clef en économie de l'environnement est la manière dont la société gère ses ressources naturelles : ce que l'on appellera dans la suite le type de régulation employée. Nous adoptons une distinction assez naturelle entre les régulations classiques (« top-down »), créées et gérées par les pouvoirs publics, et auxquelles les agents économiques doivent se plier ; et des types d'auto-régulation apparus spontanément dans les quinze dernières années : approches volontaires, comportements socialement responsables, finance durable.

La première partie du rapport se concentre sur une liste de questions pour lesquelles nous estimons qu'il y a à la fois un fort besoin de réformes, et une opportunité politique importante :

- systématisation de l'usage de l'analyse coûts-bénéfices
- effets de la réglementation sur la compétitivité
- lutte contre le changement climatique
- agriculture et irrigation
- assurance des risques climatiques et des catastrophes naturelles
- systèmes d'aides contractuelles en agriculture
- gestion des risques industriels.

La deuxième partie du rapport s'intéresse aux comportements socialement responsables (CSR). Elle se penche donc sur leurs déterminants, leur efficacité, et sur les façons dont les pouvoirs publics pourraient intervenir à la marge pour en améliorer le fonctionnement.

Nous offrons dans les lignes qui suivent un résumé des principaux arguments et des principales propositions.

Partie I : La régulation par les pouvoirs publics

1.1 Pour une évaluation des politiques publiques : l'analyse coûts-bénéfices

De nombreuses instances ont déploré le manque d'évaluation des politiques publiques françaises, soit ex-ante, soit ex-post. Les mesures en faveur de l'environnement semblent particulièrement difficiles à évaluer, puisque cela nécessite de donner une valeur à des gains environnementaux de natures diverses, et à les comparer à des coûts induits. Or ces techniques de valorisation existent depuis longtemps. Sous le nom d'analyses coûts-bénéfices, elles sont couramment employées dans les pays anglo-saxons et les pays nordiques pour évaluer les réglementations environnementales. Cela permet une hiérarchisation des priorités, et un débat public assis sur des données transparentes et opposables.

Il est temps aujourd'hui que la France systématiser l'emploi de l'analyse coûts-bénéfices. La Loi française devrait imposer que toute mesure environnementale ayant des impacts significatifs fasse l'objet d'une telle évaluation, dans un cadre méthodologique défini par un groupe d'experts. Un corps d'évaluateurs devrait être constitué, et des structures de formation à l'analyse coûts-bénéfices mises en place.

1.2 Réglementation et compétitivité des firmes.

A priori, toute réglementation environnementale, en contraignant les actions possibles des entreprises, augmente leurs coûts de production et réduit ainsi leurs profits. Pourtant on avance souvent l'argument opposé : en favorisant la R&D, la réglementation améliorerait finalement la compétitivité des firmes. Il faut souligner ici que l'analyse économique moderne ne cautionne pas ce dernier argument. D'un point de vue théorique, ce type d'effet paradoxal ne peut intervenir que dans des cas très précis, et difficiles à identifier. De même, les études empiriques identifient parfois un lien positif entre réglementation et efforts de R&D, mais concluent à un effet globalement négatif de la réglementation sur la productivité. Ainsi, ne cherchons pas à justifier une action en faveur de l'environnement par des arguments périphériques fragiles : si une mesure est favorable à l'environnement, il est malheureusement inévitable qu'elle suscite des coûts supplémentaires. Encore une fois, c'est bien la comparaison des effets sur l'environnement et des coûts induits qui permet d'évaluer une politique publique.

1.3 Changement climatique : la question des instruments

Il est aujourd'hui très probable qu'a commencé un changement du climat de la planète, dû principalement aux émissions de gaz à effet de serre par les activités humaines. La France et l'Europe se sont engagées sur des objectifs ambitieux de réduction des émissions. La façon la moins coûteuse d'atteindre ces objectifs fait l'objet de nombreux débats, mais certains points de consensus ont émergé parmi les économistes.

- a) Tous les modèles économique-climatiques actuellement utilisés prédisent un enrichissement de la population humaine, même s'il est ralenti par le changement climatique. En conséquence, il est rationnel de ne réduire les émissions que graduellement, de façon à ce que l'essentiel des coûts associés soit supporté par des générations plus riches, disposant de technologies plus efficaces. La tâche qui nous incombe est plutôt celle d'une accélération de la recherche pour développer de nouvelles sources d'énergie, et de nouvelles techniques de production plus économes en émission de gaz à effets de serre. Ceci doit se faire sans a priori, en évaluant sur un pied d'égalité les nombreux candidats dont nous disposons avec des méthodes quantitatives objectives.
- b) Le marché européen de droits d'émission a souffert de l'opportunisme des Etats-membres, dont la France. Il doit être géré par une Agence européenne, dotée d'un mandat clair et impératif, qui soit défini sur un horizon lointain.
- c) Pour des raisons de coûts de contrôle, les marchés de droits ne peuvent pour l'instant qu'être restreints aux plus gros émetteurs. A l'avenir, pour toucher l'ensemble des agents économiques, il importera donc de développer une taxe sur le contenu en carbone des combustibles fossiles. Prélevée sur les importations et les extractions, cette taxe serait relativement facile à gérer. Elle devrait être uniforme dans toute l'Europe, et son niveau devrait évoluer de manière prévisible dans le temps. Afin d'éviter des effets régressifs sur les populations les plus pauvres, la consommation d'énergie des ménages devrait être taxée à un taux moindre que celui qui s'appliquerait aux entreprises.

1.4 Agriculture et usage de l'eau

La France fait face à une demande mondiale plus soutenue pour les produits agricoles et les bio-carburants. Mais les risques de sécheresse demeurent. La gestion des ressources en eau pendant ces épisodes reste trop administrative, ce qui conduit non seulement à des conflits d'usage, mais aussi à un choix excessif et mal distribué dans l'espace en faveur de l'irrigation. Les expériences américaines et australiennes ont montré que la création de marchés de l'eau (incluant des marchés à terme) permettait de régler ces conflits, et de réorienter les choix de production ex-ante. Les gains d'efficacité à en attendre sont considérables.

Il faut donc aujourd'hui réformer la gestion des ressources en eau, en autorisant les échanges de droits sur l'eau entre usagers.

1.5 L'assurance des risques climatiques et des catastrophes naturelles

Les catastrophes naturelles (inondations notamment), et les diverses calamités agricoles (en particulier les sécheresses), ont longtemps été considérées comme des risques non assurables, en raison de leur imprévisibilité, de leur caractère collectif, et de l'ampleur des dommages. Cela a conduit les pouvoirs publics, en France comme dans d'autres Etats (Grande-Bretagne, Floride), à mettre sur pied des systèmes d'assurance particuliers, reposant sur des traits communs : prime uniforme calculée sur la base du risque moyen (et non du risque associé à chaque assuré, selon par exemple sa localisation), et donc assurance obligatoire pour éviter que seuls les hauts risques s'assurent. La solvabilité de ces systèmes est aujourd'hui menacée par l'occurrence de catastrophes de grande ampleur. En effet, des primes d'assurance uniforme n'incitent pas les agents à raisonner en fonction du risque ; sur le long terme, cela a conduit à une exposition collective aux risques catastrophiques beaucoup trop importante.

Deux nouveaux éléments offrent l'opportunité d'une réforme. D'une part, l'information sur les risques est aujourd'hui disponible. Dans le cas du système CATNAT, la rédaction de Plans d'Exposition au Risque pour chaque commune a conduit à rendre publiques des informations précieuses sur les risques. Un travail similaire devrait avoir lieu pour les calamités agricoles. D'autre part, les possibilités de réassurance se sont largement développées, rendant possible la couverture de sinistres de grande taille par le secteur privé.

Il importe donc de se diriger vers un réajustement des primes d'assurance, à travers un rôle plus important laissé au secteur privé, et une réduction progressive des engagements publics.

La principale difficulté est celle de la transition vers ce système. Les effets redistributifs sont considérables, et une priorité est d'établir un système de compensation : les résidents les moins aisés, disposant de droits de propriété anciens, pourraient continuer à être subventionnés par les bas risques. Mais les bénéficiaires en termes d'exposition au risque sont sur le long terme fort importants.

1.6 Les approches contractuelles en agriculture

Depuis 2000, les agriculteurs ont la possibilité dans le cadre d'un Contrat Territorial d'Exploitation de souscrire à des Mesures Agri-Environnementales (MAE). Alors que la plupart des autres Etats membres ont opté pour des MAE fondées sur des problématiques définies dans chaque zone agricole, la France a autorisé une flexibilité importante, avec comme conséquence des choix parfois incohérents du point de vue spatial et une trop grande dispersion des mesures. On n'atteint donc pas les seuils nécessaires à la préservation et à la restauration des milieux.

Nous proposons donc

- que soit systématisée la définition de priorités pour chaque zone agricole, par le Département ou la Région
- que dans chaque zone le nombre de MAE accessibles soit fortement limité, de façon à n'offrir que des mesures présentant une certaine cohérence
- de favoriser la souscription de collectifs d'agriculteurs.

1.7 Risque industriel et prévention : vers un régime de responsabilité

La France compte nombre de sites industriels « à risque », encadrés par une régulation *ex ante* des technologies et des processus de fabrication. Cette régulation devrait s'appuyer sur des analyses coûts-bénéfices plus systématiques. Elle demande à être complétée par un régime de responsabilité, à l'image de ce qui se fait dans d'autres pays, ce qui responsabilisera chaque firme pour les dommages causés lors des accidents.

Partie II : La responsabilité sociale des entreprises

De plus en plus d'entreprises favorisent de manière spontanée le développement durable, en adoptant par exemple des mesures d'élimination de la pollution qui vont au-delà de ce que requiert la législation. Les motifs qui sous-tendent ces « comportements socialement responsables » (CSR) sont mal connus, et divers. Si, par exemple, des consommateurs demandent plus de qualité environnementale, et sont prêts à en payer le coût, il n'y a rien de surprenant à ce qu'un marché avec des entreprises socialement responsables émerge. Comment la régulation publique peut-elle s'appuyer sur ce volontarisme des particuliers, des associations et des entreprises ?

Les études financières indiquent que les entreprises socialement responsables ne sont pas moins performantes que les autres, et peuvent donc survivre dans un marché compétitif. Cependant, les économistes restent à ce jour globalement sceptiques sur l'apport des CSR. Voici quelques arguments:

- la capacité des entreprises à gérer efficacement les ressources productives dans nos économies ne donne pas une compétence particulière aux entreprises pour gérer les questions de développement durable, et plus généralement les questions sociales, culturelles et politiques ;
- on a vu apparaître des comportements de « greenwashing », où des entreprises font des efforts pour plaire aux associations et aux médias, mais sans réellement changer leur comportement;

- certaines entreprises peuvent avoir un intérêt stratégique à adopter des CSR, par exemple pour réduire les chances de mise en œuvre d'une nouvelle réglementation, ou pénaliser les concurrents ;
- même si le marché de l'information sur la performance environnementale s'organise peu à peu, par exemple à travers des pratiques accrues de reporting non financier, ce marché n'a pas conduit à l'émergence de labels verts largement acceptés et reconnus ;
- certains indices de développement durable définis par les agences de notation environnementale n'utilisent pas toute l'information pertinente et prédisent imparfaitement les performances environnementales des entreprises ;
- même si l'adoption de CSR par les entreprises a un effet positif sur l'environnement, il reste à montrer que cette approche domine la régulation classique par les pouvoirs publics, et en aucun cas elle ne saurait s'y substituer totalement.

Sur un plan plus positif, les CSR vont a priori dans le bon sens, et ont l'avantage de décharger le gouvernement de coûts de contrôle et de réglementation. Ils répondent à une demande des consommateurs, et en tant que tels sont parfaitement légitimes. Comme pour tout marché, il faut cependant définir des règles pour en assurer le bon fonctionnement, en particulier en ce qui concerne la circulation de l'information :

- L'émergence et le développement d'indices de développement durable fiables et transparents sont des conditions nécessaires au développement global, pérenne et efficace des CSR dans nos sociétés. Le gouvernement a un rôle à jouer pour accélérer ce processus, en aidant à la définition et à la mise en place d'indices transparents et facilement mesurables, comparables entre entreprises (éventuellement d'un même secteur), et dans le temps ;
- Le gouvernement peut aider à un meilleur contrôle des déclarations des firmes, en renforçant les obligations d'information sur les activités et les sinistres, en rendant plus accessibles les déclarations des firmes à divers organismes (Agences de l'Eau, ADEME, ...), en réfléchissant à des sanctions contre les fausses déclarations ;
- L'analyse coûts-bénéfices devrait devenir un outil essentiel, en valorisant les contributions de chaque firme au développement durable. Il sera donc nécessaire d'introduire un référentiel de valorisation des activités environnementales.

Ces efforts devraient améliorer la crédibilité des agences de notation environnementale, contribuer au développement des fonds d'investissements socialement responsables, et autoriser des partenariats entre entreprises et associations basés sur des informations plus solides.

I. La régulation par les pouvoirs publics

L'intervention de l'Etat dans la gestion des ressources naturelles repose sur une analyse économique bien connue, que nous résumons rapidement. Considérons par exemple une nappe d'eau, à laquelle une multitude d'agents ont accès librement. Le problème-clef est d'éviter une surexploitation de la ressource, et les dommages environnementaux ou économiques associés. La solution passe donc par une gestion de l'accès à la ressource : qui a le droit d'utiliser l'eau, et en quelles quantités ? Il existe un certain consensus chez les économistes pour juger que dans un tel cas les problèmes de surexploitation de la ressource sont dus à l'absence d'un prix de l'eau. Ce prix peut être fixé sur un marché de droits, ou directement par l'Etat sous la forme d'une taxe, de façon à équilibrer l'offre (c'est-à-dire la quantité prélevable qui ne menace pas la pérennité de la ressource) et la demande des agents.

Les problèmes de pollution peuvent être traités sous le même angle. Toute émission de pollution correspond à la consommation d'un bien en libre accès qui est la qualité de l'environnement. Pour éviter une surexploitation de ce bien, encore une fois un prix doit lui être associé, par exemple sous la forme d'une taxe sur les émissions polluantes. En simulant le fonctionnement d'un marché, cette taxe permet de gérer de façon optimale l'arbitrage entre les diverses activités polluantes et la qualité de l'environnement.

Ce schéma idéal possède une certaine force, qu'il faut réaffirmer, et conduit aux prescriptions suivantes :

- les problèmes d'environnement peuvent être gérés en utilisant un système de prix;
- ces prix émergent soit de la création de marchés, soit de l'action directe des pouvoirs publics (taxation) ;
- chaque prix porte directement sur le bien considéré (la consommation d'eau, les émissions, ...), et non sur des variables intermédiaires (inputs utilisés dans la production, choix de technologies, etc ...) ;
- enfin chaque prix est valable pour tous les usages du bien considéré : on ne doit pas taxer différemment la consommation d'eau, qu'elle soit utilisée pour remplir une piscine ou pour laver un enfant.

Comme on va le voir dans les sections qui suivent, la pratique de la régulation publique est généralement assez éloignée de ce schéma idéal. Dans certains cas, cela résulte de difficultés inhérentes au domaine considéré, comme la difficulté d'observer et de mesurer les émissions polluantes de multiples agents. Dans d'autres cas, il semble que l'Etat renonce au schéma idéal, simplement par impossibilité de le mettre en œuvre : le schéma serait trop sensible à l'action de groupes d'intérêt, ou reposerait trop sur une capacité d'engagement à long terme dont l'Etat ne dispose pas. Enfin, il arrive simplement que le poids de l'histoire, ou l'existence de systèmes de régulation imparfaits mais difficiles à réformer, conduisent à pérenniser des systèmes dont on connaît les défauts.

I.1 Pour une évaluation des politiques publiques : l'analyse coûts-bénéfices

Le 29 juin 2007, dans sa présentation de la stratégie et des orientations du MEDAD, Jean-Louis Borloo indiquait que ce ministère «aura notamment la responsabilité de vérifier, avant qu'elles ne soient décidées, que toutes les commandes publiques de l'Etat et des établissements publics répondent bien aux critères du développement durable». De façon générale, de nombreuses instances françaises ont déploré le manque d'évaluation des politiques publiques, soit ex-ante, soit ex-post. Les politiques en faveur de l'environnement semblent particulièrement difficiles à évaluer, puisque cela nécessite de donner une valeur à des gains environnementaux de natures diverses, et à les comparer à des coûts induits. Or ces techniques de valorisation ont été développées depuis longtemps, sur la base de principes économiques éprouvés. Sous le nom d'analyses coûts-bénéfices (ACB), elles sont couramment employées dans les pays anglo-saxons et les pays nordiques pour évaluer les réglementations environnementales. Cela permet une hiérarchisation des priorités, et un débat public assis sur des données transparentes et opposables.

L'utilisation de l'ACB a été récemment illustrée dans le rapport Stern sur le changement climatique (Stern, 2007 ; voir également Gollier, 2007). L'ACB est, cependant, très peu utilisée en France (Treich, 2006), à l'exception des décisions publiques relatives aux transports (Boiteux, 2001). Diverses instances ont souligné le besoin de développer des études économiques sur les politiques environnementales en France. Par exemple, le rapport au Premier Ministre sur le principe de précaution de Kourilsky et Viney (1999) précise dans son résumé: « Nous insistons sur la nécessité d'effectuer des analyses économiques sur l'impact des mesures de précaution et recommandons que l'expertise soit systématiquement organisée en deux cercles chevauchant, le premier dévolu aux questions scientifiques et techniques, et le deuxième aux aspects économiques et sociaux, et donc ouvert aux questions posées par les citoyens ». Dans son rapport de 2003 au Conseil Economique et Social sur l'environnement et le développement durable, Claude Martinand précise « Pour faire prendre en compte certains aspects du développement par les agents économiques décentralisés, il faut 'monétariser' les coûts sociaux et environnementaux et les effets externes qui peuvent l'être »¹.

Ces recommandations n'ont pas été suivies d'effet. En fait, l'étude de Dionne et Lanoie (2004) recense 86 études économiques publiées dans le monde sur des mesures empiriques de la valeur statistique de la vie humaine, dont 46 américaines, 13 anglaises, 9 canadiennes, 5 suédoises mais une seule étude française (et qui ne fait pas partie des 34 études de « bonne qualité » selon les auteurs de cette étude). Une étude européenne récente (Commission Européenne, 2005, page 17) relative au programme «Better Regulation» indiquait que parmi les 25 pays de la communauté seuls Chypre, la France et le Portugal obtenaient un indice nul en

¹ Voir http://www.conseil-economique-et-social.fr/ces_dat2/2-3based/base.htm, page 39. Récemment, on peut lire dans le rapport au Conseil d'Etat sur la sécurité juridique et la complexité du droit, « Au Gouvernement, il incombe, par le respect des disciplines de la Constitution et par un nouveau droit de l'élaboration des textes qui serait inscrit dans une loi organique, de s'astreindre à peser minutieusement les avantages et les inconvénients d'une réforme législative » (<http://www.conseil-etat.fr/ce/home/index.shtml>).

termes d'informations fournies à la Commission sur les mesures de régulation et les études d'impacts. En fait, l'examen des expériences étrangères en matière de régulation des risques montre que l'ACB est largement employée, notamment en Amérique du Nord, en Grande-Bretagne et dans les pays scandinaves. Aux Etats-Unis, les administrations Carter, Reagan et Clinton ont successivement favorisé le développement de l'ACB pour les choix relatifs à l'environnement et la prévention par la promulgation de « règlements présidentiels » (Executive Orders, 12044, 12291 et 12866). Ainsi aujourd'hui la Loi américaine impose que toute politique de régulation dont les impacts sont significatifs soit évaluée par une ACB.

Un changement de tendance semble cependant se dessiner en France. La nouvelle loi organique relative aux lois de finances qui doit accroître la transparence de la gestion budgétaire publique et développer une culture du résultat, apparaît compatible avec les ACB. A un niveau européen, des directives récentes encouragent une rationalisation dans les choix face aux risques et une recherche d'homogénéisation des systèmes européens. La Commission Européenne prévoit que les mesures de précaution « doivent être basées sur un examen des avantages et des charges potentiels de l'action et l'absence d'action ».

Comme nous l'avons dit, les principes sur lesquels est fondée l'ACB sont des principes économiques robustes. Des recherches sont aujourd'hui très actives pour étendre cette méthode à des cas d'incertitude, à des situations où intervient le très long terme, ou pour mieux prendre en compte les inégalités sociales. L'ACB est donc une méthode moderne, solide, et applicable à des cas pratiques. En rendant explicites les coûts et les bénéfices de la prévention, l'ACB rend plus transparentes les décisions, et aide à la délibération entre différents acteurs sociaux. Elle permet au décideur public de s'y référer comme source des connaissances tangibles, face à des groupes d'intérêt qui devront produire des contre-expertises. Elle donne la possibilité à un tiers de contester les hypothèses de l'analyse, et donc de remettre en cause les résultats. Enfin et peut-être surtout, elle permet de hiérarchiser différentes mesures, ce qui est précieux pour utiliser au mieux les ressources de la Nation.

Nous proposons donc que le gouvernement crée dans un proche avenir un groupe d'experts français sur l'ACB.² Le groupe aurait en charge d'écrire un document de référence en français, qui spécifierait les procédures à suivre pour développer des ACB dans le secteur public.³ Ce document aiderait à fixer les règles de l'évaluation environnementale, à travers la définition de valeurs de référence et de mesures opérationnelles. Il faudra également favoriser le développement de bases de données toxicologiques, épidémiologiques, et économiques, une nécessité reconnue dans le rapport Matheu (2002).

Concrètement, nous proposons que le gouvernement impose dans la Loi que toute action publique impactant l'environnement de manière significative subisse une telle évaluation a priori. Cette Loi donnera des incitations à produire et diffuser des données nécessaires à l'évaluation, à mobiliser nos meilleurs experts et chercheurs dans les domaines concernés et à mettre en place des structures de formation à l'évaluation des politiques publiques.

² En 2007, un groupe « ACB et inondations » a été créé au MEDAD. L'idée serait de généraliser la démarche à l'ensemble des politiques environnementales.

³ Voir par exemple les « guidelines » de l'Office of Management Budget aux Etats-Unis.

Références bibliographiques

Boiteux, M. (Directeur du Rapport), 2001, Transport : Choix des Investissements, voir à www.ladocumentationfrancaise.fr/brp/notices/014000434.shtml, Commissariat Général du Plan.

Commission Européenne, 2005, Communication on Better Regulation for Growth and Jobs in the EU, COM (2005) 97, 16/03/2005.

Dionne, G. et P. Lanoie, 2004, Public choice about the value of a statistical life: The case of road safety, *Journal of Transport Economics and Policy*, 38, 247-74.

Gollier, C., 2007, La finance durable du rapport Stern, *Revue d'Economie Politique*, à paraître.

Kourilsky, P. et G. Viney (1999), Le Principe de Précaution, Rapport au Premier Ministre, voir à www.ladocumentationfrancaise.fr/rapports-publics/004000402/index.shtml.

Matheu, M. (Directeur du Rapport), 2002, La Décision Publique face au Risque, www.ladocumentationfrancaise.fr/catalogue/9782110052445/index.shtml, Commissariat Général du Plan.

Stern N. (Directeur du Rapport), 2006, Stern Review on the Economics of Climate Change.

Treich, N., 2006, L'analyse coût-bénéfice de la prévention des risques, mimeo.

I.2 Réglementation et compétitivité des firmes

Cette section vise à clarifier un débat sur le lien entre compétitivité et réglementation environnementale. A priori, toute réglementation environnementale, en contraignant les actions possibles des entreprises, augmente leurs coûts de production et réduit ainsi leurs profits. Cet effet négatif de la réglementation sur les profits a été remis en question dans des articles fameux (Porter, 1991 ; Porter et Van der Linde, 1995). Selon ce qu'on appelle désormais l'hypothèse de Porter (HP), une réglementation plus stricte pourrait forcer les firmes à innover pour réduire les sources de gaspillage, ceci conduisant à une réduction des coûts de production, et finalement à une hausse des profits. Ainsi, des politiques environnementales plus sévères pourraient être bénéfiques à la fois à l'environnement et aux firmes qui y sont soumises.

L'HP a connu un grand succès dans le débat politique, notamment aux Etats-Unis, où elle a été employée pour convaincre les milieux d'affaires de l'opportunité d'une réglementation : réglementer peut être profitable pour tous (d'où l'expression « gagnants-gagnants » / « win-win »). Néanmoins, l'HP a été fortement contestée par les économistes. En effet, si effectivement on peut accroître les profits des entreprises en édictant une réglementation, cela signifie qu'avant l'imposition de la réglementation il existait des opportunités de profits inexploitées : les entreprises ne se comportaient donc pas de façon rationnelle.

Cette controverse a donné naissance à de nombreuses analyses, critiquées dans Ambec et Barla (2007). Il en ressort que l'HP ne peut être validée qu'en présence d'une imperfection de marché (« market failure ») autre que l'externalité générée par

la pollution. Dans ce cas, la réglementation environnementale peut réduire l'inefficacité due à l'imperfection de marché considérée (en plus de celle liée à la pollution), ce qui finalement pourrait bénéficier aux firmes⁴. Par exemple, si les firmes ne font pas assez de recherche parce qu'elles craignent que leurs découvertes ne soient imitées par leurs concurrents, une réglementation environnementale peut conduire à des innovations plus nombreuses.⁵

Rappelons que le raisonnement de Porter repose sur l'idée que la réglementation suscite l'innovation, qui elle-même conduit à réduire les coûts. Ainsi, les mesures réglementaires les plus susceptibles d'engendrer l'HP sont celles qui laissent le plus de marge de manœuvre aux firmes dans la recherche de nouveaux procédés de fabrication: les instruments de marché (taxe, marché de droits) sont ainsi plus favorables à l'HP qu'une norme d'émission ou évidemment qu'un standard technologique. En conséquence, le remplacement d'un standard technologique par un instrument de marché peut susciter de l'innovation. Pour citer un exemple classique, aux Etats-Unis la norme sur les émissions d'oxyde de soufre (SO₂) par les centrales thermique à charbon imposait un filtrage de 90% ou 70% du SO₂ selon la teneur du charbon en soufre. Le système de permis d'émission de SO₂ échangeables introduit en 1990 a incité certaines firmes à viser des objectifs plus élevés, ce qui a conduit à une vague d'innovations dans le secteur des filtres à SO₂, ou dans les procédés de combustion du charbon. Finalement la régulation s'est avérée beaucoup moins coûteuse que prévue (Burtraw, 2000), en raison des innovations, et parce que chaque firme a pu choisir la solution qui lui convenait le mieux.

Comme on le voit, le test ultime de l'HP ne peut être que fondé sur des données chiffrées. Ambec et Lanoie (2007) proposent une revue de la littérature empirique, et distinguent deux approches. La première évalue le lien, supposé positif par Porter, entre l'intensité de la réglementation et l'innovation. Cette condition nécessaire (mais non suffisante) à l'HP est parfois mentionnée comme sa version faible. L'innovation est mesurée par les dépenses en R&D (l'intrant), ou par le nombre de brevets déposés (le produit). Ces travaux concluent à un lien nul ou légèrement positif. En particulier, Jaffe et Palmer (1997) mettent en évidence un lien positif significatif sur les coûts de réduction de la pollution (un proxy pour la sévérité de la réglementation environnementale) des dépenses totales en R&D ; cependant l'effet n'est plus significatif si la mesure de l'innovation est le nombre de brevets délivrés. En revanche, en se restreignant aux brevets liés à l'environnement, Brunnermeier et Cohen (2003) obtiennent une relation positive mais faible. Nelson, Tietenberg et Donihue (1993) ont mis en évidence un accroissement de l'âge du capital des centrales de production d'électricité aux Etats-Unis suite à la réglementation de la pollution de l'air, ce qui va à l'encontre de l'HP faible.

⁴ Parmi les imperfections de marché qui mènent à une situation de type HP, mentionnons les asymétries d'information au sein de la firme ou sur les marchés, les effets de débordement entre firmes (« spillovers ») dans le processus de R&D ou d'apprentissage lors de l'adoption de nouvelles technologies, le pouvoir de marché, ou l'incomplétude des contrats (Ambec et Barla, 2002 ; Jaffe, Newel et Stavins, 2004 ; Mohr, 2002 ; Ricci, 2007).

⁵ Notons également le caractère indirect du procédé. Puisqu'il y a deux défaillances de marché, il faudrait employer deux instruments, l'un pour stimuler la recherche et l'autre pour réduire la pollution.

La seconde approche estime l'impact *in fine* de la réglementation environnementale sur la performance économique de la firme. C'est la version forte de l'HP qui est testée, sans se soucier de la cause de la variation de cette performance (liée à l'innovation ou autre). La performance économique de la firme est souvent mesurée par sa productivité. En général, les études concluent à un lien négatif entre l'intensité de la réglementation et la productivité, ce qui tend à rejeter l'HP. Par exemple, Gollop et Roberts (1983) estiment que la réglementation des émissions de SO₂ aux Etats-Unis a réduit de moitié le taux de croissance de la productivité des centrales thermiques à charbon.⁶

L'étude de Lanoie et alii (2007) combine ces deux approches, ce qui permet d'estimer l'ensemble de la chaîne de causalité, sur des données qualitatives issues d'une enquête multi-sectorielle de l'OCDE. Le travail caractérise un lien positif et significatif entre la sévérité perçue de la réglementation et l'innovation environnementale, ce qui est cohérent avec la version faible de l'HP. Cependant, l'effet global de la réglementation est significativement négatif, ce qui va à l'encontre de la version forte de l'HP. Ainsi, les gains économiques liés à l'innovation ne compenseraient pas les coûts engendrés par la réglementation environnementale.

Pour résumer, l'HP ne semble pas être vérifiée en général, ou en tout cas pas de façon significative. Cependant, il faut noter que la plupart de ces études concernent des mesures réglementaires de type normes ou standards technologiques, peu propices à l'HP. L'introduction de droits d'émission échangeables qui favorisent davantage l'innovation est plus récente (comme en témoigne la régulation des émissions d'oxyde de soufre aux Etats-Unis décrite plus haut). Les données collectées actuellement dans les secteurs régulés par des marchés d'émission permettraient de mieux tester la pertinence de l'HP. Soulignons finalement que l'argumentation de Porter renvoie à une dynamique. Sa validation empirique requiert de prendre en compte les délais entre la réglementation, les efforts de R&D, et leurs effets bénéfiques (innovations, brevets, et, finalement, gains de productivité), une tâche toujours difficile.

Nous concluons donc sur le fait qu'il faut éviter de justifier des réglementations environnementales par des arguments indirects, et fragiles. Si un problème de compétitivité se pose en France, il mérite d'être traité par une politique propre. Une réglementation environnementale devrait également être jugée sur ses mérites propres : c'est-à-dire essentiellement sur la base de la comparaison entre les gains attendus ou obtenus pour l'environnement, et les coûts qu'elle suscite pour les entreprises et les consommateurs.

Références bibliographiques

⁶ Toutefois, selon Berman et Bui (2001) les raffineries localisées autour de Los Angeles sont plus productives que les autres raffineries américaines, même si elles sont soumises à une réglementation sur la pollution de l'air plus contraignante. Selon Alpay, Buccola and Kerkvliet (2002), au Mexique le renforcement des mesures environnementales dans l'agroalimentaire dans les années quatre-vingt-dix a contribué à améliorer la croissance de la productivité des firmes du secteur de 2.8 points en moyenne. Les auteurs notent cependant que ce lien positif entre sévérité de la réglementation environnementale et productivité ne tient pas pour les Etats-Unis.

Alpay, E., S. Buccola and J. Kerkvliet, 2002, 'Productivity Growth and Environmental Regulation in Mexican and U.S. Food Manufacturing', *American Journal of Agricultural Economics* 84(4), 887-901.

Ambec S. et P. Barla, 2002, 'A theoretical foundation of the Porter hypothesis', *Economics Letters* 75, 355-360.

Ambec, S. et P. Barla, 2005, 'Quand la réglementation environnementale profite aux pollueurs: survol des fondements théoriques de l'hypothèse de Porter', working paper GAEL, à paraître dans *L'Actualité économique*.

Ambec, S. et P. Barla, 2006, 'Can environmental regulations be good for business? An assessment of the Porter Hypothesis', *Energy Studies Review* 14, 42-62.

Ambec, S. et P. Lanoie, 2007, 'When and why does it pay to be green? ', HEC Montreal discussion paper IEA-07-04, http://www.hec.ca/iea/cahiers/2007/iea0704_planoie.pdf.

Berman, E. and L.T.M. Bui 2001, 'Environmental regulation and productivity: evidence from oil refineries', *The Review of Economics and Statistics* 83(3), 498-510.

Brunnermeier, S.B. et M.A. Cohen 2003, 'Determinants of environmental innovation in US manufacturing industries', *Journal of Environmental Economics and Management* 45, 278-293.

Burtraw, D. 2000, 'Innovation Under the Tradable Sulfur Dioxide Emission Permits Program in the U.S. Electricity Sector', *Resources For the Future* discussion paper RFF DP 00-38, Washington.

Gollop, F.M. and M.J. Roberts, 1983, 'Environmental Regulations and Productivity Growth: The Case of Fossil-fuelled Electric Power Generation', *Journal of Political Economy* 91(4), 654-674.

Jaffe, A. B. et K. Palmer, 1997, 'Environmental Regulation and Innovation: A Panel Data Study', *Review of Economics and Statistics*, vol. 79, n° 4, pp 610-619.

Jaffe, A.B, R.G. Newell et R.N. Stavins, 2004, 'A Tale of Two Market Failures: Technology and Environmental Policy', *Resource for the Future* discussion paper RFF DP 04-38, Washington.

Lanoie, P.; Johnstone, N.; Lucchetti, J.; Ambec, S., 2007, 'Environmental Policy, Innovation and Performance: New Insights on the Porter Hypothesis', working paper GAEL 2007-07, <http://www.grenoble.inra.fr/Docs/pub/A2007/gael2007-07.pdf>

Mohr R.-D., 2002, 'Technical Change, External Economies, and the Porter Hypothesis', *Journal of Environmental Economics and Management*, 43(1): 158-168.

Nelson R.A., T. Tietenberg et M.R. Donihue, 1993, 'Differential Environmental Regulation: Effects on electric utility capital turnover and emissions', *The Review of Economics and Statistics* 75(2), 368-373.

Porter, M., 1991, *American Green Strategy*, *Scientific American* 264, 168.

Porter, M., van der Linde, C., 1995, *Towards a New Conception of Environment-Competitiveness Relationship*, *Journal of Economic Perspective* 9, 97-118.

Ricci, F., 2007, 'Channels of transmission of environmental policy to economic growth: A survey of the theory', *Ecological Economics*, 60 (4), p.688-699.

I.3 Changement climatique : la question des instruments

Il est aujourd'hui très probable qu'a commencé un changement du climat de la planète, dû principalement aux émissions de gaz à effet de serre par les activités humaines. Ce phénomène fait aujourd'hui l'objet de recherches intensives, et ses répercussions économiques pourraient être considérables. En ratifiant le protocole de Kyoto, l'Europe s'est engagée à une réduction de 8% de ses émissions de gaz à effet de serre à l'horizon 2008-2012, par rapport à 1990. Au-delà de Kyoto, l'Europe vise une réduction de 20% en 2020, alors que la France s'est engagée à réduire des trois quarts ses émissions avant 2050.

Nous évitons ici le débat sur ces objectifs de réduction, pour nous concentrer sur la manière de les atteindre au moindre coût. Même sous cette condition, le débat reste immense. Trois modes d'action sont successivement explorés : la recherche, les marchés de droits d'émission, les taxes.

Développer des technologies propres, pour réduire les émissions à moindre coût

Rappelons tout d'abord que des objectifs chiffrés de réduction à une date donnée ne suffisent pas à définir le calendrier des efforts à réaliser : doit-on réduire les émissions dès aujourd'hui, ou attendre demain ? Répondre à cette question suppose de pouvoir comparer des coûts présents à des coûts futurs, ce qui se fait normalement en employant un taux d'intérêt, appelé taux d'escompte. Ce taux doit tenir compte d'une naturelle tendance humaine en faveur du présent ; il doit également incorporer un effet richesse : il est certainement inefficace de faire des efforts coûteux aujourd'hui, si l'on anticipe que l'on sera beaucoup plus riche demain⁷. Même si la prise en compte des effets de très long terme tend à réduire ce taux d'escompte, la plupart des économistes estiment qu'il doit être évalué à une valeur proche des taux d'intérêts observés sur les marchés financiers. Même pour une valeur modérée de ce taux (de l'ordre de 3%), les simulations des modèles économique-climatiques montrent qu'il est justifié de reporter la plus grande partie des efforts dans le futur. Par exemple, selon Nordhaus et Boyer (2000), un report de dix ans de la mise en place des politiques de réduction des émissions ne diminue que de trois pour cent les bénéfices sociaux engendrés par ces politiques.

Nul n'ignore cependant que le récent rapport Stern a appelé à des efforts importants et immédiats. Cette conclusion tient essentiellement au choix d'un taux d'escompte très faible (1.4%), ce qui conduit à accorder peu d'importance aux coûts présents associés aux politiques environnementales par rapport aux bénéfices futurs qu'elles

⁷ Rappelons que le PNB mondial croît depuis plusieurs années à un taux de 5%. Un taux de croissance de 1.5% assure que le revenu du terrien moyen aura été multiplié par 11.8 en 2200, en tenant compte d'une croissance de 50% de la population mondiale.

gènereront. Ce choix a été sévèrement critiqué par plusieurs auteurs (Nordhaus, 2006 ; Weitzman, 2007 ; Gollier, 2007), même si la méthodologie générale du rapport Stern a été unanimement saluée.

Plusieurs questions restent cependant ouvertes. L'une des plus déterminantes est la prise en compte des risques de catastrophes, dont les probabilités sont très mal connues. Citons aussi la possibilité d'émergence de nouvelles sources d'énergie et, de manière plus générale, l'incertitude sur les découvertes technologiques à venir. L'idée de mettre en place les politiques environnementales de façon assez progressive est ainsi renforcée par un effet de valeur d'option : mieux vaut développer d'abord des technologies nouvelles, qui permettront dans le futur des réductions identiques d'émissions à un coût bien moindre.

Pour un Etat, une façon de développer la recherche est de s'engager, de façon crédible, à une politique environnementale forte qui serait mise en œuvre à un horizon de moyen-long terme. Les entreprises seraient alors naturellement amenées à investir dans la recherche, de façon à mieux utiliser l'énergie, ou à développer des sources d'énergie alternatives. Cependant, on peut douter de la crédibilité de tels engagements, ou de notre capacité à prévoir ce qui devra être taxé dans le futur, et à quel taux. De plus, certaines études suggèrent que l'effet des politiques environnementales sur les efforts privés de recherche est assez ténu (Grimaud et alii, 2007). Enfin, de récentes estimations montrent que les investissements dans la recherche sont en général très inférieurs (entre 25% et 35%) aux niveaux socialement souhaitables (Jones, 1995, Jones et Williams, 1998, et Popp, 2004 et 2006). Ceci implique que, même si des politiques environnementales ont un effet positif sur la R&D, les investissements sont actuellement si bas qu'ils demeureront beaucoup trop faibles. Il faut donc stimuler directement la recherche, à la fois privée et publique.

Une recommandation consensuelle consiste donc à financer de façon plus massive et plus efficace les efforts de recherche français et européens. Ceci devrait se faire sans a priori sur les technologies (les candidats incluent les énergies éolienne et solaire, mais aussi beaucoup d'autres possibilités), le seul objectif étant de développer des technologies propres pour le futur.

Les instruments et leurs effets

De manière générale, toute politique de réduction des émissions suppose d'associer un prix à celles-ci. Cela conduit à une baisse de la compétitivité des entreprises locales, et risque d'engendrer des délocalisations préjudiciables au pays concerné (Daubanes et Grimaud, 2006), entraînant un simple déplacement des émissions. Même si cette possibilité est sans doute surestimée dans les débats⁸, elle appuie l'idée que la détermination des politiques environnementales doit avoir lieu dans le cadre d'une forte coopération internationale. De plus, des prix nationaux différents conduisent à des pertes économiques globales, comme cela a été souligné en introduction. A cet égard, un rapport de l'IEA (2000) constate, d'une part, qu'il existe des écarts importants entre les prix pratiqués par les différents pays, d'autre part,

⁸ Les modèles de commerce international obtiennent des effets faibles, ce qui est confirmé par les études empiriques (voir par exemple Copeland et Taylor, 2003, page 283).

que l'on observe pas de convergence entre ces prix. La coordination des différents pays reste donc une tâche importante pour l'avenir.

Un deuxième élément déterminant est celui des anticipations. Les agents économiques, et en particulier les entreprises⁹, font des choix économiques en fonction notamment de leurs anticipations sur les prix futurs. Dans le cas de ressources non-renouvelables en stocks finis (pétrole, gaz, charbon...), l'objectif de la politique environnementale est d'inciter les entreprises à reporter leur consommation de ces ressources du présent vers l'avenir, de telle façon que la pollution soit elle-même reportée dans l'avenir. Pour cela, il faut que le prix relatif futur des ressources qui résulte de la politique environnementale soit plus bas qu'il ne le serait en l'absence d'intervention publique. Par exemple, si les autorités utilisent une taxe ad valorem (i.e. proportionnelle à la valeur unitaire), celle-ci doit être décroissante avec le temps (Sinclair, 1994, Grimaud et Rougé, 2005, et Daubanes et Grimaud, 2006). Le profil temporel de la politique joue donc un rôle important pour son efficacité.

Or les entreprises ne réaliseront effectivement les choix souhaités par les autorités que si ces dernières s'engagent de façon crédible sur un calendrier pour leur politique environnementale. D'où la nécessité pour les autorités de mettre en place les institutions et les procédures qui assurent la crédibilité de leurs annonces. On reviendra sur ce thème de la crédibilité dans la suite de cette section.

Enfin, au-delà de leurs effets sur l'accumulation de la pollution, les politiques environnementales peuvent en outre générer des recettes publiques. Les pays européens ont choisi, à cet égard, différentes pratiques. Certains pays (Danemark, Hongrie, Lituanie et Irlande) ont alloué une proportion de leurs quotas d'émissions de première phase aux enchères. La Suède a choisi de rembourser complètement la charge des taxes sur le NOx aux firmes polluantes, en proportion de leur part de marché. Ce remboursement favorise évidemment l'acceptation de sa politique par les firmes. La France, quant à elle, utilise les revenus des taxes pour subventionner les investissements des firmes dans les technologies avancées de dépollution et le contrôle des équipements. Enfin, ces fonds peuvent être simplement alloués au budget de l'Etat. Cette pratique a un intérêt reconnu par la littérature. En effet, cela autorise l'Etat à amoindrir ou supprimer des taxes distorsives, et permet donc de profiter d'un « double dividende » : corriger le problème environnemental et, simultanément, réduire les distorsions créés par le système fiscal. Il ne faut cependant pas surestimer ce double dividende, selon diverses estimations (Bovenberg et de Mooij, 1994, Bovenberg et van der Ploeg, 1994, et Cramton et Kerr, 1998).

Les marchés de droits d'émission

L'instrument aujourd'hui le plus connu de la régulation publique est le marché européen de droits d'émission. Dans sa forme actuelle, le marché concerne seulement le CO₂, et 11500 installations industrielles. On sait que les cours des droits se sont récemment effondrés, d'une part parce que la croissance européenne n'a pas été aussi élevée qu'espérée ; et surtout parce que les gouvernements

⁹ Certains travaux suggèrent que les ménages sont moins sensibles aux prix futurs anticipés que les entreprises (Hassett et Metcalf, 1995, et Jaffe et Stavins, 1995).

européens (dont la France) ont été trop généreux dans les allocations initiales de droits à leurs entreprises.

Il est clair ex-post qu'un système décentralisé d'allocation des droits ne pouvait aboutir qu'à un échec. Il importe donc de mettre au point un système alternatif, qui munirait une Agence européenne d'un mandat et d'un calendrier clairs, sans possibilité de renégociation. Il est en effet essentiel de pouvoir s'engager sur les volumes de droits disponibles à long terme : d'une part, les entreprises ont besoin d'information pour planifier leurs investissements à des horizons qui sont parfois très lointains. D'autre part, le régulateur est tenté ex-post, une fois que les entreprises ont investi, de vendre plus de droits qu'annoncé initialement, afin d'augmenter ses recettes (Laffont-Tirole, 1996).

Une question centrale est celle de l'allocation initiale des droits, c'est-à-dire des mérites relatifs de la distribution de droits sur la base de variables passées (chiffre d'affaire, émission de pollution...), ou par d'autres mécanismes comme leur mise aux enchères. Dans un monde concurrentiel, ce choix n'affecte pas l'efficacité de l'allocation des droits atteinte par le marché ; il n'a que des effets redistributifs. Ce n'est plus le cas si la concurrence est imparfaite. Hahn (1984) montre que l'entreprise ayant un pouvoir de marché doit se voir allouer une quantité de permis égale à la pollution qu'elle va effectivement émettre. Dès lors, elle n'aura intérêt ni à vendre, ni à acheter des permis, ce qui limite au mieux son pouvoir de marché. En un certain sens, ce résultat apparaît comme une justification d'une distribution des droits sur la base des émissions passées. Distribuer les droits évite également les problèmes d'engagement déjà mentionnés : le régulateur n'est plus tenté de vendre ex-post plus de droits qu'annoncé initialement.

Il reste que la distribution gratuite de droits d'émissions favorise les entreprises en place, au détriment des entreprises entrantes : dans un système financier imparfait, les banques prêtent plus facilement aux riches. En fait, le choix fait en faveur d'une distribution des droits est sans doute lié au souci d'obtenir l'appui des entreprises participantes. Là encore, une Agence européenne serait sans doute plus difficile à fléchir qu'une collection d'Etats défendant chacun les intérêts de leurs champions nationaux.

Une taxe européenne sur le contenu en carbone des combustibles fossiles

Dans sa forme actuelle, le marché de droits concerne seulement le CO₂, et les participants à ce marché ne représentent que 40% des émissions européennes de gaz à effet de serre. L'extension de ce type de marché aux entreprises et aux gaz non concernés par le mécanisme actuel est une solution onéreuse, en terme de coûts d'observation et de contrôle. Dès lors, on peut se poser la question de la mise en place d'une taxe sur l'ensemble des produits dont l'usage contribue à l'effet de serre. Dans les pays développés, l'appareil fiscal permet facilement la mise en place d'un tel instrument. En outre, un prélèvement de cette taxe sur les importations et les sources domestiques de produits énergétiques est suffisant pour influencer le comportement de tous les agents du pays.

Le choix entre une taxe et un marché de droits soulève plusieurs problématiques. Si, en concurrence parfaite et en l'absence d'incertitudes, l'usage de ces deux types d'outils est équivalent pour le régulateur, cela n'est plus vrai lorsqu'il y a incertitude

sur les coûts et les bénéfices de la politique environnementale (Weitzman, 1974). Dans le cas de la lutte contre l'effet de serre, les bénéfices d'une réduction des émissions sont fonctions du stock de pollution, stable à court terme, alors que les coûts de ces réductions pour les entreprises augmentent de plus en plus rapidement avec les émissions, ce qui crée de l'aversion pour le risque (Hepburn, 2006). Dans ce contexte, le raisonnement de Weitzman montre qu'il serait préférable d'utiliser des taxes plutôt que des marchés de permis (ce raisonnement perd cependant de sa force sur des horizons plus lointains, selon Philibert, 2002). Enfin, certains travaux défendent l'idée qu'une politique hybride combinant taxes et quotas est une alternative plus efficace (Pizer, 2002) et plus sûre (Guesnerie, 2006). On peut avancer que cela présente également l'avantage de traiter différemment les grands émetteurs, dont le pouvoir de lobbying est plus important, et les autres agents économiques.

Reste à mettre au point une telle taxe. Toute la construction repose sur l'idée que le contenu en carbone d'un combustible donné est une constante naturelle, et que ce contenu sera finalement libéré dans l'atmosphère lors de la combustion. Certaines technologies (séquestration décarbone, ...) pourraient donc rendre nécessaires des ajustements, en réintroduisant la nécessité de mesurer les émissions. Il importe également de bien identifier les combustibles des autres ressources fossiles utilisées par exemple pour la chimie. Enfin, les contenus en carbone des unités de ressources différentes (par exemple, le pétrole et le gaz) sont en général différents. On voit que même si le schéma est séduisant, les détails peuvent receler des pièges redoutables.

Notons également que toute taxation implique des transferts du producteur du bien taxé vers le régulateur. Ces transferts sont d'autant plus élevés que l'offre de ces ressources est inélastique (Bergstrom, 1982) ; à la limite, si le volume des ressources est fixé, l'essentiel des efforts d'équilibrage des marchés est supporté par les producteurs (Chouinard et Perloff, 2002, et Grimaud et alii, 2007). La France, qui possède peu de ressources fossiles, a évidemment intérêt à taxer ces biens. Cependant, les perdants de cette politique seraient ses principaux fournisseurs, et les conséquences en termes de politique internationale sont difficiles à estimer, si la taxe doit à terme atteindre un niveau significatif.

Enfin, les effets redistributifs à l'intérieur d'un pays d'une augmentation du prix des biens polluants (qu'elle soit causée par une politique de taxes ou de permis) sont importants. Il est malheureusement à craindre que les ménages les moins aisés en supportent une part disproportionnée à travers leurs dépenses de chauffage et de transport. La prise en compte de cet effet conduit à réduire significativement le niveau de la taxe. Cela reste vrai même dans le cas où le système fiscal comprend un impôt non linéaire sur le revenu, c'est-à-dire dans le cas où le gouvernement dispose d'un instrument a priori relativement performant pour corriger le biais régressif d'une taxe environnementale (Cremer, Gahvari et Ladoux, 1998). Des évaluations empiriques de la taxe optimale dans le cas français (Cremer-Gahvari-Ladoux, 2003) montrent par exemple que, lorsque la consommation d'énergie des ménages crée une externalité justifiant une taxe pigouvienne de 10%, la taxe optimale n'est que de 3,6%. La différence entre les deux taxes est à attribuer principalement aux effets redistributifs importants qu'engendre la taxe sur l'énergie.

Les ménages français les plus « pauvres »¹⁰ consacrent en effet 8,4% de leur budget aux dépenses énergétiques, alors que les ménages les plus riches n'y consacrent que 5,8%.

Ces résultats s'appliquent au cas de la consommation finale d'un bien polluant par les ménages, comme le chauffage ou le transport. Le cas où l'externalité est aussi engendrée par un input polluant est traité dans Cremer, Gahvari et Ladoux (2005). Les auteurs développent un modèle dans lequel il existe deux sources de pollution : la consommation finale d'énergie des ménages et la consommation d'énergie des entreprises. Le modèle est calibré sur des données principalement issues des enquêtes de l'INSEE. Les résultats obtenus montrent que, contrairement à la taxe optimale sur le bien polluant, la taxe sur l'input polluant doit être calculée selon une règle strictement pigouvienne. Ce résultat est relativement contre-intuitif ; toute taxe affectant un facteur de production est en effet répercutée sur le prix du bien final dont la production utilise ce facteur de production. Une telle taxe a donc nécessairement des effets redistributifs (indirects) qui devraient conduire, comme dans le cas d'un bien final, à l'application d'une règle de taxation non pigouvienne. C'est le fait que l'énergie soit à la fois un bien polluant et un input polluant qui conduit à ce résultat. Ces résultats ont des implications très utiles. La consommation d'énergie est en effet un facteur très important d'émissions de gaz à effet de serre. Par ailleurs, les taxes sur l'énergie, notamment les taxes sur les carburants automobiles ou sur les combustibles utilisés pour le chauffage domestique, sont souvent cités comme ayant un impact négatif significatif sur le bien-être des ménages les plus pauvres. Les résultats précédents montrent que ce problème doit être pris en considération. Cependant, ces mêmes résultats montrent aussi que rien ne justifie d'appliquer une autre règle que la règle pigouvienne à l'utilisation de l'énergie par les entreprises. Cette règle a l'avantage d'être simple, aisément interprétable et relativement aisée à appliquer. Compte tenu de ces éléments, la taxe sur l'énergie (ou plutôt sur les émissions associées) apparaît comme le moyen le plus efficace pour réduire les émissions de gaz à effet de serre. De plus sa mise en œuvre n'implique pas de coûts de gestion importants comme, par exemple, le recours à un marché de droits à polluer négociables.

Conclusion

La France et l'Europe se sont engagées sur des objectifs ambitieux de réduction des émissions. La façon la moins coûteuse d'atteindre ces objectifs fait l'objet de nombreux débats, mais certains points de consensus ont émergé parmi les économistes.

- a) Tous les modèles économique-climatiques actuellement utilisés prédisent un enrichissement de la population humaine, même s'il est ralenti par le changement climatique. En conséquence, il est rationnel de ne réduire les émissions que graduellement, de façon à ce que l'essentiel des coûts associés soit supporté par des générations plus riches, disposant de

¹⁰ Le modèle empirique comprend, selon la nomenclature de l'INSEE, quatre catégories de ménages : ouvriers, employés, professions intermédiaires, cadres.

technologies plus efficaces. La tâche qui nous incombe est plutôt celle d'une accélération de la recherche pour développer de nouvelles sources d'énergie, et de nouvelles techniques de production plus économes en émission de gaz à effets de serre. Ceci doit se faire sans a priori, en évaluant sur un pied d'égalité les nombreux candidats dont nous disposons avec des méthodes quantitatives objectives.

- b) Le marché européen de droits d'émission a souffert de l'opportunisme des Etats-membres, dont la France. Il doit être géré par une Agence européenne, dotée d'un mandat clair et impératif, qui soit défini sur un horizon lointain.
- c) Pour des raisons de coûts de contrôle, les marchés de droits ne peuvent pour l'instant qu'être restreints aux plus gros émetteurs. A l'avenir, pour toucher l'ensemble des agents économiques, il importera donc de développer une taxe sur le contenu en carbone des combustibles fossiles. Prélevée sur les importations et les extractions, cette taxe serait relativement facile à gérer. Elle devrait être uniforme dans toute l'Europe, et son niveau devrait évoluer de manière prévisible dans le temps. Afin d'éviter des effets régressifs sur les populations les plus pauvres, la consommation d'énergie des ménages devrait être taxée à un taux moindre que celui qui s'appliquerait aux entreprises.

Références bibliographiques

Bergstrom T.C., 1982, On Capturing Oil Rents with a National Excise Tax, *American Economic Review*, 72, 194-201.

Bovenberg A.L. et de Mooij R.A., 1994, Environmental Levies and Distortionary Taxation, *American Economic Review*, 84, 1085-1089.

Bovenberg A.L. et van der Ploeg, 1994, Consequences of Environmental Tax Reform for Involuntary Unemployment and Welfare, *Quantitative Economics for Environmental Policy, Papers and Proceedings*, 1-21.

Chouinard H. et Perloff J.M., 2002, Gasoline Price Differences: Taxes, Pollution Regulations, Mergers, Market Power, and Market Conditions, *CUDARE Working Papers*, 951.

Copeland B.R. et M.S. Taylor, 2003, *Trade and the Environment: theory and evidence*, Princeton University Press.

Cramton P. et Kerr S., 1998, Tradable Carbon Permit Auctions: How and Why to Auction not Grandfather, *Resources for the Future Discussion Papers*, 98-34.

Cremer H., Gahvari F. et Ladoux N., 1998, Externalities and optimal taxation, *Journal of Public Economics* 70, 343-364.

Cremer H., Gahvari F. et Ladoux N., 2003, Environmental Taxes with Heterogeneous Consumers: an Application to Energy Consumption in France, with H. Cremer and N. Ladoux, *Journal of Public Economics*, 87, 2791-2815.

- Cremer H., Gahvari F. et Ladoux N., 2007, Tax design with endogeneous earning abilities and consumption and production externalities (with applications to France), working paper, IDEI.
- Daubanes J. et Grimaud A., 2006, On The North-South Effects of Environmental Policy: Rent Transfers, Relocation and Growth, LERNA Working Papers, 06.26.219.
- Gollier C., 2007, La finance durable du rapport Stern, Revue d'Economie Politique, août.
- Grimaud A. et Rougé L., 2005, Polluting Non Renewable Resources, Innovation and Growth: Welfare and Environmental Policy, Resource and Energy Economics, 27, 109-129.
- Grimaud A. et Rougé L., Environment, Directed Technical Change and Economic Policy, IDEI Working Papers, 2007.
- Grimaud A., Lafforgue G. et Magné B., 2007, Innovation Markets in the Policy Appraisal of Climate Change Mitigation, LERNA Working Papers, 07.12.233.
- Guesnerie R., 2006, A Future for Kyoto?, PSE Working Papers, 2006-08.
- Hahn R.W., 1984, Market Power and Transferable Property Rights, Quarterly Journal of Economics, 99, 753-765.
- Hassett K.A. et Metcalf G.E., 1995, Energy Tax Credits and Residential Conservation Investment, NBER Working Papers, 4020.
- Hepburn C., 2006, Regulating by Prices, Quantities or Both: An Update and an Overview, Oxford Review of Economic Policy, 22, 226-247.
- IEA, 2000, Oil Prices and Taxes in Year 2000: An IEA Statistical Fact Sheet.
- Jaffe A. et Stavins R.N., 1995, Dynamic Incentives of Environmental Regulations: The Effects of Alternative Policy Instruments on Technology Diffusion, Journal of Environmental Economics and Management, 29, 43-63.
- Jones C.I., 1995, R&D-Based Models of Economic Growth, Journal of Political Economy, 105, 759-784.
- Jones C.I. et Williams, 1998, J.C., Measuring the Social Return to R&D, Quarterly Journal of Economics, 113, 119-1135.
- Laffont J.-J. et Tirole J., 1996, Pollution Permits and Compliance Strategies, Journal of Public Economics, 62, 85-125.
- Nordhaus W.D., 2006, The Stern Review on the Economics of Climate Change, NBER Working Papers, W12741.
- Nordhaus W.D. et Boyer J., 2000, Warming the World: Economic Models of Global Warming, MIT Press,.
- Philibert C., 2002, Prix versus Quantités, Atelier Climat et Développement, IEA.
- Pizer W.A., 2002, Combining Price and Quantity Controls to Mitigate Global Climate Change, Journal of Public Economics, 85, 409-534.

Popp D., 2004, ENTICE: Endogenous Technological Change in the DICE Model of Global Warming, *Journal of Environmental Economics and Management*, 48, 742-768.

Popp, D., 2006, Comparison of Climate Policies in the ENTICE-BR Model, *Energy Journal*, Special Issue, 163-174.

Saint-Paul G., 2002, Environmental Policy and Directed Innovation in a Schumpeterian Growth Model, IDEI Working Papers, 153.

Saint-Paul G., 2003, Quels Instruments pour une Politique Environnementale?, IDEI Working Papers, 171.

Sinclair P.J.N., 1994, On the Optimum Trend of Fossil Fuel Taxation, *Oxford Economic Papers*, 46, 869-877.

Stern N., 2007, *The Economics of Climate Change: The Stern Review*, Cambridge University Press,.

Weitzman M.L., 1974, Prices versus Quantities, *Review of Economic Studies*, 41, 477-491.

Weitzman M.L., 2007, The Stern Review of the Economics of Climate Change, *Journal of Economic Literature*, à paraître.

I.4 Agriculture et usage de l'eau

Avec plus de 40 % de la consommation totale nette d'eau en France (et plus de 85% des volumes disponibles en été dans certaines régions françaises), le secteur agricole est le principal utilisateur de la ressource. L'absence (supposée) de régulation de cette consommation est régulièrement stigmatisée dans le débat public dès que survient un épisode de sécheresse. On oppose souvent à ce discours alarmiste le constat que les superficies agricoles irriguées (de l'ordre de 1,6 millions d'ha effectivement irrigués) sont stables depuis 2000 et plutôt en diminution, et que le prélèvement sur la ressource (de l'ordre de 5 milliards de m³) est à peu près constant depuis cette date après une décennie 90 marquée par la forte augmentation tant des superficies irriguées que des volumes prélevés (Amigues et alii, 2006). En tenant compte du fait que la nouvelle Politique Agricole Commune a supprimé de fait le différentiel de primes entre cultures « en sec » et cultures irriguées et que le nouveau système d'aides directes ne crée plus d'incitations spécifiques aux grandes cultures irriguées, on pourrait en conclure que hors épisodes exceptionnels de sécheresse, la pression agricole sur la ressource en eau ne devrait pas poser de graves problèmes. C'est oublier que le développement des biocarburants, l'orientation en forte hausse des cours agricoles, combinés avec des restrictions d'usage de l'eau rendues plus sévères par la Directive-cadre européenne sur l'Eau ne laissent pas présager un relâchement de la pression dans le futur.

Les outils existants de régulation de l'usage agricole de l'eau sont de quatre types :

- des outils de nature réglementaire comme les autorisations de prélèvements, gérés par l'administration de la police des eaux ;

- des outils administratifs et économiques comme les quotas ou les débits alloués par les compagnies d'aménagement sur leurs territoires de concession assortis de tarifications *ad hoc* ;
- des instruments économiques classiques de type taxe comme la redevance prélèvement des agences de l'eau ;
- enfin des instruments volontaires comme la gestion volumétrique instaurée par les irrigants sous contrôle de l'administration en Charente ou en Beauce.

A ces outils de régulation courante s'ajoutent des instruments d'usage plus exceptionnels comme les interdictions préfectorales d'irriguer lors de sécheresses. Au cours des années récentes, ces derniers outils se sont institués un peu par défaut comme les principaux canaux d'intervention publique, révélant par là même les faibles performances incitatives des autres instruments existants et la présence de conflits d'usage prompts à resurgir dès que survient une pénurie locale.

Face à ce constat, l'introduction d'un prix de l'eau permettant de mieux allouer les ressources semble s'imposer. En pénalisant la rentabilité de l'irrigation, elle réduirait les investissements dans des systèmes de culture irrigués, surtout pour des agriculteurs souhaitant s'équiper. Il s'agit là d'un enjeu important si le développement d'une filière bio-carburants (en particulier à partir de céréales consommatrices d'eau) se traduit par un redémarrage de l'équipement des périmètres irrigués. Elle conduirait également les agriculteurs équipés à sélectionner des cultures moins dépendantes de l'irrigation.

Cependant, on manque cruellement de données économiques précises pour mesurer l'impact d'une telle taxe. Des études économiques menées sur la maïsiculture du sud-ouest (le maïs est la principale culture irriguée en France) permettent d'avancer qu'une taxe de l'ordre de 5 c €/m³ en année humide et de 45 c €/m³ en année sèche aurait pour effet d'annuler la demande en eau des irrigants maïsiculteurs (noter la forte sensibilité au climat de ces valeurs).

En fait, le principal problème posé par l'irrigation résulte de la combinaison d'une faible disponibilité de la ressource en eau s'opposant à une forte demande des plantes lors d'étés chauds et secs. Moduler en permanence le niveau de la taxe pour l'adapter aux conditions climatiques est un processus complexe, difficilement concevable à l'échelon national tant le caractère local des pénuries est prédominant. Même au niveau local, la modulation devrait se faire au vu de l'état du remplissage des réserves (connu au printemps) alors que l'annonce du niveau de la taxe pour l'année devrait être connue l'hiver précédent, si l'on veut que les agriculteurs puissent en tenir compte lors de leurs décisions d'assolement en cultures d'été. En pratique, une taxe modulée chaque année devrait s'appuyer sur une anticipation du climat de l'été prochain, avec les risques d'erreurs, et donc de contentieux avec les agriculteurs, que cela comporte.

Une régulation par les prix apparaît donc inadaptée au contexte de l'irrigation. Reste la régulation par les quantités, qui est employée dans des pays comme l'Australie, le Chili ou les Etats-Unis (Dinar, 1997, 1999, 2005). Ces expériences reposent sur la mise en place de marchés de droits d'eau. En fait de « marché », il serait plus juste de parler de systèmes de quotas transférables, ces quotas étant initialement attribués par l'administration, soit selon un principe de droits acquis antérieurs, soit au travers de procédures d'enchères. Les transferts peuvent ne concerner que les agriculteurs entre eux (cas de l'Australie), ou plusieurs types d'usagers (collectivités

urbaines et agriculteurs en Californie). Dans des contextes politiques fortement marqués par une culture des droits acquis, ces systèmes ont fait la preuve de leur efficacité. Les transferts de droits entre usagers ont permis une forte réduction des inégalités entre les coûts marginaux d'opportunité d'accès à l'eau des usagers, surtout entre usagers urbains et agricoles et entre usagers situés en amont et ceux situés en aval des cours d'eau (Howitt et Lund, 1999). On note aussi moins de problèmes que prévus en matière de contentieux à l'échange ou de diversion illégale par des tiers des volumes transférés.

Pour être complets citons encore une autre expérience intéressante, celle des banques de l'eau en Californie. Si le bilan de ce système est pour l'heure mitigé en raison de la sécheresse persistante dans cet Etat, on perçoit bien l'intérêt d'un mécanisme de crédit d'eau permettant d'ajuster en continu le cours du quota selon l'adéquation entre disponibilités, besoins et anticipations climatiques. Le principe de la banque est de stocker de l'eau en affectant des crédits aux réserves ainsi constituées. En cas de forte demande, l'eau est déstockée, et l'organisme stockeur remboursé sur la base de la valeur actuelle du crédit. Le système, initié en Californie en 1995, est aujourd'hui étendu au Nevada et au Colorado.

Les systèmes de marchés de droits d'eau observés relèvent largement d'une logique d'économie administrée. Ce sont les pouvoirs publics qui non seulement fixent les règles d'échange mais aussi assurent les opérations de gestion des réservoirs et d'organisation des transferts. L'expérience montre que les tentatives d'opérateurs privés de pénétrer les marchés de droits d'eau n'ont pas donné les résultats escomptés par ces entreprises. La mise en place d'un marché de droits d'eau requiert deux préalables. D'une part, il faut effectuer une allocation initiale de droits aux usagers et définir les « usagers » éligibles au marché. Dans les Etats du Sud-Ouest des Etats-Unis, la doctrine juridique qui lie le droit d'eau à la propriété foncière des agriculteurs permet une telle répartition initiale des droits, ce qui n'est pas possible dans le droit français, où l'eau est un bien commun non appropriable. Par ailleurs les acteurs éligibles aux marchés de droits aux Etats-Unis sont, outre les agriculteurs, des municipalités ou des agences publiques. Ouvrir le marché à d'autres opérateurs (associations de pêche ou de protection de la nature par exemple) soulève des problèmes politiques délicats (Dinar, 1998). D'autre part, il faut définir l'espace de transaction du marché et encadrer ses règles de fonctionnement. Ceci suppose une agence publique en charge de l'organisation et de la régulation du marché. Confier une telle mission aux Agences de l'Eau implique une redéfinition de leur périmètre de compétences. Créer une agence spécifique suppose d'organiser ses relations avec les Agences de l'Eau, l'administration, les collectivités locales et les compagnies concessionnaires là où elles existent, un marché de droits d'eau ne pouvant fonctionner efficacement sans une étroite coopération des acteurs de l'eau entre eux.

Ces réserves sur les difficultés institutionnelles et juridiques à surmonter étant faites, on peut raisonnablement avancer que l'efficacité de l'allocation de la ressource aux usagers et la recherche d'un « juste » prix d'accès à la ressource tirerait de grands avantages d'une évolution du dispositif politique actuel vers des mécanismes de transaction entre usagers selon leurs besoins, dans le cadre d'un quota global défini par les autorités locales.

Références bibliographiques

Amigues J. P. et A. Reynaud, 2007, Economie de l'eau, in L'eau, enjeux et perspectives de recherche, G. Cognet, (coord), Rapport Ministère Délégué à la Recherche et à l'Enseignement Supérieur, MSTP.

Amigues J.P., Debaeke P., Itier B., Lemaire G., Seguin B., Tardieu F., Thomas A., 2006, Sécheresse et agriculture, Adapter l'agriculture à un risque accru de manque d'eau, Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA, France, 72 p.

Dinar A., Kemper K., Blomquist N., Diez M., Sine G. et W. Fur, 2005, Decentralization of river basin management : a global analysis, Policy Research WP Series 3637, World Bank.

Dinar A. et T. K. Balakrishnan, 1998, Political economy and potential risks of institutional reforms in the water sector, Policy Research WP Series 1987, The World Bank.

Dinar A., et A. Subramaniam, 1997, Water pricing experiences, WP 386, The World Bank.

Howitt R. E. et J. R. Lund, 1999, Measuring the economic impacts of environmental reallocation of water in California, American Journal of Agricultural Economics, 81(5), 1268-1272.

Saleth R. M. et A. Dinar, 1999, water challenges and institutional responses (a cross country perspective), Policy Research WP Series 2045, The World Bank.

I.5 L'assurance des risques climatiques et des catastrophes naturelles

Bien que jouissant d'un climat tempéré, la France n'est pas à l'abri de catastrophes naturelles dévastatrices (inondations, tempêtes, sécheresses, ...). Même si ces événements nous échappent largement, il importe d'en gérer au mieux les impacts sur la population et les activités économiques. Deux objectifs généraux devraient rester présents à l'esprit.

Le premier est de fournir une assurance contre ces risques, à des tarifs raisonnables. Cela suppose de disposer d'informations sur les probabilités de ces événements, alors même que par définition ils sont rares. Cela nécessite également un système d'assurance et de réassurance solide, capable de faire face à des sinistres de plusieurs milliards d'euros.

Le second objectif est de limiter l'exposition au risque de la société, en évitant de construire dans des zones inondables, ou d'investir dans l'irrigation dans des régions où les sécheresses sont fréquentes. Comme on le verra, une part importante de l'augmentation des dommages causés aux catastrophes naturelles est liée à une augmentation de la valeur des actifs exposés au risque.

Il semble qu'en France comme dans d'autres Etats le premier objectif l'ait emporté sur le second. Le régime d'assurance instauré par la loi du 13 juillet 1982, couramment dénommé CATNAT, a permis de généraliser à l'ensemble de la population une assurance contre le risque de catastrophes naturelles. Les dommages subis par les exploitations agricoles relèvent quant à eux du Fonds National de Garantie des Calamités Agricoles (FNGCA), institué par la loi du 10 juillet 1964. Ces deux systèmes présentent un certain nombre de caractéristiques communes :

- Une participation obligatoire des individus, conforme à l'objectif d'assurance ;
- Une place centrale de l'Etat, venant se substituer à des assureurs peu enthousiastes : prise des arrêtés d'état de catastrophe naturelle ou de calamité agricole, financement direct du FNGCA, réassurance via la Caisse Centrale de Réassurance (CCR) et garantie en dernier ressort dans le régime CATNAT ;
- Des principes de solidarité qui viennent empêcher des tarifications assises sur le risque réel : prime indépendante de la localisation pour CATNAT; fortes subventions aux primes pour le FNGCA.

Depuis quelques années, ces dispositifs ont soulevé de nombreuses critiques. On assiste donc (au moins pour les risques climatiques en agriculture) à l'introduction progressive de systèmes privés d'assurance. Cette section commence par porter un diagnostic, avant de proposer des réformes.

Des garanties coûteuses pour l'Etat

Le système CATNAT et le FNGCA font face à des tensions liées à une augmentation des besoins en financement. Cette augmentation se traduit par un engagement hors bilan de l'Etat, dont on ne doit pas sous-estimer l'importance, et les évolutions futures.¹¹

Pour CATNAT, de 1983 à 2003, les sinistres indemnisés ont augmenté de 5,1% par an en moyenne (Dumas et al, 2005). Cet accroissement résulte pour 2,8% par an d'une augmentation du nombre de sinistres et pour 2,5% d'une progression du coût moyen par sinistre. Pour le FNGCA, sur la période 2003-2006 31% des indemnités versées proviennent des primes des agriculteurs et 59% des subventions de l'Etat (Mortemousque, 2007).

Dans le système actuel, les réserves de la CCR (environ 1 année de CA), sont faibles en comparaison des dommages maximums possibles et également par rapport aux réserves observées dans d'autres pays tels l'Espagne (5 années de CA) ou la Suisse (12 années de sinistres). A titre d'exemple, le coût de la survenance aujourd'hui d'un événement catastrophique tel que l'inondation de la Seine en 1910 est estimé à au moins 5 milliard d'euros, dont 3 milliards environ seraient à la charge de la CCR (Dumas et al., 2005). En 2006, les réserves de la CCR étaient inférieures à 1 milliard d'euros (CCR, 2007). Cela signifie que plus de 2 milliards devraient être apportés directement par l'Etat en cas de survenance d'une telle catastrophe.

Une tarification inadaptée : le cas du système CATNAT

¹¹ D'après Swiss Re (2005), sur les 40 catastrophes assurées les plus coûteuses qui se sont produites entre 1970 et 2005 dans le monde, 37 concernent des phénomènes naturels (ouragans, tempêtes, séismes, etc.). De plus, 15 se sont produites entre 2001 et 2005. En France, les pertes liées aux dommages des tempêtes hivernales devraient sur la période 1975-2085 augmenter de 47% (Swiss Re, 2006). D'après le rapport Bentoglio et Betbeze (2005), les indemnités versées par les assureurs privés suite aux tempêtes de 1999 se sont élevées à 6,5 milliards d'euros. Si ce risque n'avait pas été exclu du régime CATNAT, on peut penser que le budget de l'Etat aurait été sollicité à hauteur de plusieurs milliards d'euros. Enfin, en 2003, suite aux dommages de subsidence et aux inondations dans le grand sud, la garantie financière de l'Etat a failli être engagée.

Le dispositif CATNAT repose sur une participation obligatoire et sur une non-discrimination des primes entre assurés (principe de solidarité). Ce système a cependant un coût puisqu'il induit des choix inefficaces d'exposition des agents au risque : la prime d'assurance n'augmente pas si on choisit de résider dans une zone inondable. Il est clair que cela conduit à une exposition au risque trop importante sur le long terme.

Il ne s'agit pas d'une spécificité française : les mêmes causes ont d'ailleurs conduit aux mêmes effets dans d'autres Etats. L'exemple de la Floride est à cet égard particulièrement frappant. Après les ouragans récents, certains assureurs ont fait faillite, d'autres ont considérablement augmenté leurs primes. L'Etat a alors développé un système d'assurance, dont les primes sont modérées mais uniformes sur le territoire, et qui est garanti par l'Etat. L'uniformité des primes conduit à ce que les résidents des régions intérieures subventionnent les populations (généralement plus riches) des zones côtières, ce qui encourage la construction dans ces zones plus exposées. L'augmentation très rapide de la population, et de la valeur des actifs assurés, fait qu'un ouragan de bonne taille pourrait aujourd'hui provoquer des dommages de l'ordre de 100 milliards de dollars.

La question à notre avis majeure est donc celle de l'excessive exposition au risque engendrée par une tarification uniforme. Une telle tarification décourage non seulement la prévention¹², mais aussi la recherche d'informations sur les risques : dans un tel système, aucun acteur (collectivités locales, assureurs, promoteurs immobiliers) n'est intéressé à la publication de telles informations. L'absence d'information est évidemment un obstacle majeur à la prise de décisions efficaces.

Deux évolutions essentielles

La mise en place d'une tarification précise suppose de connaître les risques. Les Plans de Prévention des Risques naturels prévisibles (PPR), institués par la loi du 2 février 1995 (dite loi Barnier), ont constitué un pas important vers une meilleure information des assurés sur leur niveau de risque. Chaque commune a dû se livrer à un travail important de recueil d'informations historiques, ou solliciter l'expertise de géographes et d'hydrologues, pour déterminer les zones à risque dans lesquelles s'imposent dorénavant des limitations à la construction immobilière.

¹² Dans le cas du système CATNAT, les pouvoirs publics ont par exemple essayé de résoudre ces problèmes d'incitation à la prévention via le développement des PPR (la construction au mépris d'une prescription d'un PPR est par exemple un motif de refus par l'assureur de la couverture des effets des catastrophes) et, depuis 2000, via la modulation et l'augmentation des franchises en cas de catastrophe naturelle en fonction du nombre de constatations d'état de catastrophe naturelle au cours des 5 dernières années. Toutefois ces mécanismes n'ont eu que peu d'impacts sur les niveaux de prévention. Dans la pratique courante des contrats multi-risques habitation, les assureurs n'effectuent pas de contrôle préalable des biens assurés (par exemple par rapport à la conformité aux préconisations des PPR). Ce n'est donc en fait qu'en cas de sinistre que l'assureur peut détecter des irrégularités et dans ce cas exclure l'assuré lors du renouvellement. Ensuite, on sait que la modulation des franchises à la suite d'un sinistre a un pouvoir incitatif moindre en terme de prévention que la modulation des primes.

Le deuxième phénomène à prendre en compte est la globalisation des marchés financiers, qui permettent de partager les risques français avec l'ensemble de l'économie mondiale. Des innovations comme les *cat bonds*, ces titres qui rapportent un versement assis sur l'occurrence ou non d'une catastrophe naturelle, peuvent sembler exotiques ; mais ils jouent leur rôle en autorisant les assureurs à diversifier leurs risques.

Ainsi, les deux principaux obstacles à l'assurance privée qui motivaient l'intervention de l'Etat ont aujourd'hui disparu. L'introduction en février 2005 d'une assurance multi-risques climatiques en agriculture a montré que le secteur privé (la France compte des compagnies d'assurance de très grande taille) était capable de prendre en charge ces risques¹³.

Des propositions de réforme

La société française doit mieux gérer son exposition au risque. Comme on l'a vu, cela passe par

- Des efforts de collecte et de publication d'informations, déjà importants pour CATNAT, et qui devrait être étendu aux risques de sécheresse pour mieux gérer le FNCGA. Encore une fois, l'application de principes de solidarité conduit trop souvent à des transferts cachés entre bas risques et hauts risques, parfois au rebours de toute justice sociale.
- Une implication de plus en plus forte des assureurs privés, dont rien ne justifie plus l'absence, dans un contexte de liberté des tarifs¹⁴. On attend de ces acteurs la mise au point de contrats d'assurance innovateurs, incitant à la prévention, qui pourrait également être favorisée par les pouvoirs publics¹⁵.

Ce dernier point est déterminant. Il s'agit d'instaurer un signal-prix clair, qui informe chaque agent des risques qu'il prend par ses décisions. Cela implique un retrait graduel du système CATNAT, et donc une réduction des engagements publics, qui représentent des garanties hors-bilan considérables. Surtout, cela conduit à une gestion de l'exposition au risque dont les bénéfices sont sur le long terme extrêmement importants.

Mais la principale difficulté est celle de la transition vers ce nouveau système. Les effets redistributifs sont considérables, et une priorité est d'établir un système de

¹³ Il faut cependant reconnaître que ce développement a nécessité un appui fort de la part des pouvoirs publics, avec un taux de subvention de l'ordre de 30 à 40% de chaque prime en 2005-2006. De manière générale, les agents sont réticents à s'assurer (seuls 7% de la forêt française est assurée contre le risque de tempête), soit parce qu'ils sous-estiment les risques, soit parce qu'ils anticipent une aide « gratuite » de l'Etat en cas de catastrophe naturelle (le Plan Chablis, mis en place suite à la tempête de l'hiver 1999, est un exemple d'une telle intervention).

¹⁴ Un argument couramment avancé contre la modulation des primes est qu'elle va à l'encontre du principe de solidarité entre assurés. Latruffe et Picard (2005) ont cependant montré que des mécanismes de marché (assurance), lorsqu'ils sont joints à des transferts compensateurs, permettent sous certaines conditions d'améliorer la prévention, tout en respectant et même en accroissant les exigences en termes de solidarité.

¹⁵ Cela peut prendre la forme de réductions fiscales du type de celles actuellement accordées aux particuliers pour les économies d'énergie.

compensation : les résidents les moins aisés, disposant de droits de propriété anciens, pourraient continuer à être subventionnés par les bas risques, au moins jusqu'à un certain niveau de couverture. Ce système de compensation pourrait transiter par le dispositif CATNAT, qui continuerait ainsi à promouvoir l'objectif d'une assurance accessible à tous.

Références bibliographiques

Bentoglio, G. et J-P. Betbeze, 2005, L'Etat et l'assurance des risques nouveaux. Rapport pour le Commissariat Général du Plan – CAS. 128 pages.

Caisse Centrale de Réassurance, 2007, Les catastrophes Naturelles en France. Avril. 24 pages.

Dumas P., Chavarot A., Legrand H., Macaire A., Dimitrov C., Martin X. et Queffelec C., 2005, Rapport de synthèse de la mission d'enquête sur le régime d'indemnisation des victimes de catastrophes naturelles. Inspection générale des Finances, Conseil général des Ponts et Chaussées et Inspection générale de l'Environnement. 70 pages.

Gollier C., 2005, Some aspects of the economics of catastrophe risk insurance, Document de travail CESIFO n°1409.

Kunreuther H.C. et E.O. Michel-Kerjan., 2007, Climate change, insurability of large-scale disasters and the emerging liability challenge, Document de travail n°12821 du National Bureau of Economic Research.

Latruffe L. et P. Picard., 2005, Assurance des catastrophes naturelles: faut-il choisir entre prévention et solidarité ?, Annales d'Economie et de Statistique, 78, 33-56.

Mortemousque, D., 2007, Une nouvelle étape pour la diffusion de l'assurance récolte. Rapport pour le Ministre de l'Agriculture et de la Pêche.

Swiss Re., 2005, Catastrophes naturelles et techniques en 2004. Sigma n°1/2005.

Swiss Re., 2006, Catastrophes naturelles et techniques en 2005. Sigma n°2/2006.

I.6 Les approches contractuelles en agriculture

La France est actuellement menacée du paiement d'amendes considérables pour non-respect de directives européennes sur l'état des ressources en eau. Même si les ménages, les collectivités locales et les industriels doivent être inclus dans la liste des pollueurs, on peut difficilement contester que les marges les plus importantes de progrès se trouvent du côté des pollutions agricoles. De nombreux plans d'actions ont été définis et mis en œuvre, mais jusqu'ici les améliorations sont restées faibles. Cette section examine en particulier le cas des Mesures Agri-Environnementales (MAE).

Le système d'aides européennes destinées à l'agriculture et en faveur de l'environnement comporte deux éléments : un système de base commun axé sur les paiements compensatoires avec éco-conditionnalité, depuis juin 2003; et des contrats

à participation volontaire (MAE territorialisées, Contrats Territoriaux d'Exploitation (CTE) devenus ensuite Contrats pour une Agriculture Durable (CAD)), dont la gestion est confiée aux Etats membres, suite au Règlement Européen de 1999 dit Règlement de Développement Rural. Ces contrats prévoient le versement d'aides pour compenser les coûts liés à la mise en œuvre de pratiques plus respectueuses de l'environnement.

Les objectifs des MAE correspondent en fait à un sous-ensemble des objectifs des CTE : contribuer à un développement durable et équilibré, et réorienter les soutiens publics.¹⁶ Les CAD ont remplacé les CTE en 2003, sans changement majeur des dispositions concernant les MAE, mais les objectifs ont été révisés à la baisse (voir plus loin). L'objectif en termes de nombre de bénéficiaires pour 2006 était ainsi de 15 000 agriculteurs signataires de CTE puis CAD pour 90 000 agriculteurs sous contrat et 708 150 ha, et un budget de 489 millions d'euros (dont 222 millions pour les CAD). Le nombre total de CTE signés était d'environ 50 000, dont 10 000 CAD signés en 2004.

Description des MAE

Il convient de distinguer les mesures nationales (mises en application dans les mêmes conditions dans toutes les régions) des mesures régionales, conçues en fonction du contexte agricole ou environnemental. L'on compte 7 mesures nationales¹⁷ pour 2650 mesures régionales (plus de 200 mesures par exemple en région PACA). Les actions (au nombre de 25) réunissent quant à elles les mesures ayant le même objectif : reconversion des terres arables, diminution des surfaces en sol nu l'hiver, modification des traitements phytosanitaires, améliorer la gestion des effluents d'élevage, préservation de la diversité génétique à usage agricole, gestion extensive des surfaces en herbe, planification environnementale dans la pratique agricole, etc.

Les bases de l'application des MAE sont le volontariat et le contrat (Asca, 2004), correspondant à une politique incitative et non réglementaire (engagement conçu pour une période de 5 ans). Les MAE sont mises en œuvre via un projet d'exploitation s'inscrivant dans une démarche collective ou individuelle (projet collectif ou contrat-type). Les contrats-types peuvent avoir une entrée locale ou départementale, et découlent d'un diagnostic réalisé sous l'autorité du Préfet ; leur contenu est donc variable selon les territoires, les cahiers des charges étant « cadrés » au niveau national mais déclinés au niveau régional ou départemental. L'indemnisation des MAE s'effectue via une aide à la surface dépendant des surcoûts et des manques à gagner liés au respect de l'engagement, une incitation financière étant prévue et fixée à 20% de ces surcoûts et manques à gagner.

En 2002, 727 CTE ont été contrôlés, dont 28% ne présentant aucun défaut, 35% comportant des défauts majeurs, et 61 % de CTE présentant des défauts liés aux MAE.

¹⁶ Les MAE hors-CTE sont cependant autorisées depuis un décret de 2002.

¹⁷ Conversion des terres arables en herbages extensifs, races locales menacées d'abandon, races locales équines menacées de disparition, races équines et asines menacées d'abandon – conduite en race pure, conversion à l'agriculture biologique, création d'habitats agroforestiers, gestion d'habitats agroforestiers.

Discussion

La démarche des CTE choisie par la France est originale dans la mesure où elle prend en compte l'entité territoriale de l'exploitation dans un contexte local, l'approche économique de la contractualisation, et la possibilité pour l'agriculteur de contractualiser au-delà des mesures définies dans les cahiers des charges (Arnaud et Dupraz, 2006). Alors que la plupart des autres Etats membres ont opté pour des MAE fondées sur des problématiques de zone prédéterminées, la France laisse la possibilité aux exploitants agricoles de moduler les termes des contrats en fonction de leur offre de services environnementaux. Cependant, cette option a conduit à des débordements budgétaires et une gestion complexe du dispositif des CTE, qui ont par conséquent été remplacés par les CAD, proposant un nombre plus limité de mesures. Les CAD se caractérisent par un recentrage territorial via la définition d'enjeux environnementaux prioritaires et la limitation du nombre de MAE pouvant être contractualisées pour atteindre les objectifs du territoire. Un encadrement budgétaire est également introduit, chaque département se voyant attribuer un montant maximum de droits à engager.

L'évaluation à mi-parcours du PDRN en 2003 montre un faible taux de contractualisation global. Les contractants sont en général les agriculteurs les mieux informés et les plus proches des sources d'information, alors que l'on voudrait cibler ceux qui présentent la meilleure différence entre les bénéfices environnementaux et les coûts directs d'adoption de pratiques plus respectueuses de l'environnement¹⁸. Pour remédier à cela, une possibilité consiste à prendre en compte les coûts de long terme des décisions d'adhésion (y compris hors durée de vie des contrats). Par exemple, les changements de système de production ou de conduite pourraient être rémunérés en tant que tels. Un exemple est le choix de l'abandon de l'irrigation pour les céréales et le passage à des systèmes de production uniquement en sec, qui nécessiterait non seulement de compenser les baisses éventuelles de rendement, mais encore de prendre en compte l'amortissement non encore réalisé du capital technique d'irrigation.

Les MAE présentent une faible robustesse au contexte macro-économique. Pour citer un exemple d'actualité, les exploitants sont incités à l'intensification (engrais, pesticides) suite au développement de la filière biocarburants, et par les cours très élevés des céréales et oléagineux. Les manques à gagner liés aux pratiques d'extensification ou au raisonnement des cultures dépendent donc fortement de la situation des marchés et rendent les compensations financières difficiles à ajuster aux conditions économiques d'ensemble. Il semble cependant difficile de prévoir des clauses offrant une évolution des compensations en fonction du contexte macro-économique.

Malgré le remplacement des CTE par les CAD (voir plus haut), trop de flexibilité est encore offerte aux agriculteurs dans leur choix de mesures, avec comme

¹⁸ Des recherches ont également été menées sur les déterminants de l'adhésion dans les Etats membres (Ruto et Garrod, 2007).

conséquence des choix parfois incohérents du point de vue spatial et une trop grande dispersion des agriculteurs entre les mesures. On n'atteint donc pas nécessairement les seuils nécessaires à la préservation et à la restauration des milieux. Une possibilité pour aller dans le sens d'une « massification » des contrats serait de n'accepter que des MAE choisies par un nombre suffisant d'agriculteurs, dans une zone donnée.

Propositions

En raison des coûts de contrôle importants (notamment administratifs mais également sur l'exploitation), il est nécessaire d'agir très en amont avec des choix restreints et plus cohérents (par rapport au système de production et à la sensibilité du milieu) sous la forme de « packages » liés à des typologies de systèmes de production. On pourrait ainsi mettre en cohérence les actions des agriculteurs dans une zone donnée, et se rapprocher des seuils environnementaux.

Même si le passage des CTE aux CAD procède de la même démarche, l'introduction de typologies de systèmes de production constitue une étape supplémentaire vers plus de cohérence dans la construction des MAE. La typologie certainement la plus intéressante serait celle obtenue en croisant l'orientation technique de production et la sensibilité écologique du milieu, par exemple un système d'élevage laitier intensif et un périmètre dont les eaux de surface sont contaminées par les nitrates. Dans une telle zone, l'éventail des MAE proposés devrait être fortement restreint ; les autorités locales pourraient appuyer les agriculteurs dans la définition d'un projet, dont ils partageraient la responsabilité, et dont les résultats seraient rendus publics.

Nous proposons enfin de favoriser la souscription de « collectifs » d'agriculteurs afin de faciliter les échanges d'informations, augmentant ainsi a priori leur probabilité d'adhérer aux programmes environnementaux. Ces collectifs doivent pouvoir se constituer de la façon la plus flexible possible, et participer à la construction des cahiers des charges en amont, au même titre que les autres parties prenantes. Il s'agirait donc de n'accepter que des MAE choisies par un nombre suffisant d'agriculteurs, dans une zone donnée. Une telle approche « bottom-up » favoriserait une forme d'auto-discipline entre les agriculteurs et un contrôle par les pairs.

Références bibliographiques

Arnaud, S. et P. Dupraz, 2006. Agro-environnement : la position atypique de la France ? Séminaire de politique agricole de la SFER, 13 octobre 2006, Paris.

Asca, 2004. Evaluation à mi-parcours portant sur l'application en France du règlement CE n° 1257/1999 du Conseil, concernant le soutien au développement rural. Rapport d'évaluation pour le CNASEA (marché 26-02), chapitre VI « Soutien à l'agroenvironnement », 224 pages.

Berthelot, P., V. Chatellier et F. Colson, 1999. L'impact des mesures agri-environnementales sur le revenu des exploitations agricoles françaises. *Economie rurale* 249, 19-26.

Bureau, D., 2005. Economie des instruments de protection de l'environnement. *Revue française d'économie* 19, 83-110.

Commission européenne, 2005. Agri-environmental measures. Overview on general principles, types of measures, and application. Rapport de la direction générale pour

l'agriculture et le développement rural, Unit G-4 – Evaluation of measures applied o agriculture, Bruxelles.

Conseil de l'Union Européenne, 1999. Règlement (CE) N° 1258/1999 du Conseil du 17 mai 1999 relatif au financement de la politique agricole commune. Journal officiel des Communautés européennes, 26 juin 1999.

Desjeux, Y., D. Lepage, S. Arnaud. et P. Dupraz, 2006. Facteurs déterminant l'efficacité des programmes agro-environnementaux : le cas de la Basse-Normandie. Document de travail INRA ESR Rennes.

Dupraz, P., D. Vermersch, B. Henry de Fraham et L. Delvaux, 2003. The environmental supply of farm households: A flexible willingness to accept model. Environmental and Resource Economics 25, 171-189.

Oréade-Brèche, 2005. Evaluation des mesures agro-environnementales. Rapport final préparé pour la Commission Européenne, Auzeville (31).

Ruto, E. et G. Garrod, 2007. Farmers' preferences for agro-environmental contract design. ITAES WP7 final report. Specific targeted research project SPE CT-2003-502070.

1.7 Risque industriel et prévention : vers un régime de responsabilité

Les marées noires et autres catastrophes industrielles nous rappellent brutalement à la nécessité d'une gestion du risque environnemental et industriel. La puissance publique emploie deux modes d'intervention : une régulation que l'on qualifiera de régulation traditionnelle *ex ante* des industries à risque (i.e., avant qu'un accident ne survienne), fort développée en France ; et un régime de responsabilité forçant *ex post* les parties à l'origine d'un accident à payer pour les dommages causés. Nous pensons qu'une définition de règles de responsabilité *ex post* (civile aussi bien que pénale) doit aujourd'hui être une priorité des décideurs. En outre, ces règles de responsabilité doivent être articulées de manière efficace avec la régulation traditionnelle.

Commençons par un rapide état des lieux en comparant les situations européenne et nord-américaine en matière de gestion des sites contaminés. Les Etats-Unis font figure de précurseurs pour l'utilisation d'un régime de responsabilité environnementale. La jurisprudence aux Etats-Unis ainsi que le débat sur la responsabilité environnementale ont débuté avec le « Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act » (CERCLA), voté par le Congrès en 1980. Cette loi, destinée à assurer la restauration de tous les sites contaminés, rend légalement responsables les individus ou les compagnies pour le coût de nettoyage, même dans le cas d'une contribution légère à la contamination et même si le rejet était autorisé au moment où il a eu lieu. L'Environmental Protection Agency (EPA) décide unilatéralement des travaux de restauration, les initie en utilisant un fonds de réserve (le Superfund), et récupère par la suite les sommes engagées lorsque les firmes sont déclarées responsables par les tribunaux. Cette loi inspire aujourd'hui les réglementations canadiennes.

La sévérité de la loi renvoie à la notion de responsabilité stricte, ou responsabilité sans faute : la partie à l'origine d'un accident est tenue responsable même si elle a

été prudente dans la conduite de ses opérations. A l'inverse, un régime de responsabilité avec faute implique que la partie à l'origine d'un accident n'est responsable des dommages que si elle a été négligente. Un régime de responsabilité avec faute est donc moins favorable aux victimes qu'un régime de responsabilité sans faute.

Le cadre législatif et culturel européen fait que le réaménagement des terrains contaminés est beaucoup moins dominé par des questions de responsabilité. Ce sont d'ordinaire les organismes publics qui engagent les efforts de restauration à l'aide de subventions, planifient le réaménagement en partenariat avec le secteur privé, et protègent leurs partenaires contre les poursuites en responsabilité à l'égard de toute contamination résiduelle. Cependant l'explosion d'AZF survenue à Toulouse en septembre 2001 a motivé une réflexion de la part du gouvernement français sur les moyens de maîtriser les risques industriels et conduit à l'adoption de la loi Bachelot du 30 juillet 2003 relative à la prévention des risques technologiques et naturels et à la réparation des dommages. Le passif environnemental consécutif à la cessation d'activité de Metaleurop Nord a conduit à enrichir le texte initial de dispositions relatives à la pollution et la remise en état des sites. Certaines dispositions incluent la possibilité de sanctions pénales.

Ainsi, en Europe, la réparation des dommages et l'indemnisation des victimes se font essentiellement par recours aux fonds publics. Les pouvoirs publics cherchent aujourd'hui des moyens de ne plus supporter ces coûts et souhaitent amener les décideurs du secteur privé à tenir compte des conséquences de leur comportement. Un débat a ainsi été amorcé à partir de 1989 lorsque la Commission Européenne a essayé, sans y parvenir, de faire accepter par les Etats membres une clause de responsabilité sans faute dans le domaine des déchets. Elle a ensuite examiné un régime plus large sur la réparation des dommages causés à l'environnement, régime présenté dans un Livre Vert. Cette initiative s'est poursuivie en février 2000 avec un Livre Blanc sur la responsabilité environnementale, assez largement inspiré du CERCLA. Une directive sur la responsabilité environnementale a enfin été votée par le Parlement le 21 avril 2004, et les Etats membres disposaient de trois ans pour la transposer en droit national¹⁹.

Les principaux avantages et inconvénients de la régulation et d'un régime de responsabilité sont désormais bien établis. Ces deux modes d'intervention ont pour caractéristique commune d'augmenter l'effort de prévention contre les accidents. Puisqu'elle concerne toutes les firmes dites à risque, la régulation ex-ante des firmes par une agence implique des coûts administratifs assez conséquents. Les règles de responsabilité ne sont quant à elles utilisées qu'à l'encontre des firmes ayant effectivement provoqué un accident. Le droit civil impose alors aux parties responsables de payer des dommages et intérêts aux victimes tandis que le droit pénal prévoit un barème de sanctions. Ces règles de responsabilité modifient de manière indirecte le comportement des firmes à risque : c'est parce qu'elles anticipent les dommages et intérêts ou les sanctions qui leur seront imposés si elles provoquent un accident que les firmes décident d'ajuster leur effort de prévention. Puisqu'un accident est un événement exceptionnel, les coûts espérés d'un régime de responsabilité sont normalement plus faibles.

¹⁹ Directive 2004/35/CE du Parlement Européen et du conseil sur la responsabilité environnementale en ce qui concerne la prévention et la réparation des dommages environnementaux.

Un deuxième facteur est l'information dont disposent les firmes et leurs régulateurs sur le risque associé à leur activité. Puisque les firmes ont une information plus précise sur le coût de prévention, sur la probabilité ou la taille des dommages, elles sont plus à même de prendre les décisions adaptées, et un régime de responsabilité est plus indiqué. Lorsque l'information pertinente est mieux maîtrisée par le régulateur (du fait de son caractère technique et de la nécessité de développer une expertise, par exemple), la régulation par une agence peut être préférable ; encore que la firme pourrait avoir recours aux services d'un spécialiste de ces risques.

Globalement, ces arguments plaident plutôt en faveur d'un régime de responsabilité. Néanmoins, ce mode d'intervention exige, pour être efficace, que la partie à l'origine d'un accident paie pour la totalité du dommage causé. Or, les firmes sont habituellement protégées par une clause de responsabilité limitée qui fait que les paiements en dommages et intérêts ne peuvent excéder le montant de leurs actifs. Lorsque le montant de ces actifs est inférieur au montant des dommages, la firme fait faillite, et ses actionnaires échappent au paiement de l'intégralité des dommages. Le mécanisme d'incitation est donc affaibli pour les firmes insolubles en cas d'accident. Ce problème d'insolvabilité nuit donc considérablement à l'efficacité d'un régime de responsabilité. Divers palliatifs existent :

- Le premier est d'obliger ces firmes à souscrire à des contrats d'assurance. Selon Momal (2003), les assureurs ont un rôle à jouer pour diluer le risque dans le temps et entre pollueurs potentiels, pour indemniser les victimes, pour créer des incitations à respecter les réglementations, et pour diffuser une culture de la gestion du risque. Aux problèmes incitatifs bien connus que les compagnies d'assurance doivent habituellement résoudre, s'ajoute le fait que les contrats d'assurance-dommages environnementaux sont typiquement difficiles à concevoir et à faire respecter. Il existe cependant aujourd'hui une offre en la matière de la part de quelques compagnies. Un problème subsiste néanmoins : les réassureurs internationaux ont en effet exclu depuis 1993 les risques de pollution des outils de réassurance automatique pour qu'ils soient traités par des contrats spécifiques. Ce retrait des réassureurs a été suivi par le retrait en 1994 des assureurs du risque-pollution des contrats d'assurance responsabilité civile. Cela a entraîné une hausse des coûts et une multiplication des refus de garantie. Il en résulte une faible couverture du marché de l'assurance-pollution, probablement inférieure à 10%, et beaucoup d'entreprises sont moins bien assurées aujourd'hui qu'elles ne l'étaient en 1993. Faure et Skogh (2003, Chapitre 15) citent ainsi les exemples des navires pétroliers ne trouvant pas d'assurance traditionnelle, ou encore les centrales nucléaires.
- Certains pays ont rendu civilement responsables les partenaires de la firme en cas de faillite de cette dernière : ses créanciers, ou ceux de la maison-mère ou des filiales. Cette responsabilité dite étendue permet d'augmenter le taux de réparation des dommages. Elle amène les partenaires à exercer un contrôle de la prévention des risques environnementaux menée par la firme (voir Hiriart et Martimort, 2006 et 2007).

- Enfin, on peut rendre pénalement responsables les auteurs des accidents environnementaux. Cette dernière option est présente dans tous les textes de lois environnementales aux Etats-Unis et elle a été introduite en France avec la loi Bachelot. Si un accident se produit, l'application du droit pénal permet d'envisager une gamme de sanctions plus large que celle généralement mise en oeuvre par les instances de régulation, et que celles qui résultent de l'application du droit civil. Une peine d'emprisonnement ou le simple stigmatisme associé à un jugement par un tribunal de droit pénal peuvent permettre de restaurer les incitations à la prévention des risques rendues inopérantes par l'insolvabilité des firmes (voir Hiriart, 2007).

D'un point de vue pratique, une bonne gestion publique du risque environnemental passe certainement par une combinaison entre régulation traditionnelle et responsabilité juridique. Idéalement, l'articulation entre ces deux modes d'intervention devrait se faire en fonction des coûts administratifs propres à ces deux systèmes, mais aussi en fonction de la capacité financière des firmes concernées et en fonction de l'information dont disposent régulateurs et firmes sur le risque. La recherche économique est très active sur ces sujets, bien qu'elle soit encore limitée par le manque d'études empiriques.

Notons que dans le cadre européen, la transposition de la Directive 2004 en droit national autorise les Etats membres à mettre en oeuvre des politiques plus sévères que celles qui sont décrites dans la Directive. Il existe donc a priori des marges de manoeuvre dans l'établissement d'un régime de responsabilité.

Propositions

Nous suggérons donc de développer un régime de responsabilité au niveau national, qui viendrait utilement compléter la régulation traditionnelle, en favorisant l'indemnisation des victimes, et en augmentant les incitations à la prévention.

En ce qui concerne la régulation traditionnelle, le niveau souhaitable de prévention des risques industriels ne saurait être déterminé au préalable sans une mise en rapport précise des coûts et des bénéfices de la prévention. La Loi de juillet 2003, relative à la prévention des risques technologiques et naturels et à la réparation des dommages reconnaît ce point,²⁰ mais ne prévoit pourtant pas un recours systématique à l'analyse coûts-bénéfices. Dans la pratique, à l'image de ce qui se

²⁰ Voir par exemple le Plan de Prévention des Risques Technologiques (PPRT) (art. L. 515-18) : « Les mesures prévues par les plans de prévention des risques technologiques (...) sont mises en oeuvre progressivement en fonction notamment de la probabilité, de la gravité et de la cinétique des accidents potentiels ainsi que du rapport entre le coût des mesures envisagées et le gain en sécurité attendu ». Voir aussi le guide du 28 décembre 2006 « Principes généraux pour l'élaboration et la lecture des études de dangers des installations classées soumises à autorisation avec servitudes d'utilité publique », élaboré par le Ministère de l'Écologie et du Développement Durable (MEDD), reprend les obligations réglementaires générales relatives à ces études de dangers. Il est à noter que " [l'étude de dangers] justifie que le projet permet d'atteindre, dans des conditions économiquement acceptables, un niveau de risque aussi bas que possible, compte tenu de l'état des connaissances et des pratiques et de la vulnérabilité de l'environnement de l'installation." (Article 3, paragraphe 5 du décret n°77-1133 du 21 septembre 1977, modifié par le décret n°2005-1170 du 13 septembre 2005 art. 2, art. 3.)

passé aujourd'hui avec la mise en œuvre du Plan de Prévention des Risques Technologiques (PPRT), les décisions relatives aux niveaux de sécurité industrielle sont prises au cas par cas, et dépendent naturellement du contexte local et des relations entre industriels, représentants de la police des installations classées, élus et services en charge de l'urbanisme, et riverains de sites industriels.

L'analyse coûts-bénéfices pourrait être particulièrement utile pour structurer le dialogue entre ces différentes parties prenantes, et aider à rendre plus cohérentes les mesures de sécurité industrielle sur tout le territoire. D'autre part, des études économiques doivent être menées pour comparer l'efficacité relative des différentes stratégies de prévention sur site et hors site (délimitation de zones à l'intérieur desquelles des mesures d'expropriation et de délaissement sont décidées) et pour mieux comprendre la réponse des riverains (effets de l'évolution réglementaire sur la valeur des biens immobiliers à proximité d'installations industrielles, valorisation du coût pour les riverains de mesures comme l'interdiction de construction).

Références bibliographiques

IFEN, 1999, L'environnement en France, La Découverte, Paris.

M.Faure et G.Skogh, 2003, *The economic Analysis of Environmental Policy and Law*, Edward Elgar.

Y.Hiriart, 2007, *Droit pénal et environnement*, mimeo, Toulouse School of Economics.

Y.Hiriart et D.Martimort, 2006, *Environmental risk regulation and liability under adverse selection and moral hazard*, dans *Frontiers in the Economics of Environmental Regulation and Liability*, M.Boyer, Y.Hiriart et D.Martimort (éds), chez Ashgate.

Y.Hiriart et D.Martimort, 2007, *The benefits of extended liability*, *Rand Journal of Economics*, 37, 562-582.

P.Momal, 2003, *La responsabilité environnementale*, Document de travail, Série Synthèses, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, 01-S03.

II. La responsabilité sociale des entreprises

La première partie de ce rapport a illustré certaines situations où les instruments classiques de régulation peuvent être sous-utilisés ou mal adaptés, et ne pas aboutir à une gestion satisfaisante des problèmes environnementaux. Ceci nous amène alors à réfléchir plus profondément à la palette optimale des instruments de régulation, à nos institutions politiques, et peut-être plus généralement aux formes d'organisations de la société qui pourraient favoriser le développement durable. Dans ce contexte, il est important de réfléchir à un mouvement récent et en pleine expansion, le mouvement qui reconnaît la responsabilité sociale des entreprises.

De plus en plus d'entreprises favorisent en effet le développement durable, par exemple en adoptant volontairement des mesures d'élimination des déchets qui vont au-delà de ce que requiert la législation. Ce phénomène de développement de « comportements socialement responsables », ou CSR,²¹ se traduit aussi par le développement de fonds d'investissement socialement responsables (ISR), des fonds spécialisés dans les entreprises adoptant des CSR. L'Union européenne et la Commission européenne jouent un rôle actif dans ces développements récents : la responsabilité sociale des entreprises a été inscrite au rang des priorités politiques au Conseil Européen de Lisbonne en 2000.

II.1 Différents types de CSR

L'OCDE (2001) définit les CSR comme « la contribution des entreprises au développement durable ». La Commission Européenne définit le concept de responsabilité sociale des entreprises comme des entreprises qui « décident de leur propre initiative de contribuer à améliorer la société et rendre plus propre l'environnement » (Commission Européenne, Livre vert, 2001). Il est difficile d'être plus précis, et en fait il n'existe pas aujourd'hui de consensus sur ce qu'est un CSR (voir Heal, 2005). Nous en proposons une typologie, selon le type de partenaire impliqué.

1) L'auto-régulation fait référence aux activités favorables au développement durable qui se développent sans partenaire particulier et sans rapport direct de vente aux consommateurs. Citons par exemple les entreprises ayant un programme autonome de réduction des émissions de CO₂ sans qu'elles y soient obligées par la Loi, ni incitées fiscalement.

2) La production verte renvoie aux entreprises qui vendent aux consommateurs des biens plus respectueux de l'environnement. Par exemple, certaines entreprises commercialisent des produits biodégradables, ou assurent une plus grande durabilité et un retraitement de leurs produits.

²¹ Nous choisissons l'abréviation CSR, qui correspond à celle utilisée en anglais pour l'expression « Corporate Social Responsibility ».

3) Les programmes volontaires font référence aux entreprises qui adhèrent volontairement à un programme établi par une agence de régulation. Ces entreprises peuvent recevoir une aide technique ou de la publicité favorable de la part du gouvernement en échange de leur adhésion.²²

4) Les accords négociés renvoient à des situations où le gouvernement et une ou des entreprises s'accordent sur des objectifs environnementaux et les moyens de les atteindre. Ces accords sont souvent négociés au cas par cas par les représentants d'un secteur industriel.²³

5) Les alliances font référence à des cas où des entreprises s'allient avec un groupe ou une association afin de se mettre d'accord sur des objectifs sociaux et environnementaux. Certaines entreprises travaillent par exemple avec des ONG pour réduire leurs déchets et leur consommation d'énergie dans l'entreprise. Ces ONG apportent en retour une aide technique et une certification.

II.2 Pourquoi les entreprises adoptent-elles des CSR?

Les économistes ont, d'un point de vue général, une vision sceptique des CSR appuyée par deux arguments majeurs. Le premier argument est relatif à la faisabilité des CSR dans une économie compétitive. En effet, Baumol (1991) indique que les CSR entraîne des pertes de profit qui ne sont pas tenables quand la compétition est intense. Le deuxième argument est relatif à la désirabilité des CSR. Friedman (1962) indique que les entreprises doivent se concentrer sur la maximisation des profits, et les gouvernements sur la gestion des biens publics et des externalités. Pour réfléchir à ces arguments, une première étape consiste à analyser les motifs d'adoption de CSR par les entreprises. Les économistes ont en effet différentes théories.

a) La théorie du consommateur qui demande de la qualité environnementale. Le consommateur étant prêt à payer plus pour cette qualité, les entreprises peuvent avoir intérêt à répondre à cette demande. Cette théorie, qui se fonde sur la logique de marché, tient aujourd'hui une place significative dans la littérature. Elle se base sur un comportement pro-environnement de type altruiste des consommateurs, et explique bien la production verte des entreprises.²⁴

b) La théorie du « business-as-usual ». Le progrès technique joue généralement en faveur d'une meilleure efficacité dans l'utilisation des inputs, et donc réduit tendanciellement les pollutions. Les entreprises les plus modernes peuvent donc

²² L'Environmental Protection Agency aux Etats-Unis offre des dizaines de programmes volontaires, voir à <http://www.epa.gov/partners/>.

²³ Ces accords sont plus fréquents en Europe et au Japon qu'aux Etats-Unis (pour une description détaillée, voir Lyon et Maxwell, 2002).

²⁴ Bagnoli et Watts (1995) montrent qu'un libre marché de production verte n'aboutit pas en général à l'optimum social, en particulier quand les entreprises sont en concurrence sur les prix. Un résultat majeur chez Bagnoli et Watts est la relation inverse entre CSR et degré de compétition sur le marché. Besley et Ghatak (2007) montrent que les CSR peuvent émerger dans une économie compétitive, et ont des effets qui s'assimilent à la provision privée de biens publics ; en conséquence les marchés CSR aident à réduire les inefficacités mais génèrent une provision sous-optimale de biens environnementaux. Voir aussi Arora et Gandopdhyay (1995) et Baron (2001).

faire valider comme efforts supplémentaires des réductions d'émissions qui correspondent en fait au rythme naturel de l'industrie.

c) La théorie de la préemption. En faisant un effort minimal de réduction de la pollution, les entreprises réduisent les chances de mise en œuvre d'une nouvelle régulation. Par exemple, ils coupent l'herbe sous le pied aux mouvements écologistes, qui renoncent à faire du lobbying (Maxwell, Lyon et Hackett, 1998) ou un boycott (Innes, 2006).²⁵ Pour illustrer, dans les années 90, une menace forte pesait en Europe sur la possibilité de taxer le carbone. Les industriels allemands se sont alors engagés à réduire leurs émissions.

d) La théorie des barrières à l'entrée. Les entreprises les plus modernes restreignent volontairement leurs émissions pour montrer au gouvernement que ce handicap ne les empêche pas de prospérer. Le gouvernement en déduit qu'il peut imposer des normes plus sévères, que les entreprises domestiques n'ont pas de mal à satisfaire, contrairement aux concurrents étrangers (Denicolo, 1998). Donc, les firmes en fait réclament une régulation (à la Stigler). Noter la différence avec la théorie de la préemption, où les firmes cherchent à éviter une régulation.

La théorie de l'anticipation est similaire. Les firmes anticipent une action régulatrice du gouvernement; les firmes les moins polluantes cherchent à hâter cette action de façon à pénaliser leurs concurrents (Lutz, Lyon et Maxwell, 1998). On cite souvent l'exemple de DuPont que l'on suspecte d'avoir demandé une accélération de l'élimination des CFC au début des années 80.

e) La théorie de la collusion. Se coordonner au niveau d'un secteur sur les performances environnementales permet aux entreprises de mieux se coordonner sur les productions, et donc favorise un comportement de cartel (Millock et Salanié, 2003).

f) La théorie du « screening » des employés. Les stratégies CSR permettent d'améliorer l'image des entreprises, avec l'ensemble des effets positifs associés à cette meilleure image pour le recrutement. Les comportements d'auto-régulation peuvent par exemple être vus comme un signal d'une certaine culture d'entreprise qui peut aider à recruter des employés motivés et possédant des valeurs favorables à un travail d'équipe (Brekke et Nyborg, 2007).

h) La théorie de l'« entrenchment ». Le manager de l'entreprise, en adoptant un CSR, cherche à promouvoir ses propres préférences ou sa propre réputation, au détriment des intérêts des actionnaires (Barnea et Rubin, 2006, Cespa et Cestone, 2007). Par exemple, il peut s'allier à une ONG pour renforcer sa place à la tête d'une entreprise.

En résumé, les économistes ne font jamais l'hypothèse d'un comportement de type purement « altruiste » de la part d'une entreprise ; alors que cette hypothèse est possible sur les préférences des consommateurs (voire du « manager »). Au contraire, les économistes justifient l'adoption de CSR par des comportements

²⁵ Segerson et Miceli (1998) considèrent un modèle dans lequel le gouvernement propose un programme volontaire et il est optimal pour l'entreprise d'accepter ce programme. Segerson et Miceli montrent que l'optimum peut être atteint pour certains paramètres du modèle.

rationnels et opportunistes des entreprises. Notons que l'étude triennale de KPMG sur la période 2002-2004 indique que 74% des entreprises interrogées disent que leur motivation principale pour adopter des CSR est d'ordre économique (Sagnier, 2006). De plus, les économistes sont naturellement plutôt sceptiques sur les gains d'efficacité liés aux CSR. Dans la théorie du consommateur qui demande de la qualité environnementale, ou de la préemption, il est possible que l'optimum social soit atteint ; mais en général ce n'est pas le cas. De manière plus inquiétante, ces théories suggèrent aussi qu'il est possible que les entreprises cherchent, en adoptant des CSR, à manipuler le processus de régulation au détriment des consommateurs, par exemple en essayant d'augmenter les normes environnementales pour réduire la compétition sur un marché, et finalement augmenter les prix.

II.3 Performance environnementale vs. performance financière

Face à la multiplicité de ces théories, il existe peu de travaux empiriques. Quelques observations sont néanmoins résumées dans Lyon et Maxwell (2002) :

- Les grosses entreprises - et celles qui ont investi le plus dans la R&D ont plus de chances d'adopter un CSR ;
- Les entreprises avec un passé plus lourd en termes de performance environnementale ont plus de chances d'adopter un CSR ;
- La probabilité et l'intensité d'un CSR augmentent avec le niveau perçu de régulation environnementale future, et la pression des groupes environnementaux.

Il existe, en revanche, de nombreuses études empiriques sur les liens entre CSR et performance financière, plus de cent selon Chatterji, Levine et Toffel (2007). En effet, le lien entre performance financière et environnementale est souvent étudié à travers l'analyse de la performance relative des fonds d'investissement socialement responsable (ISR).²⁶ Ces analyses sont particulièrement intéressantes pour réfléchir à l'argument de Baumol (1991) relatif à la faisabilité des CSR. En effet, une situation dans laquelle les entreprises socialement responsables seraient systématiquement moins performantes que les autres entreprises poserait la question de la capacité de ces entreprises à survivre dans un marché compétitif.

D'un point de vue très global, la performance financière des fonds ISR reste peu différente de celle des autres entreprises, soit légèrement supérieure (Dowell, Hart et Yeung, 2000 ; King et Lennox, 2001 ; ORSE, 2003), soit légèrement inférieure (Geczy, Stambaugh et Levin, 2004), en particulier à cause d'une réduction des capacités de diversification.

²⁶ Les fonds ISR se sont développés de manière importante en Europe et aux Etats-Unis ces dernières années. L'encours total des fonds ISR représente aujourd'hui plus de 30 milliards d'euros au Royaume-Uni, leader européen, et environ 9 milliards d'euros en France, soit 1% des placements en actions. Mais ces fonds en pleine croissance représentent déjà plus de 10% des placements en actions aux Etats-Unis. Selon une étude publiée par Eurosif en 2006, l'encours français comble son retard rapidement puisqu'il a progressé de 92 % depuis 2003 contre 36 % pour les fonds européens. Les fonds institutionnels, comme le Fond de réserve des retraites, ont des objectifs à long terme qui pourraient être progressivement alignés avec les objectifs des fonds ISR.

Notons que l'absence de relation forte entre CSR et performance financière peut aussi être expliquée par les difficultés à mesurer un CSR. Des travaux empiriques récents indiquent en effet un phénomène de « greenwashing » (maquillage vert), qui voit les entreprises faire des efforts pour plaire à l'opinion et aux médias, mais sans changer réellement les comportements de production. Lyon et Kim (2007) ont par exemple comparé les réductions d'émissions de CO2 telles que reportées par les entreprises au gouvernement, aux réductions réellement engagées par ces entreprises (tirées d'une autre base de données). Lyon et Kym ont montré que les entreprises qui reportent des réductions significatives ont en fait augmenté leurs émissions. De manière similaire, King et Lennox (2000) ont montré que les entreprises américaines qui ont participé de manière volontaire au Responsible Care Program ont moins réduit leurs émissions que les entreprises qui n'ont pas participé à ce programme.

D'autres travaux ont montré l'effet négatif de l'information sur les rejets toxiques sur les prix des actions des entreprises polluantes (Hamilton, 1995 ; Konar et Cohen, 1997 ; Dasgupta et al., 2001), ce qui suggère que les investisseurs sont sensibles aux impacts des firmes sur l'environnement. Il est intéressant d'ajouter que ce n'est pas le niveau de rejets toxiques *per se* qui semble le plus jouer, mais la différence entre le niveau attendu de rejets et le niveau réel. De plus, les entreprises ayant des rejets toxiques élevés ont ensuite fortement amélioré en moyenne leur performance environnementale.

II.4 L'information sur la performance environnementale

Cette dernière remarque pose la question de la transmission de l'information sur la performance environnementale aux consommateurs et investisseurs. On discute dans cette section les problématiques classiques associées à la diffusion et à la crédibilité de l'information.

II.4.1 Les labels verts

Les labels verts ont pu devenir une stratégie de marketing en partie grâce à l'intérêt croissant que les consommateurs attachent à l'environnement et à leur volonté de payer un prix plus élevé pour un produit ou un service de meilleure qualité environnementale. Une étude de 1989 au Royaume-Uni mentionnée dans Cairncross (1992) révèle que 75% des participants sont désireux d'acheter un produit à la fois biodégradable et présenté dans un emballage recyclable, et à peu près le même pourcentage de participants sont prêts à payer plus pour de tels produits. Un sondage mentionné dans Besley et Gathak (2007) trouve que 70% des consommateurs sont prêts à payer plus pour un produit qui est perçu comme supérieur d'un point de vue éthique.²⁷

²⁷ Ces données doivent être interprétées avec prudence. D'une part, les données d'enquête sont en général moins fiables que les données de marché sur les comportements d'achats. D'autre part, le consentement à payer pour la qualité environnementale est probablement assez faible dans la plupart des cas.

Cependant l'information transmise par les labels verts sur la performance environnementale des produits n'est pas toujours fiable. Les labels verts sont nombreux, mais très peu ont une reconnaissance officielle. Il existe une marque spécifique à la France, la marque NF Environnement, et la seule marque reconnue dans 27 pays européens est la marque Ecolabel pour l'Europe symbolisée par une fleur. Il paraît douteux que les labels verts suffisent à transmettre toute l'information sur la performance environnementale des produits. On peut invoquer deux raisons essentielles à cela.

La première est que la plupart des produits nouveaux passent par une phase d'introduction durant laquelle les consommateurs peuvent difficilement identifier la performance environnementale. De plus, il est difficile pour le régulateur de contrôler le sérieux de toutes les affirmations concernant le respect de l'environnement qui apparaissent dans la publicité ou sur l'emballage des produits, lorsqu'ils sont introduits à un rythme soutenu. D'après le site internet du Département de l'Agriculture aux Etats-Unis, 800 nouveaux produits bio ont été mis sur le marché aux Etats-Unis dans la première moitié de l'année 2000. Les déclarations de bonne performance environnementale s'échelonnent de l'affirmation vague aux normes imposées par les cahiers des charges des Commissions de Commerce comme la Federal Trade Commission aux Etats-unis ou la Trade Practices Commission en Australie, en passant par les éco-labels plus ou moins draconiens comme AB ou Demeter. Selon Cason et Gangadharan (2002), les cahiers des charges des Commissions de Commerce sont aussi plus ou moins contraignants d'un pays à l'autre. Cette mosaïque de critères ne facilite évidemment pas la transmission d'informations ; on peut espérer qu'il s'agit d'une phase transitoire, avant l'émergence de labels reconnus.

Deuxièmement, la collecte et la vérification de l'information sont coûteuses. Pour enquêter, contrôler et rendre l'information digne de foi en matière environnementale, il faut doter une agence environnementale d'un pouvoir de régulation et de la capacité à imposer de fortes pénalités. Les contrats discriminatoires qui devraient être théoriquement mis en place par l'agence régulatrice pour inciter les firmes à correctement communiquer l'information peuvent être difficilement acceptables d'un point de vue politique ou institutionnel. Certes, des systèmes privés peuvent suppléer une agence publique investie d'un vrai pouvoir de régulation dans la transmission d'information. Mais cette information transmise de manière privée peut ne pas être vérifiable par une tierce partie. Qu'un tribunal trouve difficile de déterminer si un produit ou un service offre une performance environnementale correcte, et les consommateurs accorderont peu de crédit à une déclaration de bonne performance environnementale.

Il faut noter aussi que la dépense pour l'obtention d'un label vert peut aussi jouer un rôle de signal sur la performance environnementale des produits, tout comme le prix de ces produits (Milgrom et Roberts, 1986). On peut ainsi tirer quelques intuitions de la littérature sur le signal de la qualité d'un produit.

Le signal de qualité a fait l'objet d'une étude approfondie par Kihlstrom et Riordan (1984) pour des marchés parfaitement concurrentiels, c'est-à-dire que le prix d'un produit est fixé. Les firmes peuvent alors dépenser des ressources de manière visible, par exemple pour améliorer la performance environnementale et satisfaire au

cahier des charges d'un label vert. Dans ce cas, la dépense pour obtenir un label vert permet à l'entreprise d'accéder à un marché de consommateurs qui demandent de la qualité environnementale ; cette dépense représente le coût d'un signal, et doit être comparée à la valeur de l'information pour les consommateurs.

Si les entreprises ont du pouvoir de marché, une nouvelle question se pose. Sur un marché imparfaitement concurrentiel, les consommateurs peuvent inférer la performance environnementale du produit qu'ils achètent non plus seulement par le biais du label vert mais aussi en observant le prix (Mahenc, 2007a et 2007b). Mais si le prix du marché suffit à renseigner sur la performance environnementale d'un produit, pourquoi une firme dépenserait-elle plus d'argent pour obtenir un label vert? Une réponse peut être trouvée dans Bagwell (2005). Si des dépenses observables pour un label vert stimulent la demande, alors une firme peut signaler la bonne performance environnementale de son produit à la fois par un prix plus élevé et des dépenses plus faibles par rapport à une situation d'information complète. Ainsi, les labels verts peuvent jouer un rôle positif en améliorant l'information des consommateurs.

II.4.2 Les fonds ISR

La question des labels concerne non seulement la production verte, mais aussi les fonds d'investissements. Les consommateurs sont en effet aussi des investisseurs, qui expriment leur engagement à travers leurs décisions d'investissement. Ces décisions privées incitent les entreprises en quête de financement à mieux tenir compte des conséquences environnementales de leurs actions. Ainsi, il n'est pas surprenant de voir apparaître des labels associés à des fonds d'investissement, c'est-à-dire les fonds ISR dont nous avons déjà parlé.

Le développement des fonds ISR a conduit à une organisation de l'information sur la performance environnementale des entreprises.²⁸ Mais il semble que les gestionnaires de fonds prennent assez peu en compte ces informations dans leurs décisions de placement. Une étude récente du World Economic Forum a en effet montré que c'est le cas pour seulement 5% d'entre eux. Selon Novethic, 36% des sociétés proposant des fonds ISR n'ont pas d'analyste spécialisé. De plus, de

²⁸ A ce titre, il est intéressant de noter que, depuis 2002, les entreprises cotées sur le marché français doivent préciser dans leur rapport d'activité annuel la manière dont elles prennent en compte les conséquences environnementales de leur activité (loi NRE). Il existe aussi des référentiels privés comme la GRI (« Global Reporting Initiative ») qui définit des indicateurs de développement durable pour faciliter le reporting non financier des entreprises. Ces indicateurs sont utilisés par de nombreuses entreprises anglo-saxonnes pour concevoir leur rapport de développement durable. Quelques entreprises françaises utilisent de façon approfondie ce référentiel. Des institutions telles que l'ORSE (« Observatoire sur le Responsabilité Sociétale des Entreprises ») en France travaillent à les rendre plus accessibles. Des indices comme le « Dow Jones Sustainability index » regroupent des entreprises qui respectent certains critères de performance environnementale. D'autres indices distinguent des entreprises socialement responsables, et en excluent d'autres. Des agences de notation extra-financière telles que Vigeo en France et KLD aux US aident à leur construction. Certaines agences de rating ont récemment cherché à convaincre les analystes financiers d'intégrer les aspects sociaux et environnementaux avant toute recommandation de placement, en lançant plusieurs initiatives comme celles du « Pacte Mondial », un pacte entre l'ONU et les entreprises pour respecter 10 principes de responsabilité sociale et environnementale.

nombreux acteurs de l'investissement responsable (syndicats, observatoires, cabinets spécialisés) appellent à une plus grande transparence des critères de sélection et à une homogénéisation des évaluations. Sagnier (2006) souligne ce dernier point, et met en avant le manque de vérification des données sur le reporting sociétal et le besoin de traduire les données sociales et environnementales en termes financiers. Nous reviendrons sur ce dernier point dans la prochaine section.

Ainsi, même si le marché de l'information financière sur la performance environnementale s'organise peu à peu, il semble que des indices pertinents ont du mal à émerger. Une étude récente de Ernst & Young indique que plus de la moitié des indicateurs ISR affichés n'ont aucun historique, et moins d'un quart font des comparaisons sectorielles. Chatterji, Levine et Toffel (2007) ont montré que l'indice KLD, qui est l'indice financier ISR le plus utilisé aux Etats-Unis, a de la pertinence pour mesurer la performance environnementale passée des entreprises, mais est cependant incapable de prédire les performances environnementales futures, et n'utilise pas de manière efficace toutes les données disponibles.

Ainsi, pour conclure sur cette section sur les labels verts et les fonds ISR, il apparaît souhaitable de chercher des mécanismes pour fluidifier l'information. Le gouvernement pourrait renforcer les obligations d'information des entreprises sur leurs activités polluantes, et rendre publiques les bases de données environnementales, comme celles de l'agence de l'Eau ou de l'ADEME. Le gouvernement doit aussi renforcer les mesures de contrôle, par exemple en mettant en place un système crédible de vérification sur les performances environnementales annoncées et de sanctions contre les comportements de « greenwashing ». Nous soulignons en particulier l'intérêt de mettre en place à court terme une expertise publique pour définir et valider des critères des fonds ISR aujourd'hui émanant du privé ; et, peut-être à moyen terme, la construction d'un indice financier, en gros un indice public ISR, émanant d'une autorité française de régulation, ou contrôlée par elle.

II.5 Comment mesurer la valeur économique d'un CSR ?

Il n'existe pas aujourd'hui de méthodologie acceptée pour évaluer les effets positifs d'un CSR d'une entreprise pour la société (Mc Williams et Siegel, 2001). L'approche économique consiste à maximiser le bien-être de l'ensemble de la société (« stakeholder society », Tirole 2001), et donc à analyser dans quelles mesures les CSR permettent de se rapprocher du bien-être social maximal (Heal, 2005). La mise en œuvre opérationnelle de cette approche n'est pas évidente car elle nécessite de comprendre pourquoi l'optimum n'est pas atteint, et d'étudier l'efficacité relative des CSR par rapport aux outils de régulation classique (voir la prochaine section). Dans un premier temps, nous pensons qu'il est nécessaire d'identifier la contribution du développement durable au bien-être social. Ainsi, nous pensons que l'émergence et le développement à terme d'indices de développement durable, et plus généralement de mesures de la performance extra-financière est une condition nécessaire à un développement global et pérenne des CSR dans nos sociétés. Dans cette section, nous revenons sur quelques approches économiques qui peuvent aider à amorcer la réflexion sur la construction de tels indices.

II.5.1 Une palette d'indices économiques pour le développement durable

Le Produit Intérieur Brut (PIB), issu de la somme des Valeurs Ajoutées, n'est qu'une mesure agrégeant les performances financières des entreprises. Et, bien que quinze années se soient écoulées depuis que les Nations Unies (United Nations, 1992) aient appelé à l'instauration d'Indicateurs de Développement Durable (IDD), il n'existe toujours pas de consensus. Par ailleurs, d'importants problèmes méthodologiques, liés à la construction des indicateurs, confèrent une certaine subjectivité dans le choix d'un IDD. Aussi, une forte transparence est-elle nécessaire pour que l'indicateur soit accepté par tous.

Parmi les indicateurs dont l'objet est de dépasser les insuffisances intrinsèques du PIB en matière de développement durable, l'Indicateur de Développement Humain (IDH), établi en 1990 par les Nations Unies, est souvent sollicité. L'IDH ajoute au PIB par habitant des mesures quantifiant l'état de santé et le niveau d'éducation de la population, ce qui permet d'appréhender d'une façon plus qualitative le processus du développement, mais ne tient pas spécifiquement compte de l'impact environnemental de la croissance économique. D'autres indicateurs ont donc été proposés. L'Empreinte Ecologique (EE) mesure l'impact sur l'environnement d'une activité ou d'un individu par la quantité de surface bioproductive nécessaire à l'activité ou l'individu concerné (Rees, 1992 ; Rees et Wackernagel, 1996). Dans le même ordre d'idées, l'indicateur de Surplus de Biocapacité (SB) mesure la différence entre l'EE d'un pays et sa surface bioproductive. Par ailleurs, l'Indice de Soutenabilité Environnementale (ISE) proposé notamment par le Forum Economique Mondial (World Economic Forum, 2002), est une combinaison de vingt indicateurs construits à partir de deux à huit variables. Son objectif est d'évaluer la durabilité de la croissance en prenant en compte des éléments aussi divers que la préservation de l'environnement, la réduction du stress et la bonne gouvernance des institutions. Enfin, l'Indicateur de Bien-être (IB), construit par Prescott-Allen (2001), reflète la moyenne de deux indicateurs mesurant le bien-être humain et le bien-être des écosystèmes.

Une étude récente (Wilson et al., 2007) se propose de comparer ces différents indicateurs en reprenant l'ensemble des performances de la plupart des pays du monde. Le classement des différents pays apparaît alors comme fortement dépendant de l'indicateur choisi. L'exemple du Canada est particulièrement frappant : il figure dans les huit premiers pays du monde en terme de PIB, d'IDH, d'ISE et d'IB mais il est l'antépénultième en terme d'EE. Plus généralement, on n'observe pas de corrélation entre les classements résultant de chaque indicateurs : la corrélation est positive entre le PIB, l'IDH, l'ISE et l'IB mais elle est négative entre chacun de ces quatre indicateurs et l'EE. Le tableau suivant reporte le détail des différentes corrélations:

	EE	SB	ISE	IB	IDH	PIB
EE	1					
SB	0,22	1				
ISE	-0,30	0,21	1			

IB	-0,60	-0,01	0,67	1		
IDH	-0,71	-0,30	0,38	0,62	1	
PIB	-0,81	-0,33	0,30	0,66	0,74	1

Source : Wilson et al., 2007.

En tant qu'indicateurs de développement durable, l'IDH, l'ISE ou l'IB fournissent ainsi une information similaire à celle donnée par le PIB. En revanche, l'EE et le SB donnent une information radicalement différente car leur construction n'intègre pas de variable de revenu. Seuls ces deux indicateurs paraissent donc utiles pour compléter l'indicateur traditionnel de richesse. Le SB étant par construction destiné à l'évaluation des nations, il nous semble que l'EE peut constituer un indice relativement intéressant de la mesure de l'impact environnemental des entreprises.

II.5.2 L'empreinte écologique

Depuis sa création, l'EE connaît un succès croissant auprès d'institutions publiques et privées et est défendue par de très nombreuses associations, dont WWF, regroupées dans le « Global Footprint Network ». En outre, plusieurs institutions publiques ou privées proposent de calculer l'EE des particuliers ou des organisations. Les raisons de ce succès tiennent au fait qu'en utilisant une surface de terre ou de mer comme indice agrégeant différentes mesures, l'EE renvoie une image simple et frappante. L'empreinte écologique d'un Français est ainsi en moyenne de 5,75 hectares alors que la Terre ne peut théoriquement allouer que 1,5 hectares à chacun de ses 6 milliards d'habitants. Si la surface totale utilisée est supérieure à celle qui peut être fournie, les comportements ne sont plus soutenables : la planète puise dans ses réserves et les humains laissent une trace irréversible, une empreinte.

L'EE permet de quantifier l'impact environnemental des décisions économiques et peut ainsi servir d'outil de responsabilisation. L'EE a néanmoins, de notre point de vue, un défaut qu'il convient de souligner. En comptabilisant le nombre d'hectares par habitant qui serait théoriquement soutenable, elle se situe implicitement dans une tradition malthusienne en laissant entendre qu'un accroissement de la population aurait, à comportements constants, des conséquences désastreuses. Or, depuis la Révolution Industrielle, le progrès technique a plus que largement compensé l'accroissement de la population et toutes les prédictions catastrophistes reposant sur une explosion démographique ont été invalidées. On remarquera au contraire que lorsqu'elle est appliquée aux entreprises, l'EE évite cet écueil. Si une entreprise donnée a une EE supérieure à celle des entreprises de son secteur, elle sera simplement incitée à revoir son processus de production et de recyclage. L'objectif est ainsi de mener à une consommation globale plus respectueuse de l'environnement sans soulever a priori l'épineuse question de la taille optimale de la population.

Les différentes expériences engagées spontanément par quelques organisations au cours des dernières années confirment l'efficacité de l'EE lorsqu'elle est appliquée aux entreprises. En utilisant la méthode de calcul par composants développée par Simmons et al. (2000), la Ville de Liverpool a, notamment, été la première grande ville du Royaume Uni à se soumettre à une analyse complète de son EE ; elle peut ainsi comparer l'impact relatif sur l'environnement des déchets domestiques, des

transports publics et privés, de la consommation d'énergie, etc. Sony et British Telecom calculent également l'EE de certaines de leurs activités. Le résultat est alors exprimé en hectares divisés soit par le nombre d'employés soit par le revenu net de l'activité concernée.

Pour que l'EE devienne un outil qui encourage efficacement les entreprises à épouser les objectifs du développement durable, il convient de distinguer deux utilisations possibles de l'indicateur. L'EE peut tout d'abord être appliquée aux produits. Il convient alors de calculer l'effet sur l'environnement de l'ensemble des activités économiques intervenues au cours du cycle de vie du produit, de sa conception à son éventuel recyclage. Plusieurs études proposent aujourd'hui de telles évaluations. Par ailleurs, une analyse systématique de la plupart des produits et services disponibles dans une économie développée, menée par Huijbregts et al. (2007), a montré que l'EE donne des résultats similaires à ceux de l'indicateur (Ecoindicator 99) traditionnellement utilisé pour évaluer le cycle de vie des produits. Informer les consommateurs de l'EE des différents biens et services peut donc, à la manière d'un label, modifier les comportements de consommation en faveur des produits plus respectueux du développement durable et par conséquent inciter les producteurs à réduire l'EE de leurs biens et services. Une seconde utilisation de l'EE consiste en l'évaluation de l'activité de chaque entreprise. Il s'agit alors de mesurer l'impact sur l'environnement de l'entreprise au moment de son intervention dans le cycle de vie du produit. Dans un article récent, Lenzen et al. (2007) proposent une méthode de calcul de l'EE reposant sur la Valeur Ajoutée des entreprises. Un tel calcul de l'EE permet à une entreprise non seulement de mieux planifier ses actions en faveur de l'environnement mais également de communiquer sur son engagement. Le calcul de l'EE pour différentes entreprises présentes sur un même segment de marché peut enfin responsabiliser l'ensemble des acteurs d'un secteur donné.

En résumé, l'adoption de l'Empreinte Ecologique (EE) comme outil de responsabilisation des entreprises et des marchés vis à vis du développement durable constitue une option intéressante. Il nous semble cependant important de distinguer d'une part « l'EE des produits » qui couvre l'ensemble du cycle de vie d'un produit donné et qui influencerait les choix des consommateurs, et d'autre part « l'EE des entreprises » qui évalue l'activité propre d'une entreprise et affecterait sa notoriété et sa marque. Enfin nous pensons que l'adoption de l'EE ne doit pas être imposée aux entreprises mais doit rester fondée sur le principe du volontariat même s'il est préférable que les EE soient calculées par une agence indépendante.

II.5.3 L'analyse coûts-bénéfices

Comme nous l'avons dit en première partie, il existe une approche traditionnelle et relativement consensuelle en économie basée sur l'analyse coûts-bénéfices (ACB) qui permet de transcrire des coûts et des bénéfices environnementaux de différentes natures en unités monétaires. Ainsi, le développement de l'ACB en France pourrait faciliter la mesure de la performance extra-financière des entreprises. Typiquement, l'ACB permet de fixer des valeurs tutélaires pour la qualité environnementale, le coût de la pollution (par exemple, la tonne de carbone), les taux d'escompte, la valeur du décès évité, et coetera.

De plus, il pourrait être utile d'écrire un guide de « bonnes pratiques » de l'ACB à destination non seulement des décideurs publics mais aussi des grandes entreprises. L'idée est en effet d'inciter les entreprises qui prennent des décisions environnementales ayant des impacts sociétaux significatifs à appliquer l'ACB. En retour, l'ACB pourrait aider l'entreprise à organiser en interne la délibération autour des décisions stratégiques en matière de développement durable, et permettre de présenter à des personnes extérieures (décideurs publics, associations) les conséquences des décisions de l'entreprise.²⁹

II.6 CSR vs. régulation classique

Dans cette dernière section, nous voulons initier une réflexion sur la question de la désirabilité des CSR. Comme nous l'avons dit plus haut, Friedman (1961) soulève cette question quand il indique que la régulation des externalités est du ressort du gouvernement, suggérant que la régulation classique est toujours supérieure à une approche de responsabilité sociale. En se fondant sur ce qui précède, une série d'arguments pourraient être en effet utilisés pour aller dans le sens de Friedman. Les CSR peuvent par exemple être utilisés stratégiquement par une entreprise pour renforcer son pouvoir de marché ou agir comme un substitut à la régulation (cf II.2). Plus généralement, la capacité des entreprises à gérer efficacement les ressources productives dans nos économies ne leur confère pas une compétence particulière ni aucun avantage comparatif clair par rapport au gouvernement pour gérer les questions de développement durable dans nos sociétés (Hayek, 1960).

D'un autre côté, les instruments de régulation classiques ont leurs limites, qui sont largement reconnues et étudiées dans la littérature économique. Deux classes de problèmes sont souvent traitées :

- l'incertitude et l'asymétrie d'information qui font que le gouvernement est incapable d'estimer avec précision les coûts et les bénéfices de la régulation, et la responsabilité relative des entreprises dans la production d'externalités ;
- les contraintes institutionnelles qui limitent la mise en œuvre des mesures de régulation et la capacité à les faire respecter à travers un système crédible de pénalités, et les problèmes politiques qui incluent l'opportunisme de certains décideurs et les pressions exercées par différents lobbies.

L'approche CSR peut-elle aider à traiter les problèmes relatifs à l'incertitude et l'asymétrie d'information ? Nous ne voyons pas de raisons évidentes a priori justifiant une réponse positive. Il faudrait par exemple qu'un nombre suffisamment important de citoyens soient mieux informés que le régulateur et puissent donner par leurs actions de consommation ou d'investissement de meilleures incitations aux entreprises que ne le faisaient déjà les instruments classiques.³⁰

²⁹ Ce dernier point est compatible avec l'approche développée en Angleterre par la Health and Safety Executive en matière de régulation des risques technologiques.

³⁰ Aucun régulateur ne peut obtenir toutes les informations que possèdent les membres individuels d'une société. Mais ces membres n'agrègent généralement pas ces informations. Cependant, cet argument a ses limites. En effet, le développement récent des technologies de l'information a montré l'efficacité des mouvements généralisés de partage de l'information. Dans une société composée de

En revanche, il a été suggéré que les approches CSR peuvent pallier les limites institutionnelles et politiques. Ce n'est peut-être pas un hasard si les CSR se développent dans une période où la confiance des citoyens dans les gouvernements semble diminuer. Besley et Ghatak (2007) soulignent ce point, et étudient la performance relative des CSR par rapport aux outils de régulation classique dans un modèle où le régulateur est opportuniste. Ils montrent que les CSR peuvent améliorer l'efficacité. En effet, même si dans leur modèle le pouvoir de taxer du gouvernement est un avantage intrinsèque sur les CSR, ce pouvoir peut être utilisé à mauvais escient par le régulateur. Besley et Ghatak indiquent aussi que la comparaison entre la régulation classique et les CSR dépend souvent de la capacité relative des citoyens/consommateurs à influencer les actions des entreprises via le marché, par rapport à leur pouvoir sur le régulateur via les institutions politiques. Baron (2001) et Baron et Diermeier (2007) étudient cet arbitrage (« private vs. public politics »), et identifient des situations où les pressions des mouvements écologiques sont en effet plus efficaces quand elles ciblent directement les entreprises plutôt que le régulateur. Autrement dit, ils concluent à la supériorité des CSR sur la régulation classique dans certains cas.

L'article récent de Calveras et al. (2007) souligne néanmoins un aspect négatif associé à la pression des écologistes pour inciter les entreprises à développer des CSR. Cet article étudie un modèle où les citoyens peuvent agir de deux manières : d'abord sur les actions des entreprises par leur comportement de consommation, puis sur les actions du gouvernement par un vote sur la taxe environnementale. On montre que les non-écologistes ont des incitations à voter stratégiquement pour une taxe plus faible à cause de la présence d'écologistes dans la société. En effet, ils bénéficient de biens de consommation à un prix plus faible car moins taxés, mais profitent de la réduction de la pollution à travers les comportements d'achats des écologistes via les CSR. Cet équilibre est tel que la présence de plus d'écologistes dans la société peut engendrer au final plus de pollution, et ainsi réduire l'efficacité. Le mécanisme que nous venons de décrire est simple : il entraîne un effet de substitution entre CSR et la régulation classique. Il a aussi une propriété indésirable : les personnes les plus opportunistes sont finalement les gagnants du jeu, ce qui pose la question de la « survie » des personnes altruistes à long terme.

Un argument parfois avancé est que le développement des CSR risque aussi d'introduire un degré d'irrationalité supplémentaire dans le processus de décision des entreprises (Henderson, 2001). Ceci est lié à la difficulté de définir les critères CSR appropriés, comme nous l'avons dit précédemment. De plus, les connaissances et les perceptions des citoyens (en tant que consommateurs ou investisseurs) qui demandent de la qualité environnementale peuvent ne pas être compatibles avec les objectifs sociétaux en matière de développement durable. Si ces perceptions sont erronées, il n'y a pas de raison que les consommateurs donnent de bonnes incitations aux entreprises. Or, de nombreuses études empiriques montrent que les citoyens peuvent faire des erreurs systématiques dans la perception des risques environnementaux en liaison avec leurs limites cognitives, les biais de jugements face à l'incertitude (Kahneman et al., 1982), et leurs émotions. Ces erreurs de

certaines individus altruistes, divers groupes de personnes dans des champs variés peuvent alors volontairement regrouper leurs connaissances : c'est au fond une part de l'activité des associations de consommateurs.

perceptions peuvent aussi être affectées, voire amplifiées, par des phénomènes de cascade et les médias (Kuran et Sunstein, 1999).

D'autre part, il faut réfléchir plus profondément aux motivations des consommateurs qui demandent de la qualité environnementale. Ces motivations sont multiples : valorisation pure de la qualité environnementale, pur plaisir de donner ou « warm glow » (Andreoni, 1989), volonté de maintenir une certaine image sociale, ou d'appartenir à un certain groupe social (Benabou et Tirole, 2006), ... Or, ces motivations ont des implications différentes. Considérons par exemple le pur plaisir de donner. Dans ce cas, ce qui compte pour chaque citoyen est son action en faveur de l'environnement, plus que le niveau de qualité environnementale atteint *in fine*. Ainsi, on comprend que pour ce type de motivation, les approches CSR des entreprises peuvent être préférables à la régulation classique, puisque celles-ci sont basées sur les actions directes des consommateurs.

II.7 Conclusion

Nous concluons en soulignant le foisonnement de théories économiques émergentes sur les CSR. Certaines théories reconnaissent qu'il y a un rôle positif à jouer par les CSR pour aller dans le sens du développement durable et du bien-être social ; en particulier les théories qui font l'hypothèse que les consommateurs demandent de la qualité environnementale. Mais d'autres théories suggèrent que ce rôle n'est peut-être que seulement marginal, et utile dans des situations bien spécifiques comme celles où les consommateurs éprouvent du plaisir à contribuer à une bonne cause et quand les institutions politiques fonctionnent mal et les régulateurs sont débordées. Dans tous les cas, il est nécessaire d'identifier au préalable la contribution du développement durable au bien-être social, c'est pourquoi nous avons insisté sur la création d'un référentiel de valorisation des activités environnementales des entreprises, et sur un meilleur contrôle de celles-ci.

Enfin, et ceci est point fondamental qui est moins reconnu dans la littérature, il faut comparer minutieusement l'efficacité relative des approches CSR par rapport aux outils de régulation classiques que nous avons discutés dans la première partie. De plus, il faut prendre en compte les effets de substitutions entre des deux modes de gouvernance. On ne peut pas caractériser un CSR a priori, indépendamment des mesures de régulation qui sont effectives ou possibles. L'approche économique nous dit en effet qu'un CSR aura en effet potentiellement d'autant plus de valeur pour la société quand la régulation classique est défaillante. Mais cela rend évidemment le problème encore plus complexe que celui décrit dans les sections II.4 et II.5, qui se limitait essentiellement à la mesure d'indice de performance environnementale, sans prise en compte des outils de régulation classique. L'analyse comparée des CSR vs. la régulation classique nécessite donc un véritable chantier d'études théoriques et empiriques à mener dans un futur proche.

Références bibliographiques de la deuxième partie

- Andreoni, J., 1989, Giving with impure altruism: Applications to charity and Ricardian equivalence, *Journal of Political Economy*, 1447-58.
- Arora S. et S. Gangopadhyay, 1995, Toward a theoretical model of voluntary overcompliance, *Journal of Economic Behavior and Organisation*, 28, 289-309.
- Bagnoli, M. et S. Watts, 1995, Ecolabeling: The private provision of public good, mimeo.
- Bagwell, K., 2005, The economic analysis of advertising, à paraître dans M. Armstrong et R. Porter (eds), *Handbook of Industrial Organization*, Elsevier/North-Holland.
- Baron, D., 2001, Private politics, corporate social responsibility, and integrated strategy, *Journal of Economic Management and Strategy*, 1, 7-45.
- Baron, D. et D. Diermeier, 2007, Strategic activism and nonmarket strategy, mimeo.
- Baumol, W., 1991, *Perfect Markets and Easy Virtue: Business Ethics and the Invisible Hand*, Oxford: Basil Blackwell.
- Benabou, R. et J. Tirole, 2006, Incentives and prosocial behavior, *American Economic Review*, 96, 1652-78.
- Besley, T. et M. Ghatak, 2007, Retailing public goods: The economics of corporate social responsibility, *Journal of Public Economics*, à paraître.
- Barnea, A. et A. Rubin, 2006, Corporate social responsibility as a conflict between shareholders, mimeo.
- Brekke, K. A. et K. Nyborg, 2007, Moral hazard and moral motivation: Corporate social responsibility as labour market screening, mimeo.
- Cairncross, F., 1992, *Costing the Earth*, Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Calveras, A., J.-J. Ganuza et G. Llobet, 2007, Regulation and opportunism: How much activism do we need?, *Journal of Economic Management and Strategy*, à paraître.
- Cason, T. N. et L. Gangadharan, 2002, Environmental labelling and incomplete consumer information in laboratory experiments, *Journal of Environmental Economics and Management*, 43, 113-134.
- Cespa, et Cestone, 2007, Corporate social responsibility and managerial entrenchment, *Journal of Economic Management and Strategy*, à paraître.
- Chatterji, A. K., D.I. Levine et M.W. Toffel, 2007, How well do social ratings actually measure corporate social responsibility, mimeo.
- Dasgupta, S., Laplante B. et N. Mamingi., 2001, Pollution and capital markets in developing countries, *Journal of Environmental Economics and Management*, 42, 1310-35.
- Denicolo, V., 1998, A signalling model of environmental overcompliance, mimeo.

- Dowell, G., Hart S. et B. Yeung, 2000, Do corporate global environmental standards create or destroy market value?, *Management Science*, 46, 1059-74.
- Friedman, M., 1962, *Capitalism and Freedom*, Chicago: Chicago University Press.
- Geczy, C., R. Stambaugh et D. Levin, 2004, Investing in socially responsible mutual funds, mimeo.
- Hamilton, J., 1995, Pollution as news: Media and stock market reactions to toxics release inventory data, *Journal of Environmental Economics and Management*, 28, 98-113.
- Hayek, 1960, *The Constitution of Liberty*, University of Chicago Press.
- Heal, G., 2005, Corporate social responsibility: An economic and financial framework, *The Geneva Papers, Issues and Practice*.
- Henderson, D., 2001, Misguided virtue: False notions of corporate social responsibility, mimeo.
- Huijbregts, M. A. J., S. Hellweg, R. Frischknecht, K. Hungerbühler et A. J. Hendriks, 2007, Ecological footprint accounting in the life cycle assesement of products, *Ecological Economics*, à paraître.
- Innes, R., 2005, A theory of consumer boycotts under symmetric information and imperfect competition, mimeo.
- Kahneman, D., Slovic P. et A. Tversky, 1982, *Judgment under Uncertainty: Heuristics and Biases*, Cambridge University Press.
- Kihlstrom, R. E. et M. H. Riordan, 1984, Advertising as a signal, *Journal of Political Economy*, 92, 427-450.
- King, A. A. et M. J. Lennox, 2000, Does it really pay to be green?: An empirical study of firm environmental and financial performance, *Journal of Industrial Ecology*, 5.
- Konar S. et M. A. Cohen, 1997, Information as regulation: The effect of community right to know laws on toxic emissions, *Journal of Environmental Economics and Management*, 32, 109-24.
- Kuran, T. et C. Sunstein, 1999, Availability cascades and risk regulation, *Stanford Law Review*, 51, 683-768.
- Lenzen M., J. Murray, F. Sack et T. Wiedmann, 2007, Shared producer and consumer responsibility – Theory and practice, *Ecological Economics*, 61, 27-42.
- Lutz, S., T. P. Lyon et J. W. Maxwell, 1998, Strategic quality choice with minimum quality standards, mimeo.
- Lyon T. P. et J. W. Maxwell, 2002, Voluntary approaches to environmental regulation : A survey, mimeo.
- Lyon, T. P. et E.-H. Kim, 2007, Greenhouse gas regulation or greenwash?: The DOE's 1605b program, mimeo.

- Mahenc, P., 2007a, Signalling the environmental performance of polluting products, *International Journal of Industrial Organization*, à paraître.
- Mahenc, P., 2007b, Are green products over-priced?, *Environmental and Resource Economics*, à paraître.
- Maxwell, J. W., T. P. Lyon et S. C. Hackett, 2000, Self-regulation and social welfare: The political economy of environmentalism, *Journal of Law and Economics*, 43, 583-617.
- Mc Williams, A. et D. Siegel, 2001, Corporate social responsibility: A theory of the firm perspective, *Academy of Management Review*, 26, 117-127.
- Milgrom, P. et J. Roberts, 1986, Price and advertising signals of product quality, *Journal of Political Economy*, 94, 796-821.
- Millock, K., et F. Salanié, Collective environmental agreements: An analysis of the problems of free-riding and collusion, mimeo.
- Nelson, P., 1970, Information and consumer behaviour, *Journal of Political Economy*, 78, 311-329.
- ORSE, 2003, Les stratégies de développement durable nourrissent-elles la performance économique des entreprises ?, mimeo.
- Prescott-Allen, R., 2001. *The Well-Being of Nations: A Country-by-Country Index of Quality of Life and the Environment*. Island Press. Washington, DC.
- Rees, W., 1992, Ecological footprints and appropriated carrying capacity: What urban economics leaves out, *Environment and Urbanisation*, 2.
- Rees, W. et M. Wackernagel, 1996, *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth*. New Society Publishers, Gabriola Island, BC.
- Sagnier, P., 2006, Promotion et information ISR, *Revue d'Economie Financière*, 85, 245-50.
- Segerson, K., et T. J. Miceli, 1998, Voluntary approaches to environmental protection: The role of legislative threats, *Journal of Environmental and Economics Management*.
- Simmons, C., K. Lewis et J. Barrett, 2000, Two feet-two approaches: A component-based model of ecological footprinting, *Ecological Economics*, 32, 375-380.
- Tirole, J., 2001, Corporate governance, *Econometrica*, 69, 1-35.
- United Nations, 1992. *Agenda 21: The United Nations Programme of Action from Rio*. United Nations, New York. Chapitre 40.
- Wilson J., P. Tyedmers et R. Pelot, 2007. Contrasting and comparing sustainable development indicator metrics, *Ecological Indicators*, 7, 299-314.
- World Economic Forum's Global Leader for Tomorrow Environment Task Force (WEF), Yale Center for Environmental Law and Policy (YCELP), et The Columbia University Center for International Earth Science Information Network (CIESIN), 2002. *The Environmental Sustainability Index (ESI)*, New Haven, CT.