

Regards sur l'économie de l'environnement

Jean-Paul Decaestecker
Gilles Rotillon *

L'émergence des questions environnementales dans le débat politique où celles-ci figurent désormais parmi les principaux défis de société que les responsables doivent affronter, s'est accompagnée d'une réflexion et d'une remise en question qui ont bien sûr touché différentes disciplines scientifiques. Comment les économistes se sont-ils positionnés jusqu'à présent dans ces débats – voire ces polémiques – marqués de fortes incertitudes ? Comment contribuent-ils à une meilleure prise en compte de la valeur des biens environnementaux ? Dans quelle mesure sont-ils parvenus à améliorer l'outil statistique et mathématique d'aide à la décision ? L'environnement a bouleversé bien des données du cadre de réflexion traditionnel de l'économiste, mais suscité aussi de nouvelles pistes de recherche qui sont ici présentées.

L'interaction entre problèmes empiriques et recherches théoriques a été constante en économie de l'environnement, ces dix dernières années. L'objectif de cet article est de faire un bilan raisonné de ces liens continus entre pratique et théorie. Nous nous intéressons ici essentiellement à la façon dont l'économiste aborde aujourd'hui en amont le champ de l'environnement, laissant ainsi de côté, en aval, la définition et la mise en place des « instruments économiques » pour la protection de l'environnement (taxes, redevances, permis d'émission, normes, principe pollueur-payeur...).

* Jean-Paul Decaestecker est administrateur au Conseil des Communautés européennes ; les opinions émises ici n'engagent que leur auteur et pas l'institution dont il est membre. Gilles Rotillon est maître de conférences à l'Université de Paris X-Nanterre.

Aussi, seront d'abord rapidement décrites les principales « transformations du monde » qui ont affecté la perception des questions environnementales, avec l'apparition des Risques Technologiques Majeurs (RTM), des risques globaux ou des pollutions diffuses ; ces mutations sont à l'origine de l'essor du droit de l'environnement et ont conduit à revoir les méthodes de calcul utilisées pour valoriser les biens environnementaux. Puis seront examinées les critiques adressées à la théorie de la décision en incertitude ainsi qu'au rôle de l'expertise.

Les nouveaux défis environnementaux

Les vingt années qui séparent la déclaration de Stockholm (1972) de celle de Rio (1992) ont été marquées sans conteste par une prise de conscience générale à l'égard de l'environnement et des menaces qui l'affectent. Cette prise de conscience a été favorisée par l'accumulation et l'ampleur de divers sinistres, résultant directement de défaillances ou du fonctionnement même du système de production. Certains relèvent des RTM : Bhopal (1984), Seveso (1986), Tchernobyl (1986) ; d'autres, de catastrophes écologiques : Torrey Canyon (1968), Amoco Cadiz (1978), Braer (1993), ou de risques globaux : « trou » dans la couche d'ozone, réchauffement additionnel du climat lié aux émissions de gaz à effet de serre. Tous ces événements, auxquels s'ajoutent les pluies acides et la destruction de la forêt amazonienne, ont touché le grand public et contribué à l'émergence d'une conscience environnementale.

Les atteintes à l'environnement sont devenues de plus en plus globales, et ce en un triple sens :

- au plan géographique, il y a « risque global » si l'ensemble de la planète est affecté de telle manière qu'aucun écosystème local n'est à l'abri des effets probables, qu'il en ait conscience ou pas. C'est le cas, par exemple, d'une modification du climat ; ou, plus généralement, des transformations affectant une ressource commune pour des acteurs relevant de juridictions ou de systèmes économiques différents ;
- la responsabilité d'un dommage n'incombe souvent plus à un acteur ponctuel, clairement identifié, à l'occasion d'une défaillance localisée dans l'espace et dans le temps. Elle résulte du fonctionnement même des économies. Cette question de la responsabilité est d'autant plus délicate que les générations futures risquent d'être affectées par les atteintes présentes à l'environnement, avec des incertitudes très fortes quant à leurs conséquences ; de plus, même à l'intérieur d'un seul Etat, certaines pollutions, comme celle de l'eau par les nitrates ou de l'air par les émissions des véhicules, ont un caractère diffus ;
- enfin, au niveau de la prévention, pour de nombreux risques environnementaux, il n'est plus possible à un Etat seul, aussi puissant soit-il économiquement, de mener une politique isolée qui soit efficace.

Cette prise de conscience a culminé avec la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement (CNUED) à Rio de Janeiro en juin 1992 : pour autant qu'il soit suivi d'effets¹, l'Agenda 21, compendium des actions à entreprendre en matière d'environnement et de développement, constitue un ambitieux programme pour faire évoluer les modes de développement. L'orientation choisie est celle d'un développement soutenable, concept élaboré dans le rapport Brundtland (1987), où il est défini comme « un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs ». Cette idée est en opposition avec la croissance zéro, proposée par le club de Rome dans les années soixante. Ainsi, l'effet principal de ces nouveaux défis est-il de déplacer les approches traditionnelles des problèmes d'environnement : l'accent est mis d'emblée sur les aspects internationaux et non plus nationaux des questions soulevées et sur l'interaction entre environnement et croissance, grâce au concept de développement soutenable.

Le droit de l'environnement en plein essor

Tous ces constats interpellent l'économiste, le juriste ou le sociologue dans leur approche de l'environnement, non seulement pour redéfinir des techniques classiques comme les méthodes de prise de décision et d'évaluation associées, mais aussi pour aborder des domaines nouveaux, comme la régulation des pollutions diffuses², ou la traduction opérationnelle du (des) concept (s) de développement soutenable. La réponse la plus évidente aux questions posées par l'environnement est sans aucun doute l'essor considérable de l'appareil législatif (graphique 1). Celui-ci vise à protéger l'environnement, au niveau national, communautaire ou international, mais aussi à réparer les dommages qui ont été causés.

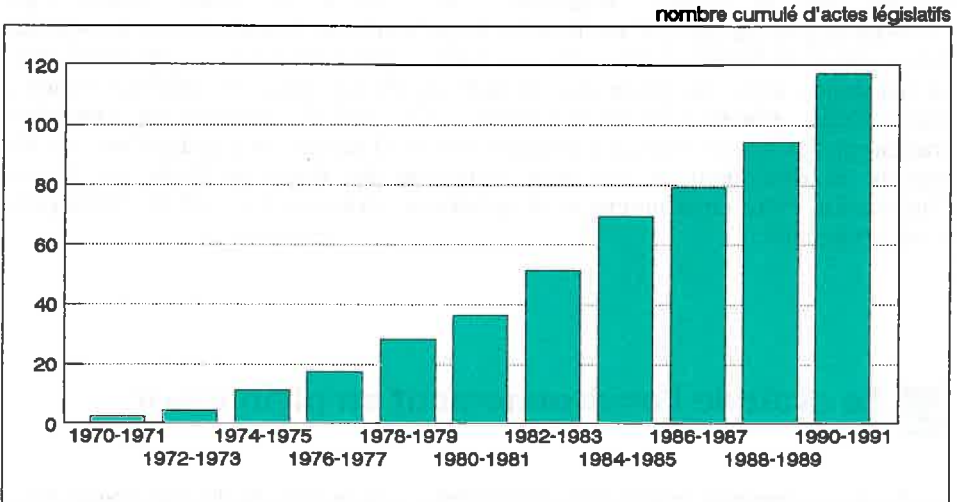
Trois exemples illustrent les tendances de cette évolution juridique :

– pour lutter contre les pollutions diffuses, la directive 91/676/CEE (12 décembre 1991) sur la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles vise à une utilisation plus rationnelle des fertilisants. En dépit des résistances du secteur concerné, elle a mis en place des programmes nationaux et des codes de « bonne pratique agricole », basés sur l'élaboration volontaire et consensuelle par les professionnels des objectifs et des méthodes.

1. La CEE s'y engage clairement en ayant adopté son 5^e programme d'action en matière d'environnement : « Vers un développement soutenable ».

2. Sont ainsi nommées des pollutions qui sont le fait d'un grand nombre de pollueurs, éventuellement hétérogènes et mobiles, dont il est très difficile (sinon impossible) de définir clairement la responsabilité ou même l'identité et pour lesquelles la mise en œuvre d'un contrôle est trop coûteuse.

Législation communautaire relative à l'environnement



Source : Législation communautaire concernant l'environnement, Commission des Communautés européennes, 1992

Elle privilégie un mode d'action « souple », plus adapté que l'approche traditionnelle « command and control » (normative et non incitative), appropriée pour les formes concentrées de pollution ;

- en réponse aux accidents de type Seveso, la directive 82/501/CEE (24 juin 1982) sur les risques d'accidents provoqués par certaines activités industrielles prévoit différentes modalités de coopération entre industriels, autorités locales, nationales et instances communautaires pour identifier, prévenir et contrôler les risques industriels majeurs ;

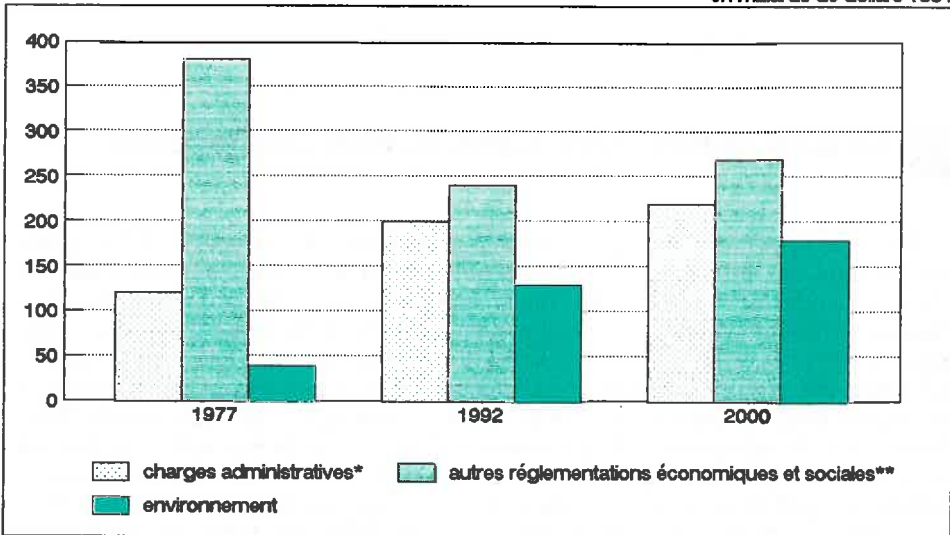
- en réponse aux risques globaux, ont été négociées puis signées en juin 1992 des conventions sur le changement climatique et sur la protection de la diversité biologique.

Ces exemples montrent que l'appareil législatif doit s'appuyer sur des outils économiques, essentiellement pour deux raisons. D'une part, la législation fait souvent référence aux conséquences économiques des atteintes à l'environnement. Elle requiert des coûts croissants pour sa mise en œuvre, qu'il s'agisse du coût supporté « volontairement » par les opérateurs économiques pour s'y conformer (graphique 2) ou du montant des indemnités résultant de jugements

GRAPHIQUE 2

Coût de la réglementation aux Etats-Unis

en milliards de dollars 1991



* frais de gestion des formulaires administratifs

** sécurité dans le travail, les transports publics; restriction de l'accès aux marchés, fixation des prix et des quantités

Source : Regulatory Policy in Canada and the United States, T.D. Hopkins, Rochester Institute of Technology, 1992

rendus à la suite de dommages causés à l'environnement. Par exemple, la catastrophe du pétrolier Exxon-Valdez (1989) a coûté plus d'un milliard de dollars à Exxon ; Viscusi (1991) donne des exemples de coûts de mise en œuvre de réglementation pouvant dépasser 100 millions de dollars par vie sauvée. Les outils économiques sont ici nécessaires pour évaluer les coûts. D'autre part, l'internationalisation des législations va croissant, en particulier au sein de la CE, depuis que l'Acte Unique (1986) a consacré les compétences de la Communauté en matière d'environnement³. L'internationalisation des décisions pose directement des problèmes de négociation, de procédures incitatives, qui sont du ressort du calcul économique au sens large, théorie des jeux ou théorie de la décision. Ainsi, en janvier 1991, l'OCDE a demandé à ses membres de faire un

3. Articles 100A, 130R, S, T du traité.

usage plus important et plus cohérent des instruments économiques pour une meilleure gestion de l'environnement. Aux Etats-Unis, l'Executive Order 12251 de 1981 demande que les projets concernant l'environnement soient soumis à des analyses coûts/bénéfices et, plus récemment, le « Toxic Substances Control Act » et le « Federal Insecticide, Fungicide and Rodenticide Act » exigent des évaluations où les bénéfices sont pondérés par les coûts. Pour tout cela, il faut disposer d'outils théoriques fiables.

La valorisation des biens environnementaux

Le développement de la législation a accentué le recours à l'évaluation économique des projets ou des événements ayant un impact environnemental. Ceci demande de valoriser les biens environnementaux, par exemple pour évaluer les dommages dans le cas d'une catastrophe écologique du type « marée noire ». Pour la pollution, cette nécessité se fait d'autant plus sentir que la réduction des pollutions va devoir s'effectuer maintenant à coûts très fortement croissants pour la plupart des opérateurs économiques au sein d'une filière donnée. Or, l'outil habituel de valorisation d'un bien est le prix qui s'exprime sur un marché. L'absence de tels marchés pour les biens environnementaux — comme la qualité de l'air, la beauté d'un paysage ou les effets négatifs de la pollution sur la santé — rend nécessaire la mise au point de techniques spécifiques, que l'on peut qualifier d'indirectes ou de directes. Enfin, on assiste aussi à l'élaboration de véritables comptabilités environnementales dont certaines reposent sur des méthodes de valorisation non monétaire.

Les méthodes indirectes

Ces méthodes cherchent à inférer les préférences, des choix que font les individus à l'occasion de décisions de consommation qui ont une dimension environnementale, comme la localisation de leur logement ou les activités récréatives. Elles s'appuient sur des données de marché où l'environnement joue un rôle non négligeable dans les décisions des consommateurs⁴. Les principales sont :

— les dépenses induites ; la valorisation d'un bien environnemental est déduite des dépenses faites par les consommateurs pour se protéger des effets négatifs qu'il engendre. Par exemple, les dépenses en double vitrage donnent une

4. La bibliographie traitant de ces méthodes est maintenant très importante et les études qui les utilisent se comptent par centaines (OCDE (1989)) (Desaigues, Point (1990) pour une analyse récente de ces travaux).

indication sur la valeur accordée à la diminution du bruit, ou encore l'effort d'irrigation en agriculture sur la lutte contre la sécheresse ;

– les prix hédoniques ; cette méthode repose sur le lien entre le prix d'un bien et ses diverses caractéristiques. Ainsi, le prix d'un appartement dépendra de ses caractéristiques physiques, comme le nombre de ses pièces ou sa surface, mais aussi de la qualité de l'environnement où il se situe (par exemple mesurée par le taux de dioxyde de carbone dans l'air). Dans ces conditions, les écarts de prix d'appartements, comparables par leurs caractéristiques physiques, s'expliquent par la différence de la qualité de leur environnement. L'étude de la demande observable pour les logements dans une région donnée donne alors indirectement une indication du prix que les acheteurs accordent implicitement à leur environnement. Cette méthode a été utilisée pour évaluer non seulement la qualité de l'air, celle de l'eau, l'accès aux rivages, le climat, mais aussi les dommages engendrés par le bruit, ou les conséquences d'une catastrophe comme l'accident de Three Mile Island. Elle sert aussi à estimer les risques de mortalité de divers travaux dangereux, en les reliant aux différences de salaires et de primes ;

– la complémentarité faible ; cette approche part du constat très simple qu'un agent économique désireux d'exercer un usage quelconque de l'environnement – par exemple faire une randonnée dans la nature ou admirer la beauté d'un paysage – doit faire des dépenses en biens marchands complémentaires (acheter des chaussures de marche ou se rendre en voiture au site réputé). La méthode la plus utilisée dans ce cadre est celle dite des coûts de transports qui sert à évaluer les activités récréatives. Une fonction de demande pour un site touristique est estimée par les dépenses en transports et en droits d'entrée faites par ceux qui le fréquentent. De cette manière, peuvent être valorisés les effets sur la demande de l'amélioration ou de la détérioration de la qualité d'un site ou les bénéfices attachés à la création d'un nouveau site.

La méthode directe : l'évaluation contingente

Si les méthodes indirectes se révèlent utiles pour l'estimation des valeurs d'usage liés à l'environnement, elles ne peuvent, par principe même, servir à mesurer des valeurs de non-usage. Par valeur de non-usage, on entend soit les bénéfices découlant du simple fait de savoir qu'un bien environnemental donné existe, sans avoir nécessairement l'intention de le « consommer », – il s'agit dans ce cas de valeurs d'existence- ; soit les gains attachés à la possibilité de transmettre un environnement préservé aux générations futures, ce que l'on désigne comme des valeurs de leg. Les deux motifs peuvent évidemment se compléter.

Pour estimer ces valeurs, on interroge directement les populations concernées sur ce qu'elles seraient prêtes à payer pour éviter la détérioration du bien (voire sa disparition) ou sur ce qu'elles accepteraient de recevoir en compensation, si le dommage est inévitable. Il s'agit en fait de la création d'un marché hypothéti-

que, pour lequel il est indispensable de décrire précisément le bien qu'il s'agit d'évaluer, d'indiquer le moyen de paiement qui serait utilisé et d'avoir une méthode de révélation des valeurs. Aujourd'hui, cette technique est employée régulièrement aux Etats-Unis ; elle commence à se répandre en Europe, parce qu'elle est souvent la seule méthode de valorisation utilisable (Navrud (1992)). Ces méthodes posent certains problèmes et de nombreux biais leur sont attachés. Mais de grands progrès ont été faits ces dernières années pour les réduire, en particulier grâce à une meilleure compréhension théorique.

Nous sommes loin aujourd'hui de la position d'Eckstein (1958) qui, s'interrogeant sur la possibilité d'une évaluation monétaire des biens environnementaux, concluait qu'elle n'était ni possible ni souhaitable. Un large consensus est maintenant établi sur le fait que la difficulté d'évaluation ne doit pas être un prétexte pour ne pas la réaliser, mais au contraire une raison de la faire, car c'est justement quand l'environnement n'est pas valorisé qu'il subit les plus grands dommages.

L'élaboration des comptabilités environnementales

Un paradoxe de la comptabilité nationale, remarqué par B. de Jouvenel, tient au fait que le PIB français augmenterait si Notre-Dame était détruite et remplacée par des parkings. La recherche d'une valorisation monétaire des biens environnementaux, telle qu'elle vient d'être présentée, est l'une des réponses possibles à ce paradoxe. Elle conduit à étendre le cadre comptable traditionnel et à calculer un « PIB vert ».

Cette demande d'indicateurs synthétiques est surtout le fait des décideurs politiques, cherchant l'intégration d'un maximum d'informations dans un minimum d'agrégats, pour fonder leurs prises de décision. Elle a été notamment formulée au « Sommet de l'Arche » en 1989, par les chefs d'Etat des sept pays les plus industrialisés. Une réponse a été fournie par le travail exploratoire de l'OCDE présenté en 1991. Celui-ci comprend à la fois des indicateurs à vocation principalement nationale – qualité des eaux, protection de la nature... – et des indicateurs plus spécifiquement internationaux – émissions de SO₂, échanges de produits forestiers... –.

Toutefois, cette intégration verticale des données par agrégation – dont la limite est la demande d'un « PIB vert » qui synthétise les données sur l'environnement – ne peut se faire sans une intégration horizontale préalable ; celle-ci consiste à développer « une représentation cohérente et globale qui intègre l'homme aux écosystèmes et qui permette d'accéder à la connaissance des différentes dimensions des phénomènes (physico-chimiques, biologiques, économiques, socio-culturels) » (Weber, 1991).

Sont ainsi apparus des comptes du patrimoine naturel qui décrivent les interactions entre l'homme et la nature, non seulement en termes monétaires,

par exemple pour l'évaluation des politiques de gestion du patrimoine non marchand, mais aussi en termes physiques, superficies, volumes, masses... La France, qui a joué un rôle pionnier dans cette voie en développant des comptes satellites de l'environnement (INSEE (1986a, 1986b)), mais aussi la Grande-Bretagne, le Canada ou la Norvège se sont dotés de tels cadres comptables (encadré 1).

Enfin, le courant dit « d'éco-énergétique » refuse l'agrégation par la valorisation monétaire et « prône le recours à une évaluation énergétique en tant que dénominateur physique commun de l'ensemble des biens et services environnementaux » (Faucheu, Noël (1990)). Dans cette approche plus éloignée du cadre comptable traditionnel, un système économique ne saurait fonctionner de façon soutenable que si un certain équilibre des flux énergétiques associés est maintenu. Les performances économiques sont évaluées à partir de l'énergie

Les principes de la comptabilité environnementale

Pour évaluer de façon plus satisfaisante le rôle de l'environnement, les méthodes comptables ont dû être renouvelées. L'environnement est alors considéré comme source de capital naturel et comme réceptacle des sous-produits issus de la production et des autres activités humaines. Trois directions ont été explorées. Elles consistent à mieux évaluer :

- la richesse nationale, en prenant en compte les variations du stock d'actifs naturels (par exemple la forêt), non seulement lorsqu'elles sont enregistrées par le marché (abattage et vente de bois), mais aussi lorsqu'elles se produisent en l'état (accroissement des surfaces boisées) ;
- la production : par exemple les dépenses de lutte contre la pollution ne devraient pas être incluses dans le PNB, dans la mesure où la pollution n'y est pas prise en compte négativement ;
- l'amortissement : l'extraction de ressources naturelles, ordinairement comptée comme un revenu, doit réduire le stock de capital naturel.

Le rassemblement et le traitement de l'information se structurent généralement comme un compte satellite. Ceci permet, d'une part, de coordonner différents types de données, notamment monétaires et non monétaires, et, d'autre part, d'articuler ces nouveaux comptes au cadre classique de la comptabilité nationale, grâce à une cohérence des définitions et des nomenclatures. Ainsi les statistiques d'environnement peuvent être comparées à celles du cadre national, et les évaluations financières mises en jeu peuvent être situées par rapport aux évaluations économiques d'ensemble. Ces idées ont été partiellement mises en œuvre pour élaborer des séries d'agrégats macroéconomiques pour les Etats-Unis (Daly et Cobb (1989)), pour la Nouvelle-Guinée et le Mexique (Banque mondiale) entre autres. Ainsi pour le Mexique, selon l'année et la méthode utilisée, le PNB est réduit de 11 à 23 % par rapport à l'approche traditionnelle, lorsqu'est prise en compte la dépréciation des ressources naturelles, ici, la diminution des réserves pétrolières. La division des Statistiques de l'ONU devrait poursuivre ces travaux, et les publier dans un manuel de Comptabilité économique et environnementale intégrée.

incorporée au cours des différents stades de production. Cette approche éco-énergétique est a priori peu compatible avec le cadre monétaire usuel. Mais il est tout-à-fait concevable de fixer des objectifs de croissance avec des contraintes de cette nature.

Les remises en cause théoriques

La valorisation des biens environnementaux, si importante soit-elle, ne résoud qu'une partie des problèmes posés à l'économie de l'environnement. Plus fondamentalement, à mesure que le besoin d'outils économiques se faisait plus pressant, les cadres théoriques ont été remis en cause. Certes, les bases sont restées stables, à savoir l'approche en termes de « bien public » et d'externalités. Mais le calcul économique a subi de vives remises en question, tant du point de vue de sa cohérence interne que de sa validité d'utilisation. Ceci a provoqué des critiques de plus en plus nombreuses du cadre théorique sur lequel reposent les prises de décision en incertitude, ainsi que de la fonction de l'expertise.

La théorie du choix dans l'incertain

Il y a moins d'une quinzaine d'années, les économistes qui s'intéressaient aux comportements des agents en situation de risque ou d'incertitude, avaient à leur disposition un modèle « standard » initié par Von Neumann et Morgenstern (le modèle VNM) qui rencontrait un large consensus, même si M. Allais (1953) en avait critiqué les bases.

Ce modèle, appelé aussi maximisation de l'utilité espérée, consiste essentiellement à représenter les choix d'un individu par une distribution de probabilités (p_1, p_2, \dots, p_n) sur les conséquences possibles (x_1, x_2, \dots, x_n) de ses actes (p_i étant la probabilité d'obtenir x_i). Chaque décision de l'agent correspond à une distribution de probabilités particulière. Le meilleur choix est obtenu en maximisant l'espérance mathématique de l'utilité des conséquences (soit $\sum p_i u(x_i)$) (encadré 2).

C'est dire qu'il existe une fonction d'utilité, de l'ensemble des conséquences dans l'ensemble des réels, définie à une transformation croissante positive près, qui mesure, pour l'agent, l'avantage de la conséquence x_i . L'existence de cette fonction résulte d'une série d'axiomes sur les préférences de l'agent quant aux différentes distributions de probabilités. Parmi ceux-ci, l'axiome d'indépendance est le plus connu ; il stipule que devant le choix entre deux distributions composées $\alpha.p + (1 - \alpha) r$ (où p est obtenu avec la probabilité α et r avec la probabilité complémentaire) et $\alpha.q + (1 - \alpha) r$, l'agent choisira l'une ou l'autre

Le modèle Von Neumann-Morgenstern

La problématique de l'utilité espérée, dont l'axiomatisation la plus classique remonte à John von Neumann et Oscar Morgenstern (1947), mais dont le « père fondateur » est Daniel Bernoulli en 1738, consiste à caractériser les préférences des individus devant la réalisation d'événements incertains, auxquels on peut attribuer des probabilités de réalisation.

Ces préférences portent sur les probabilités elles-mêmes. L'individu fait des choix entre des « biens », appelés des « loteries ». Par exemple, il choisit entre :

- la loterie qui donne 20 % de chances de gagner 100 francs et 80 % de gagner 50 francs ;
- ou celle qui donne 50 % de chances de gagner 150 francs et 50 % de ne rien gagner.

D'une manière plus générale, on note $(p, x) = (p_1, p_2 ; x_1, x_2)$ la loterie qui permet de gagner x_i avec la probabilité p_i . Enfin, à partir de deux loteries (p, x) et (q, x) , on définit la loterie composée $[\alpha p + (1 - \alpha) q, x]$ comme une loterie en deux étapes : dans une première étape, un événement E se produit avec une probabilité α (donc son complémentaire E_c a une probabilité $1 - \alpha$) et, dans une seconde étape, c'est la loterie p qui sera jouée si E s'est produit, et la loterie q sinon. Si l'individu est capable de classer ces loteries entre elles et que ses préférences vérifient quelques axiomes « raisonnables », dont celui d'indépendance, il maximise son utilité espérée. C'est-à-dire qu'il existe une fonction d'utilité u sur ses gains x (définie à une transformation linéaire croissante près), telle que la loterie (p, x) sera préférée à la loterie (q, x) si et seulement si $\sum_i p_i u(x_i) > \sum_i q_i u(x_i)$.

$\sum p_i u(x_i)$ est l'espérance d'utilité fournie par la loterie (p, x) , autrement dit la moyenne des utilités apportées par les gains que l'on peut espérer obtenir en jouant à cette loterie un grand nombre de fois.

selon qu'il préfère p ou q , c'est-à-dire qu'il ne tiendra pas compte de la partie commune $(1 - \alpha) r$.

Aujourd'hui, ce cadre théorique est fortement remis en question, aussi bien sur un plan explicatif que sur un plan normatif. De nombreux paradoxes ont été mis en évidence, montrant que les agents ne respectent pas les axiomes qui sont censés fonder leur comportement. C'est en particulier le cas de l'axiome d'indépendance qui a été vivement critiqué. L'effet de conséquence commune révèle que, contrairement à cet axiome, la nature de la conséquence commune a une influence sur le choix de l'agent. Le célèbre paradoxe d'Allais en est un cas particulier (encadré 3).

Au delà de ces paradoxes, il existe encore de nombreuses difficultés liées aux axiomes de la théorie standard. La principale est l'*altération des probabilités* : les agents ont tendance à surévaluer les petites probabilités et sous-évaluer les grandes, ce qui biaise le calcul de l'espérance d'utilité. Ce phénomène est illustré

Le paradoxe d'Allais

Le paradoxe d'Allais⁵ consiste en une expérience, où les individus doivent prendre deux décisions sur les choix suivants :

- un premier choix entre :
 - . le gain certain de 1 000 000 francs (a1) ;
 - . ou la loterie (a2) qui donne 5 000 000 francs avec une probabilité 0,1, 1 000 000 francs avec une probabilité 0,89 et rien du tout avec une probabilité 0,01 ;
- un deuxième choix entre :
 - . la loterie (a3), qui donne 5 000 000 francs avec la probabilité 0,1 et rien du tout avec la probabilité 0,9 ;
 - . la loterie (a4), qui donne 1 000 000 francs avec la probabilité 0,11 et rien du tout avec la probabilité 0,89.

Devant ces deux choix, un grand nombre d'individus choisissent a1 pour la première paire et a3 pour la seconde. Or, si on suppose que l'individu est un maximisateur d'utilité espérée, le premier choix implique :

- $u(1\ 000\ 000) > 0,1 u(5\ 000\ 000) + 0,89 u(1\ 000\ 000) + 0,01 u(0)$;
- ou encore $0,11 u(1\ 000\ 000) > 0,1 u(5\ 000\ 000) + 0,01 u(0)$;

tandis que le second choix signifie que :

- $0,1 u(5\ 000\ 000) + 0,9 u(0) > 0,11 u(1\ 000\ 000) + 0,89 u(0)$,
- ce qui s'écrit aussi $0,11 u(1\ 000\ 000) < 0,1 u(5\ 000\ 000) + 0,01 u(0)$,
- en contradiction avec le résultat découlant du premier choix.

On peut montrer facilement que c'est l'axiome d'indépendance qui est en cause dans ce cas. En effet, le premier choix peut se réécrire comme un choix entre deux loteries composées :

$$a1 = 0,89 a1 + 0,11 a1 \text{ et}$$

$$a2 = 0,89 a1 + 0,11 b1$$

où b1 permet de gagner 5 000 000 avec une probabilité de 10/11 et rien du tout avec une probabilité de 1/11.

L'axiome d'indépendance nous dit que le choix entre a1 et a2 ne dépend pas de leur partie commune ; si donc a1 est préférée à a2, c'est parce que a1 est préférée à b1. Mais alors, l'axiome d'indépendance implique de nouveau que la loterie $0,11 a1 + 0,89 a0$ (où a0 correspond à la certitude de ne rien gagner) est préférée à la loterie $0,11 b1 + 0,89 a0$, autrement dit que a4 est préférée à a3, ce qui est en contradiction avec le choix de nombreux individus. Ceux-ci ne respectent donc pas l'axiome d'indépendance.

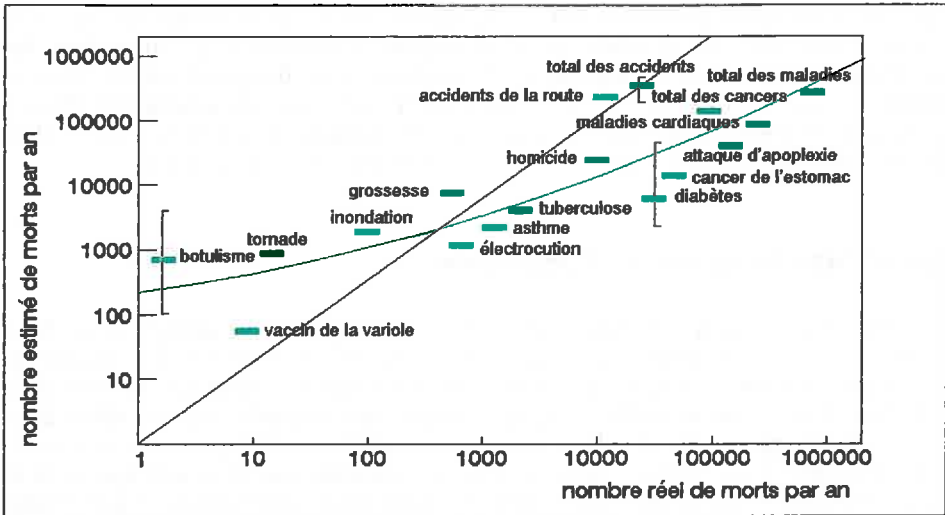
Le paradoxe d'Allais peut s'appliquer à l'environnement, en remplaçant les loteries par des filières technologiques plus ou moins risquées (nucléaire/charbon/pétrole) et les conséquences par des décès sur la durée d'utilisation de la filière correspondante.

5. Nous présentons ici le paradoxe d'Allais tel que celui-ci l'a mis en évidence en 1953. On peut en donner une version « environnementale ».

par le graphique 3 qui représente la relation entre fréquences estimées et effectives de décès pour 17 causes de mort. Si les jugements étaient identiques à la réalité, les points correspondants devraient tous se situer sur la ligne droite.

GRAPHIQUE 3

La déformation des probabilités subjectives sur les risques de mortalité



Sources : Judgment under Uncertainty : Heuristics and Biases, Cambridge University Press, 1982

La ligne courbe, quant à elle, correspond à la moyenne des réponses d'un grand nombre de personnes, et montre bien l'altération des probabilités : surévaluation des faibles risques et sous-évaluation des forts. *L'effet de « framing »* est aussi un biais important : il rend la réponse de l'agent dépendante de la manière dont est posée la question. C'est ainsi que devant un choix entre deux thérapeutiques, les réponses s'inversent selon que l'on présente le choix en terme de chances de survie ou de risques de décès.

Enfin, *des effets de renversement des préférences* peuvent être observés ; ils conduisent les agents à donner des réponses différentes selon le type de mesure qui leur est proposée, bien que ces mesures soient théoriquement équivalentes. Ainsi, Irwin & alii (1993) montrent qu'au choix entre l'amélioration de la qualité de l'air ou celle de la consommation, selon qu'on leur demande un choix direct (quelle amélioration préférez-vous ?) ou leur disponibilité à payer (pour quelle amélioration êtes-vous prêt à payer le plus ?), les personnes interrogées marquent une préférence pour la qualité de l'air dans le premier cas, alors que c'est l'inverse dans le second.

Dans le cas des questions environnementales, les difficultés du modèle VNM sont amplifiées. Cette méthode nécessite en effet de connaître avec précision les conséquences des décisions prises et leurs probabilités d'occurrence. Or aussi bien l'évaluation des dommages que celle des avantages attendus sont fortement entachées d'incertitude. Il est difficile d'estimer la probabilité d'un événement du type RTM sur la base de sa fréquence d'apparition, dans la mesure où celle-ci est, fort heureusement, très faible. De plus, les caractéristiques mêmes des questions environnementales, faible fréquence, fortes incertitudes sur les coûts et les bénéfices, les rendent particulièrement vulnérables à l'altération des probabilités, les effets de framing et de renversement des préférences. Dans le meilleur des cas, l'utilisation de VNM pour les décisions en incertitude dans le domaine de l'environnement ne peut donc que fournir un point de repère, dont la validité est sujette à caution, car le modèle est utilisé à sa limite.

La remise en cause de l'expertise

Aujourd'hui les problèmes d'environnement ont atteint le grand public. Mais cette prise de conscience, encore récente, a été progressive. La percée de l'énergie nucléaire civile et les débats qu'elle a suscité dans les années 1970-1980 aux Etats-Unis et en Europe, ont marqué une redistribution des rôles. Il est notamment apparu un décalage entre l'institution scientifique, productrice de connaissances et la société civile, remise en question par le développement de nouvelles technologies (nucléaire bien sûr, mais aussi informatique, biotechnologies...). A l'interface des deux, l'expert, à la fois pédagogue et conseiller du prince, aurait pour charge de faire le lien entre la science et la politique, entre comprendre et décider.

Mais, comme le souligne P. Roqueplo (1991), l'émergence des problèmes d'environnement se fait maintenant à un niveau immédiatement politique, vu la nécessité d'agir. Or les décisions se heurtent à la complexité des phénomènes à prendre en compte. Apparaît alors une contradiction entre le temps nécessaire à la recherche scientifique, et la décision concrète qui doit être immédiate. Si les experts sont par ailleurs des scientifiques, leur « intégration dans le processus de décision les pousse (...) à devenir » formels « , (...) à transformer en conflits les controverses dans lesquelles ils peuvent être engagés en tant que scientifiques » (Roqueplo (1991) p. 51).

L'actualité de ces dernières années est truffée de ces querelles d'experts sur les phénomènes environnementaux, pouvant aller jusqu'aux positions les plus opposées⁶. Encore tout récemment, en janvier 1993, un quotidien a publié, à une semaine d'écart, deux avis sur l'effet de serre, dont l'un contestait les preuves de son existence même, quand l'autre le tenait pour une évidence. Des débats similaires se déroulent au sujet du « trou » d'ozone, des pluies acides...

6. Theys, Kalaora (1991) sont une bonne introduction aux problèmes posés par cette situation.

Il n'en reste pas moins que des décisions doivent être prises, et ce même si elles ne peuvent pas s'appuyer sur des certitudes scientifiques solidement établies. Il devient alors nécessaire de décider « en univers de controverses » (Godard (1991)) où, comme le souligne le philosophe des sciences J. Ravetz (1988), « nous aurons de plus en plus besoin de décisions » dures « prises par des hommes politiques pour lesquelles nous ne disposerons que d'évidences » molles « ... ».

Les réponses théoriques

Les économistes devaient donc revoir leurs cadres d'analyse traditionnels. Tout d'abord, la théorie de la maximisation de l'utilité espérée, (modèle VNM), étant remise en cause, des alternatives au modèle ont été proposées. Ensuite le calcul économique a dû être adapté, pour tenir compte des conséquences irréversibles de certaines décisions. Quant à la dimension internationale que présentent la plupart des problèmes environnementaux importants, elle amène à reconsidérer la gestion des « ressources communes » (*commons*) que sont, en l'absence de droits de propriétés privés, les biens environnementaux. Enfin, il convient de s'interroger sur le développement soutenable qui, sans remettre la croissance en cause, cherche à la poursuivre sans nuire aux intérêts des générations futures.

Les alternatives au modèle VNM

La théorie de la maximisation de l'utilité espérée souffre d'une remise en cause radicale de son cadre axiomatique. Les théoriciens de la décision proposent donc maintenant d'autres critères de choix dans l'incertain, censés être plus satisfaisants, d'un point de vue descriptif et/ou normatif⁷. L'axiome d'indépendance est le plus contesté, comme nous l'avons vu précédemment. Comme cet axiome induit la linéarité du critère de choix par rapport aux probabilités, la majorité des théories alternatives sont non linéaires en probabilités.

Ainsi Machina (1982) renonce-t-il complètement à l'axiome d'indépendance et suppose seulement que les préférences sont suffisamment lisses (« smooth »), en ce sens que pour chaque distribution de probabilités, ces préférences peuvent être approximées linéairement. Autrement dit, la théorie de l'utilité espérée n'est valable que « localement », l'approximation linéaire n'ayant de sens que

7. Pour une présentation plus détaillée, voir Fishburn (1988), Munier (1989) ou Willinger (1989).

pour les variations infinitésimales de la distribution d'origine. Toutefois, on peut étendre beaucoup de résultats de la théorie de l'utilité espérée comme, par exemple, le lien entre l'aversion au risque et la concavité de la fonction d'utilité.

Avec la théorie de la « perspective » (*prospect theory*), Kahneman et Tversky (1979) proposent une théorie descriptive. Selon eux, la fonction d'utilité — portant sur des gains monétaires — est concave pour les gains, et convexe pour les pertes. Cette forme permet de prendre en compte l'altération des probabilités par les agents, qui semblent plus sensibles à une perte de 100 francs qu'à un gain du même montant.

La théorie de l'utilité anticipée (Quiggin (1982)), la théorie duale du risque (Yaari (1987)) ou la « Rank Dependent Expected Utility » (RDEU) de Segal (1987) et Chew, Karni et Safra (1987) reposent toutes sur la pondération des utilités $u(x_i)$ selon le rang du paiement ; la pondération ne dépend plus de la seule probabilité p_i d'obtenir x_i mais de la distribution toute entière. Cette idée remonte à Allais (1953) ; elle conduit à un critère de la forme : $\sum_i h(p_1, p_2, \dots, p_n) u(x_i)$.

La théorie du regret, développée indépendamment par Bell (1982) et Loomes, Sugden (1982), à partir de considérations psychologiques intuitives, puis axiomatisée par Fishburn (1982, 1984), concerne essentiellement les choix entre deux possibilités. Dans cette théorie, le choix d'un agent dépend non seulement des conséquences de sa décision (l'utilité $u(x_i)$), mais aussi des conséquences qui auraient découlé d'une autre décision. Autrement dit, si l'on note : $M(x_i, x_j)$ la mesure du « regret » d'obtenir x_i plutôt que x_j , « regret » qui sera positif si x_i est meilleur que x_j , et négatif sinon, la théorie fait l'hypothèse d'une maximisation de l'espérance mathématique des $M(x_i, x_j)$ ⁸.

Les nouvelles théories du choix dans l'incertain, que nous venons rapidement d'évoquer, semblent résoudre certains paradoxes de la théorie standard ; mais elles n'en sont pas immunes pour autant. Ceci explique, au moins en partie, l'inflation d'alternatives au modèle VNM, aucune ne parvenant à faire le consensus. Autre inconvénient, elles modélisent toutes le choix par la maximisation d'un critère unique, ce qui suppose de lister exhaustivement les conséquences de toutes les décisions possibles et leurs probabilités correspondantes (objectives ou subjectives). Or les problèmes environnementaux actuels sont tous caractérisés par une grande incertitude, aussi bien sur le plan des conséquences, dont nous avons déjà vu la difficulté d'évaluation, que sur celui des probabilités d'occurrence. Finalement, ces théories sont sans doute trop réductrices. Certains leur préfèrent des méthodes multicritères, mieux adaptées à des problèmes de choix complexes, même si elles ne sont pas elles aussi exemptes de défauts, en particulier dans la détermination des pondérations

8. Il ne faut pas confondre la théorie (axiomatisée) du regret avec le concept (non axiomatisé) de stratégie « sans regret » utilisé dans l'analyse économique de l'effet de serre : celui-ci désigne un ensemble d'actions réduisant immédiatement les émissions, tout en restant bénéfiques si les risques climatiques s'avéraient surévalués (par exemple, des mesures d'économies d'énergie, qui, en tout état de cause, réduiront certaines pollutions et certains coûts).

accordées à chaque critère. Le paysage théorique sur ces questions est aujourd'hui en plein renouvellement et la « boîte à outils » pour traiter les problèmes d'environnement s'agrandit régulièrement.

L'adaptation du calcul économique à l'irréversible

En matière d'environnement, il existe souvent des décisions dont les conséquences présentent un caractère irréversible, comme dans le cas de la construction d'un barrage qui rend impossible la restauration de la faune et de la flore dans leur état initial. Dans une situation de ce type, l'utilisation de l'analyse coûts-avantages (ACA), ou d'une technique équivalente, présente l'inconvénient de privilégier les décisions irréversibles, en ce sens que le bilan actualisé d'un projet flexible (non-irréversible) obtenu par ACA, sous-estime sa rentabilité lorsque le projet alternatif est irréversible. C'est l'effet-irréversibilité, mis en évidence par C. Henry en 1974. Il est nécessaire de modifier le calcul économique standard pour prendre en compte le coût spécifique d'une décision irréversible (encadré 4).

Valeur d'option et coût de l'irréversibilité

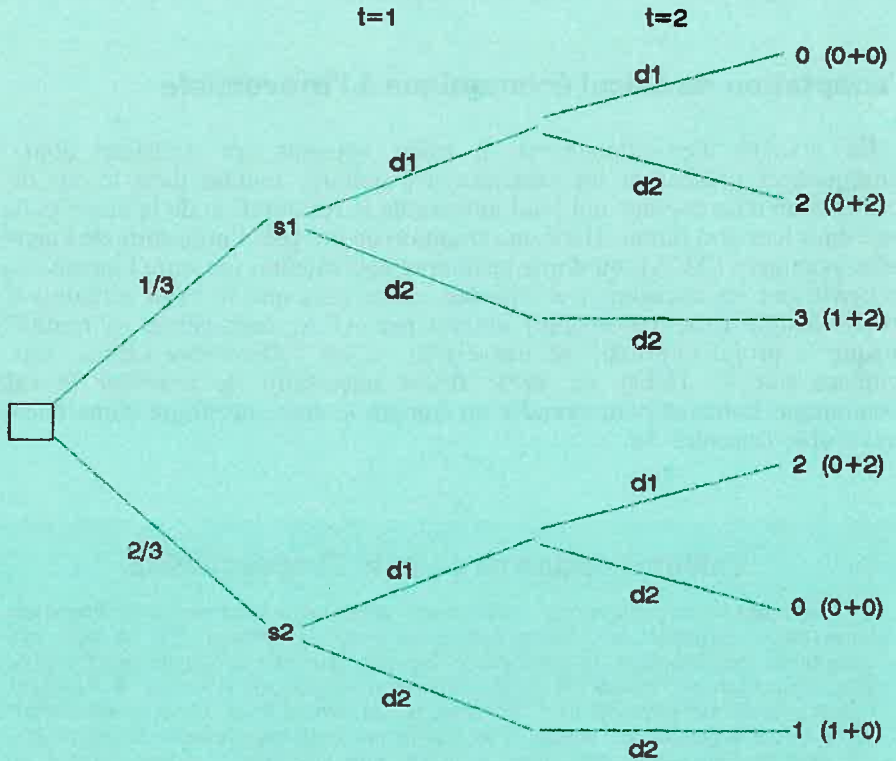
D'un point de vue théorique, cette valeur d'option correspond à la différence entre deux stratégies dans un problème de contrôle optimal. S'il ne tient pas compte de l'information, le décideur utilise une stratégie à boucle ouverte avec effet en retour, en annonçant à l'instant initial la suite de décisions maximisant l'espérance de ses gains sur tout l'horizon, ce qui revient à raisonner en équivalent certain en remplaçant les variables aléatoires par leurs espérances. Au contraire, s'il tient compte de l'information il utilise une stratégie à boucle fermée en calculant récursivement à partir de la dernière période une suite d'actions dont chacune est paramétrée par les décisions passées. La théorie du contrôle nous indique que l'ensemble des premières est inclu dans celui des secondes, celles-ci conduisant à une valeur optimale du critère au moins égale à celle permise par les premières. Ainsi la prise en compte de l'information au cours du temps permet bien un gain à l'optimum. Si une décision est irréversible, elle interdit cette utilisation future de l'information, impliquant donc un coût d'opportunité propre à cette décision.

Un exemple simple permet d'illustrer la différence entre les deux stratégies.

Supposons qu'il existe deux états du monde, S_1 et S_2 de probabilités respectives $1/3$ et $2/3$. En première période, le décideur a le choix entre une décision d_1 réversible de bénéfice courant nul et une décision d_2 irréversible lui assurant un bénéfice courant de 1 quel que soit l'état du monde.

En seconde période, si le décideur a choisi d_2 , il ne peut que maintenir ce choix qui lui donne des bénéfices courants respectifs de 2 et de 0 selon que l'état du monde est S_1 ou S_2 . Si au contraire, il a choisi d_1 , il peut de nouveau décider entre d_1 et d_2 , d_1 (resp. d_2) autorisant un bénéfice courant de 0 ou 2 (resp. 2, 0) en fonction de l'état du monde, S_1 ou S_2 .

La situation est représentée par l'arbre de décision ci-dessous où figurent entre parenthèses les bénéfices des deux périodes.



La stratégie à boucle ouverte et à effet en retour consiste à calculer l'espérance de chaque décision possible, puis à en prendre le maximum.

A l'instant initial, le décideur peut s'engager sur trois décisions : choisir d_1 ou d_2 .

Le calcul de l'espérance de chacune de ces décisions est immédiat et donne :

$$E_s(d_1, d_1) = V^*(d_1) = 0 + [1/3 \times 0 + 2/3 \times 2] = 4/3$$

$$E_s(d_1, d_2) = V^*(d_1, d_2) = 0 + [1/3 \times 2 + 2/3 \times 0] = 2/3$$

$$E_s(d_2, d_2) = V^*(d_2) = 1 + [1/3 \times 2 + 2/3 \times 0] = 5/3$$

Il est clair ici que le critère de maximisation de ces espérances conduit à prendre la décision irréversible d_2 en première période.

A l'opposé, la stratégie à boucle fermée consiste à chercher d'abord le maximum de chaque décision de seconde période, puis à en calculer l'espérance.

Ainsi, si la décision de première période a été d_1 on choisira d_2 (resp. d_1) en seconde période si l'état du monde est s_1 (resp. s_2) car $B(d_1, d_1; s_1) = 0 < B(d_1, d_2; s_1) = 2$. Ce qui donne une espérance de gain pour un choix de d_1 en première période égale à $V^\#(d_1) = 0 + [1/3 \times 2 + 2/3 \times 2] = 2$.

De même, on trouvera une espérance de gain pour un choix de d_2 en première période égale à $V^\#(d_2) = 1 + [1/3 \times 2 + 2/3 \times 0] = \frac{5}{3}$.

Avec cette stratégie, c'est donc la décision d_1 qui sera prise en première période.

La valeur d'option est la différence entre les gains attendus de la décision réversible dans chaque stratégie quand cette décision a été prise en première période. Ici elle est égale à $V^\#(d_1) - V^*(d_1) = 2 - 4/3 = 2/3$.

Il est intéressant de constater que si la stratégie utilisée est en boucle ouverte et avec effet en retour en tenant compte de cette valeur d'option comme d'un coût d'opportunité de la décision irréversible, on a $V^\circ(d_2) = 5/3 - 2/3 < V^*(d_1)$ et c'est la décision d_1 qui devient optimale en première période. Les deux stratégies donnent alors le même résultat et sont équivalentes.

Plus précisément, une décision est dite irréversible si l'ensemble des choix possibles, une fois cette décision prise, est réduit par rapport à celui qui aurait été accessible avec une autre décision, dite flexible. Il s'agit là d'un cas très général, car il est bien rare que la totalité des décisions possibles présente le même degré de flexibilité. Cette flexibilité peut revêtir des formes différentes, mais elle se caractérise toujours par la « révocabilité » des choix courants, au sens où ils imposent de faibles contraintes sur les opportunités de choix futurs. Comme, une fois la décision prise, une modification ou un abandon de l'option choisie entraîne un coût (plus ou moins important selon la décision), le souci de ne pas se fermer des possibilités futures peut conduire à préférer des options flexibles, même si elles sont moins rentables du point de vue du critère habituel de la maximisation de l'utilité espérée.

Pour l'économiste de l'environnement, il s'agit souvent de comparer la rentabilité de deux projets tels que : conserver un site naturel en l'état, ou l'aménager de différentes manières : barrage, autoroute.... Du strict point de vue du calcul économique standard type ACA, il est clair que la première option (flexible puisqu'elle laisse ouverte la possibilité d'aménager plus tard) est d'une faible rentabilité comparée à la seconde. Mais cette rentabilité est généralement incertaine, basée sur des prévisions qui peuvent se révéler non fondées. Une fois l'autoroute construite, des informations nouvelles indiquant les avantages qu'aurait apportés le maintien en l'état du site sont inutiles, alors qu'elles auraient pu être exploitées si l'option flexible avait été prise. Autrement dit, il peut y avoir un gain à prendre initialement la décision flexible. Ce gain est appelé valeur d'option ; il est obtenu en utilisant l'information nouvelle disponible pour un nouveau choix dans une seconde période, si la décision flexible a été choisie en première période. C'est donc la valeur conditionnelle de l'information (conditionnelle au choix de la décision flexible en première période). La valeur d'option, ou gain permis par la décision flexible, peut aussi être interprétée comme le coût spécifique de l'irréversibilité. Il est donc nécessaire de la mettre au passif d'une décision irréversible dans une ACA (encadré 4).

Si, sur le plan théorique, le coût spécifique de l'irréversibilité est maintenant mieux compris, son intégration au calcul économique suppose d'évaluer les valeurs d'option correspondantes, ce qui pose des problèmes pratiques considérables et suscite encore de nombreuses recherches. Cependant, une application a été faite aux pluies acides (Decaestecker, Rotillon (1990)), une autre à l'évaluation de méthodes alternatives pour la conservation des ressources végétales, en vue d'une utilisation agronomique future (Trommetter (1993)).

La gestion des « commons » reconsidérée

Comme le confirme le dernier rapport du Programme des Nations Unies pour l'Environnement (UNEP (1991a)), les problèmes essentiels de l'heure ont une dimension internationale, que ce soit le trou dans la couche d'ozone, les pluies acides, l'effet de serre, la déforestation, la pollution marine, celle de l'eau ou le partage des ressources en eau. Les divers États sont donc totalement interdépendants dans la résolution de ces problèmes. Plus précisément, la plupart des biens environnementaux en question ont la nature de biens publics, en ce sens qu'ils sont d'un usage non exclusif. Et ces biens publics sont même généralement supra-nationaux.

L'absence de droits de propriété sur les biens environnementaux les désigne comme des « ressources communes » (commons) dont l'usage étant non réglementé, génère des effets contradictoires. Ainsi, un pays donné se servira de l'environnement comme réceptacle de ses émissions polluantes, elles-mêmes conséquences de sa production, et se plaindra de la détérioration de l'atmosphère due aux rejets des autres pays. Les solutions traditionnelles développées par les économistes, telles les taxes, normes ou subventions, pour résoudre ces problèmes d'externalités, ou les propositions plus récentes de création de marchés pour les droits de propriété sur l'environnement, sont de peu d'efficacité, car aucune institution ne dispose d'un pouvoir supranational reconnu. La gestion est alors laissée au bon vouloir des divers pays, libres à eux de conclure des accords plus ou moins contraignants.

Depuis Hardin (1968), on considérait habituellement que l'usage d'une ressource commune en accès libre conduisait à sa surexploitation, désignée comme la « tragedy of commons ». Le paradigme théorique en est le dilemme du prisonnier qui montre que si la coopération de tous est souhaitable, chacun individuellement a intérêt à choisir une autre stratégie, à condition que les autres choisissent la solution coopérative. Mais comme tout le monde est dans la même situation, personne ne choisit la solution coopérative, d'où un résultat final moins bon que celui de la coopération. Ce paradigme bien connu se trouve remis en question aujourd'hui : si la non-coopération était la règle, on comprendrait mal l'existence de nombreux accords internationaux, dont près de deux cents concernent l'environnement (Barrett (1991), UNEP (1991b)) (encadré 5).

Aujourd'hui, une des voies qui est explorée notamment par Ostrom (1990) pour dépasser ce paradigme, consiste à identifier, à partir de l'analyse des

Les bénéfices de la coopération internationale

Pour réduire les émissions de SO₂, responsables des pluies acides, K. G. Maler de la *Stockholm School of Economics* a comparé, le coût pour les pays du continent européen, de deux méthodes :

- une réduction uniforme de 30 % ;
- une réduction « optimale », où chaque pays impose à ses producteurs une limite d'émission qui égalise coût marginal de réduction et coût des dommages, compte tenu du coût attribué aux dommages causés par ses producteurs ou reçus de producteurs étrangers. Dans cette approche, chaque pays, recevant la pollution, transfère aux pays pollueurs (par exemple la Grande-Bretagne pour la Suède) une compensation égale au coût des dommages par tonne (tels qu'évalués par la Suède) multiplié par la fraction des émissions (de la Grande-Bretagne) reçue (par la Suède). Grâce à ces transferts, le pays pollueur accroît son effort de réduction des émissions.

Les résultats de l'étude montrent que la réduction globale des émissions est de 39 % et les gains de 6,3 milliards DM avec la seconde méthode, contre respectivement 30 % et 2,7 milliards DM dans la première. Cette réduction globale de 39 % correspond à des niveaux de réduction très variables d'un pays à l'autre, ce qui montre bien la sous-optimalité d'une mesure uniforme. Cette étude illustre l'intérêt de la coopération internationale. Elle ne traite pas des difficultés liées à la mise en place institutionnelle des transferts qu'elle préconise, ni des contrôles à effectuer entre Etats souverains en l'absence d'une autorité supranationale reconnue.

Elle est d'un intérêt majeur, car elle élargit l'espace des solutions coopératives, en s'écartant de l'approche, traditionnelle, du pollueur-payeur. Ici, c'est au contraire le pollué qui paye le pollueur. Ceci permet d'améliorer la condition des différents pays, car le transfert permet aux pollueurs d'investir dans des technologies propres, réduisant ainsi les émissions reçues par les pollués. D'une manière générale, les principes pollueur-payeur ou pollueur-payé sont également justifiables et ne font que correspondre à deux conceptions différentes des droits sous-jacents à l'usage de l'environnement : droit à polluer, en considérant l'environnement comme un facteur de production ou droit à ne pas être pollué, où l'environnement est considéré comme une source d'aménités à préserver.

mécanismes effectifs de gestion, les principes qui devraient prévaloir dans la gestion des ressources communes. Parmi ces principes, on peut citer :

- une claire définition des limites du système, en termes physiques et en termes d'acteurs ;
- des dispositions résultant d'un choix collectif : les acteurs impliqués doivent pouvoir eux-mêmes participer à la définition et à la modification des règles de gestion ;
- la mise en place d'une surveillance sur le respect des règles et objectifs fixés, exercée soit par les utilisateurs, soit par un agent choisi par eux ;
- des sanctions à caractère progressif qui tiennent compte des possibilités d'apprentissage : l'exclusion du système n'est pas la seule sanction, ce qui renforce le respect volontaire des règles de fonctionnement ;

- un mécanisme de résolution des conflits, corollaire naturel du principe précédent ;
- le caractère emboîté de l'organisation, chacun des principes précédents opérant sur plusieurs niveaux et non pas directement au niveau des acteurs individuels⁹.

De nombreuses recherches sont maintenant menées pour mieux comprendre les processus de négociation entre nations et les problèmes de coordination des politiques internationales¹⁰. Une question essentielle porte sur la recherche de règles incitatives à la signature d'un accord. C'est le problème du « passager clandestin » (*free-rider*). D'autres questions concernent les conséquences des asymétries d'information entre pays sur la nature des dommages et les technologies disponibles ; ce sont les problèmes de hasard moral et/ou sélection adverse ; les conditions de stabilité d'un accord sont également étudiées ; de même l'influence de l'engagement unilatéral d'un pays dans la protection de l'environnement sur l'amélioration de la coordination internationale.

Le développement soutenable

Selon l'interprétation donnée par le rapport Brundtland, le développement soutenable doit satisfaire les besoins du présent, sans compromettre l'aptitude des générations futures à satisfaire leurs propres besoins. Ceci implique de maintenir un accès permanent aux ressources naturelles et d'éviter les dommages persistants à l'environnement. Par exemple, dans le cas des ressources vivantes comme la faune et la flore, cela signifie que l'utilisation d'une population animale ou végétale doit être compatible avec la viabilité à long terme, le renouvellement et le maintien de la diversité. Il s'agit clairement d'une conception beaucoup plus contraignante, que la notion traditionnelle du « maximum sustainable yield » utilisée en matière de gestion de ressources naturelles.

Le concept de « développement soutenable » pose de façon plus aigüe qu'à l'ordinaire deux problèmes à l'économiste :

- intégrer le très long terme dans l'analyse : les implications de l'effet de serre ou de la réduction de la couche d'ozone portent sur un horizon de l'ordre du demi-siècle, voire du siècle. Le recours à une approche par les taux d'actualisation, comme résumé des préférences intertemporelles pénalise alors nécessairement les investissements de prévention dont les bénéfices se matérialiseront aussi tard ;
- prendre en compte les préférences des générations futures. Deux interprétations du développement soutenable pour la formulation de modèles de crois-

9. Si l'on prend l'exemple du Protocole de Montréal sur la limitation des substances qui détruisent la couche d'ozone, il pourrait être plus efficace de régler les conflits sur la répartition des quotas de production d'abord entre firmes d'un même pays, puis entre pays d'une même zone commerciale (CEE) etc... qu'entre toutes les firmes dans le monde simultanément.

10. Pour une présentation rapide de ces travaux, voir Carraro et Siniscalco (1992).

sance sont concevables. L'une table sur le progrès technique et impose seulement que le stock de capital naturel et de capital produit par l'homme soit globalement non décroissant ; l'autre, plus restrictive, impose que chaque stock pris séparément soit non décroissant ¹¹.

La formulation de ces contraintes pose la question du degré de substitution entre actifs naturels, mais aussi du rôle du progrès technique dans le processus de croissance (Rotillon (1991)). Une réponse à cette difficulté consiste à déplacer la formulation des contraintes dans le champ éthique, en identifiant des composantes ou des aspects de l'environnement qui doivent être protégés littéralement à tout prix, et donc sans arbitrage à caractère économique. L'économie redevient alors un moyen d'allouer optimalement des ressources rares, à l'intérieur d'un cadre qu'elle n'a pas vocation à fixer. Toutefois, ici comme pour les décisions irréversibles ayant des conséquences pour les générations futures, ce choix se fera, à tort ou à raison, en préjugant des préférences de ces générations.

Conclusion

Les tentatives de réponses aux nouveaux défis environnementaux sont de plus en plus nombreuses. Mais, à l'issue de ce tour d'horizon, elles n'apparaissent pas encore à la hauteur des problèmes posés, qu'elles soient législatives ou théoriques. L'incertitude, l'irréversibilité, les controverses... marquent aujourd'hui, et sans doute pour longtemps, toutes les grandes questions environnementales. De nombreux progrès ont certes été accomplis en économie de l'environnement. Mais le champ de recherche est encore largement ouvert. Par exemple, les problèmes soulevés par le statut de l'expertise ne sont en aucun cas réglés, ni par l'amélioration des méthodes de valorisation, ni par l'adaptation du calcul économique.

Aussi, à l'issue de ce tour d'horizon le lecteur peut-il se sentir quelque peu désorienté et se demander si les pistes (théoriques) ouvertes en économie de l'environnement ne sont pas condamnées à devenir stériles du fait de cet apparent divorce entre experts, décideurs et grand public. Nous ne le pensons pas, sous réserve que les conditions d'un dialogue puissent être créées entre ces acteurs de façon à assurer la cohérence, sinon de leurs normes de références, du moins de leur perception du risque et de leurs anticipations, cruciales notamment en présence d'irréversibilités. S'il n'existe pas de recette miracle pour construire cet espace de dialogue, on peut néanmoins esquisser quelques orientations susceptibles de faciliter la prise de décision et sa mise en œuvre ¹² :

11. Voir Nijkamp et alii (1992) pour un résumé du débat et ses conséquences pour l'évaluation de projets.

12. Pour de plus amples développements sur ce thème, voir Decaestecker, Rotillon (1991).

- il est nécessaire de faire porter la recherche non seulement sur une meilleure connaissance des processus en jeu, mais surtout, sur les solutions théoriques permettant d'élargir l'espace de choix des acteurs ;
- l'incertitude scientifique doit être publique et apparaître clairement dans les travaux préparatoires aux décisions, même si elle n'a que rarement constitué un obstacle majeur à la prise de décision ;
- si une substance, ou une technologie donnée, présente un risque non nul et si l'interdiction de cette substance (technologie) n'est pas concevable, il est nécessaire de rendre « transparents » les arbitrages portant sur les niveaux de risques considérés comme acceptables et sur les dépenses de protection correspondantes considérées comme suffisantes ;
- l'acceptation du risque se fera plus facilement si, d'une part, les groupes affectés peuvent être associés à certaines mesures et ce, dès les premiers stades du processus d'analyse/décision et, si d'autre part, certaines formes d'engagements financiers ou d'assurances peuvent être définies au préalable, conditionnellement à la manifestation de tel ou tel évènement.

Ainsi les progrès réalisés par l'économie de l'environnement permettent-ils de discuter des problèmes posés dans un cadre cohérent, qui classe les informations, structure les débats et organise la contestation publique. Ceci rejoint le point de vue de C. Henry (1984) sur la microéconomie comme enjeu et langage de négociation ou celui de F. Ewald (1991) qui considère que la nouvelle fonction de l'expertise est de « fournir un langage (...) dans lequel pourra s'effectuer le nouveau débat social sur les valeurs ».

Références

- Allais M. (1953) : « Le comportement de l'homme rationnel devant le risque : critique des postulats et axiomes de l'école américaine », *Econometrica*, 21, pp. 503-546.
- Barrett S. (1991) : « The Paradox of International Environmental Agreements », *Working Paper*, London Business School.
- Bell D. (1982) : « Regret in Decision Making under Uncertainty », *Operations Research*, 30, pp. 961-981.
- Brundland G. (1987) : *Our Common Future*, Oxford University Press.
- Carraro C., D. Siniscalco (1992) : « The International Dimension of Environmental Policy », *European Economic Review*, 36, pp. 379-387.
- Chew S., A. Karni, Z. Safra (1987) : « Risk Aversion in the Theory of Expected Utility with Rank Dependent Probabilities », *Journal of Economic Theory*, 42, pp. 370-381.
- Commission des Communautés européennes, DG XI (1992) : *Législation communautaire concernant l'environnement*, vol. 1 à 7, office des publications officielles des Communautés européennes.
- Daly H., J. Cobb (1989) : *For the Common Good*, Beacon Press.
- Decaestecker J.P., G. Rotillon (1990) : « Acquisition d'information, innovations et irréversibilités », *Revue économique*, 41, pp. 411-431.

- Decaestecker J.P., G. Rotillon (1991) : *Irréversibilité, risque environnemental, calcul économique*, PIREN/CNRS.
- Desaigues B., P. Point (1990) : « L'économie du patrimoine naturel : quelques développements récents », *Revue d'économie politique*, 6, pp. 707-785.
- Eckstein O. (1958) : *Water-Resource Development : the Economics of Project Evaluation*, Harvard University Press.
- Ewald F. (1991) : « L'expertise, une illusion nécessaire », in *Environnement, science et politique*, GERMES, cahier n° 13, Actes du colloque d'Arc et Senans 1989 « Les experts sont formels », pp. 187-191.
- Faucheux S., J. F. Noël (1990) : *Les menaces globales sur l'environnement*, La Découverte, collection Repères.
- Fishburn P. (1982) : « Nontransitive Measurable Utility », *Journal of Mathematical Psychology*, 26, pp. 31-67.
- Fishburn P. (1984) : « SSB Utility Theory and Decision Making under Uncertainty », *Mathematical Social Science*, 8, pp. 235-285.
- Fishburn P. (1988) : *Nonlinear Preference and Utility*, John Hopkins University Press.
- Godard O. (1991) : *Social Decision-Making under Scientific Controversies*, Autumn Workshop in Environmental Economics, Venise.
- Hardin G. (1968) : « The Tragedy of Commons », *Science*, 162, pp. 1 243-1 248.
- Henry C. (1974) : « Investment Decisions Under Uncertainty : The » Irreversibility Effect « », *American Economic Review*, 64, pp. 1 006-1 012.
- Henry C. (1984) : « La microéconomie comme langage et enjeu de négociation », *Revue économique*, 35, pp. 177-197.
- INSEE (1986a) : « Les comptes satellites de l'environnement, méthodes et résultats », *Collections de l'INSEE*, C 130.
- INSEE (1986b) : « Les comptes du patrimoine naturel », *Collections de l'INSEE*, C 137-138.
- Irwin J., P. Slovic, S. Lichtenstein, G. McLelland (1993) : « Preference Reversals and the Measurement of Environmental Values », *Journal of Risk and Uncertainty*, 6, pp. 5-18.
- Kahneman P., A. Tversky (1979) : « Prospect Theory : An Analysis of Decision under Risk », *Econometrica*, 47, pp. 263-291.
- Loomes G., R. Sugden (1982) : « Regret Theory : an Alternative Theory of Rational Choice under Uncertainty », *The Economic Journal*, 92, pp. 805-824.
- Machina M. (1982) : « Expected Utility Analysis Without the Independence Axiom », *Econometrica*, 50, pp. 277-324.
- Munier B. (1989) : « Calcul économique et révision de la décision en avenir risqué », *Revue d'économie politique*, 2, pp. 276-306.
- Nijkamp et alii (1992) : « Sustainability, Efficiency and Equity », in *Environmental Impact Assessment*, A.G. Colombo (ed.), Kluwer Academic Publisher.
- OCDE (1989) : *Environmental Policy Benefits : Monetary Evaluation*.
- OCDE (1991) : *Indicateurs d'environnement. Une étude pilote*.
- Ostrom E. (1990) : *Governing the Commons*, Cambridge University Press.
- Quigging J. (1982) : « A Theory of Anticipated Utility », *Journal of Economic Behavior and Organization*, 3, pp. 324-343.
- Ravetz J. (1988) : *Sustainable Development of the Biosphere*, HASA, Cambridge University Press.

- Roqueplo P. (1991) : « L'expertise scientifique : convergence ou conflits de rationalités ? » in *Environnement, science et politique*, GERMES, cahier n° 13, Actes du colloque d'Arc et Senans 1989 « Les experts sont formels », pp. 15-80.
- Rotillon G. (1991) : « Ressources épuisables et substitut », *Annales d'économie et de statistique*, 23, pp. 13-33.
- Segal U. (1987) : « Some Remarks on Quigging's Anticipated Utility », *Journal of Economic Behavior and Organization*, 8, pp. 145-154.
- Theys J., B. Kalaroa (eds.) (1991) : *La terre outragée. Les experts sont formels*, série Sciences en liberté, Autrement.
- Trommetter M. (1993) : *Rationalisation économique de la conservation des ressources génétiques végétales*, Thèse pour le Doctorat de Sciences Economiques, Université de Grenoble II.
- UNEP (1991a) : *The State of the World*, UNEP, Nairobi.
- UNEP (1991b) : *Registre des traités et autres accords internationaux sur l'environnement*, UNEP, Nairobi.
- Viscusi K. (1991) : *Reforming Products Liability*, Harvard University Press.
- Weber J.L. (1991) : *Comptabilité du patrimoine naturel et intégration des statistiques de l'environnement*, Conférence spéciale sur la comptabilité de l'environnement, Baden/Vienne.
- Willinger M. (1989) : *La rénovation des fondements de l'utilité et du risque*, Colloque international « Les experts sont formels », Arcs et Senans, 1989.
- Yaari M. (1987) : « The Dual Theory of Choice under Risk », *Econometrica*, 55, pp. 95-116.