

Applicabilité d'une approche commune des coûts en santé et environnement

Dominique Bureau

Résumé

Pour évaluer si une intervention publique justifie le coût d'opportunité des ressources utilisées pour atteindre certains bénéfices pour la collectivité, les analyses économiques valorisent en termes monétaires l'ensemble des coûts et bénéfices à considérer. Pour ceux qui ne sont pas marchands, les principes utilisés pour fonder cette approche commune des coûts sont dérivés de la théorie économique des choix publics : la « monétarisation » repose premièrement sur la mesure des préférences des individus face aux changements permis par l'action envisagée. Depuis une trentaine d'années, cette approche a fait l'objet non seulement de développements théoriques, mais aussi de nombreux travaux empiriques, dans le domaine des risques sanitaires et de l'environnement.

En santé, ces méthodes permettent, par exemple, d'apprécier l'efficacité des efforts faits au niveau des traitements, par rapport à ce que permettrait un renforcement des efforts de prévention. Quand les effets attendus des politiques environnementales sont de cette nature, les évaluations des coûts procèdent alors des mêmes méthodes. Les évaluations du *Clean Air Act* en fournissent une illustration exemplaire.

Sur le plan méthodologique, la difficulté rencontrée dans les deux domaines est la même : comment réconcilier les approches qui estiment directement les consentements à payer pour la réduction du risque sanitaire, et celles qui contraignent les préférences à se conformer à des critères usuels en santé publique, de type QALY ? Cependant, là encore dans les deux domaines, les obstacles au développement de l'évaluation économique se situent (souvent) plus au niveau institutionnel, les incitations des décideurs à choisir les politiques par référence à leur efficacité sociale demeurant insuffisantes.

Le domaine « santé-environnement » ajoute par ailleurs différents problèmes spécifiques, liés notamment à : l'incertitude sur les impacts en situation de précaution ; et à leur hétérogénéité, conduisant selon les cas à des synergies (co-bénéfices) ou des conflits d'objectifs, notamment avec la réduction des émissions de gaz à effet de serre. La pondération des impacts dans des conditions reflétant les coûts sociaux pour en réaliser la balance est d'autant plus nécessaire, avec comme enjeu majeur à anticiper toutes les évolutions liées à l'alimentation.

La mesure des préférences des individus face aux changements dans les risques sanitaires est utile pour évaluer un large éventail de décisions publiques et privées affectant, entre autres, la qualité de l'environnement, la sécurité des produits et les procédures médicales. L'objectif de la quantification est d'aider à déterminer si la variation nette des risques pour la santé associés à une intervention justifie le coût d'opportunité des ressources utilisées pour l'atteindre.

J.Hammitt¹

Introduction

Depuis la fin des années 1970, les administrations américaines successives ont assuré le développement de l'analyse coûts-bénéfices (ACB) pour les choix relatifs à l'environnement et la prévention, par la promulgation de « règlements présidentiels ». Ainsi, depuis presque 40 ans, la loi aux Etats-unis impose que toute politique de régulation dont les impacts sont significatifs soit évaluée par une ACB. Ceci nécessite une approche commune des coûts, sanitaires et autres, dont les principes sont dérivés de la théorie économique des choix publics. De cette manière, la balance entre les impacts des pollutions sur la santé, sur la qualité de vie et sur les ressources naturelles, et les coûts économiques engendrés par ces politiques peut être menée sur la base d'indicateurs agréant ces différents coûts.

Ce principe d'évaluation s'est appliqué en particulier au Clean Air Act (CAA), promulgué en 1970, qui constitue la pièce maîtresse de la politique fédérale américaine dans le domaine de la pollution atmosphérique (cf. Treich, 2016²), dont l'objet principal est sanitaire. Sa section 812 impose à l'agence de l'environnement (EPA) de rendre compte périodiquement des estimations des coûts et des bénéfices apportés par le CAA. Cette obligation a joué un rôle majeur dans le développement de l'ACB en santé-environnement, notamment en favorisant un perfectionnement permanent des méthodologies pour assurer la pertinence³ des évaluations, en premier lieu par rapport à la manière dont les bénéfices et les coûts sont convertis en unités monétaires. En effet, cette opération de conversion monétaire est délicate, en particulier pour la partie concernant les bénéfices, qui implique que des éléments relatifs à la santé, à la qualité de l'environnement ou à la mortalité soient « monétarisés ».

L'évaluation du CAA est « contre-factuelle » et procède analytiquement en enchaînant six étapes successives : modélisation des émissions, estimation des coûts directs dans les différents scénarios, modélisation de la qualité de l'air, estimation des impacts sur la santé et sur l'environnement, évaluation économique de ces impacts (« monétarisation », en référence notamment à une « valeur statistique de la vie humaine »), agrégation (i.e.AC B) des coûts et des avantages, et analyse de sensibilité et d'incertitude sur les résultats.

¹ *Valuing non-fatal health risks : monetary and health utility measures*. Revue économique, 2017

² Le coût des normes environnementales : leçons du Clean Air Act. Contribution au rapport du CEDD « Comment concilier développement économique et environnement ? », 2016, et cf.annexe : exemples 1 et 2

³ En s'attachant notamment à définir des cadres méthodologiques stricts à toutes les étapes pour assurer la qualité des évaluations: dans le domaine sanitaire, critères du « Panel on Cost-Effectiveness in Health and Medicine » (1996) pour l'ACB proprement dite; recommandations de la Commission Arrow-Solow pour la valorisation des biens environnementaux à la demande de la NOAA, qui posent des conditions de preuve pour qu'un résultat économétrique puisse être considéré comme significatif, et par là incorporable dans l'ACB ; définition de valeurs tutélaires pour certains paramètres-clefs de l'ACB (taux d'actualisation, prix du carbone, valeur statistique de la vie humaine, valeur de la biodiversité)...

Le premier rapport, publié en 1997, était essentiellement rétrospectif. Il concluait que les bénéfices obtenus entre 1970 et 1990 grâce au CAA de 1970 et aux mesures complémentaires introduites en 1977 étaient substantielles et « socialement » très rentables: le rapport entre les bénéfices obtenus et les coûts pour les atteindre était associé à un facteur 10 ou plus. Ce rapport a été complété en 1999 par une évaluation des nouvelles mesures prises fin 1990. La conclusion était à nouveau favorable, avec un rapport entre bénéfices et coûts pour ces mesures « nouvelles » (en excluant donc les bénéfices nets attribuables aux mesures prises antérieurement) estimé à 4.

Le rapport publié en 2010 par l'EPA « *The Benefits and Costs of the Clean Air Act: 1990 to 2020* » a réévalué ce bilan en prolongeant la perspective et en actualisant les références ou méthodes d'estimation pour les différents coûts et avantages pris en compte. La réduction de mortalité prématurée associée à la pollution par les particules procure une part prépondérante (environ 90%) des bénéfices. Vient ensuite la réduction de mortalité associée à l'exposition à l'ozone, et la morbidité évitée (infarctus du myocarde, bronchites chroniques). Si la conclusion est que les bénéfices excèdent substantiellement les coûts, ceux-ci ne sont pas cependant considérés comme négligeables. Cet exemple illustre comment la comparaison rigoureuse des bénéfices attendus des réglementations et de leurs coûts est essentielle pour en garantir l'efficacité, en fixant les normes au bon niveau.

A cet égard, ces ACB ont donné des résultats parfois surprenants. Elles ont suggéré que certaines normes relatives aux produits cancérigènes étaient trop basses, et que certaines dépenses de dépollution des sites pollués avaient été trop fortes. Ainsi, des études montrent que seulement 5% des dépenses avaient éliminé plus de 99% des risques. Dans ces cas, les ACB ont suggéré qu'il fallait abaisser certaines dépenses de prévention. Mais dans d'autres cas, elles ont suggéré une tendance inverse en recommandant plus de prévention, comme pour certains risques physiques sur le lieu de travail, ou ceux relatifs à la pollution de l'eau ou aux transports.

En dépit de cette démonstration par l'exemple, beaucoup de débats demeurent autour de l'idée d'éclairer les choix politiques en développant une approche commune des coûts sanitaires (associée à la notion de consentements à payer ou « WTP⁴ » pour une réduction du risque ou pour l'amélioration de la qualité de vie) ; d'utiliser les valeurs de référence correspondantes (« VSL⁵ » pour un risque de décès, par exemple) pour comparer les bénéfices sanitaires, alors exprimés « en euros », avec les coûts à engager pour les atteindre (ie les sacrifices à opérer sur d'autres consommations) ; et ainsi fournir une évaluation synthétique en termes de revenu équivalent de la « valeur sociale nette créée » (ou du coût social net de la non-action).

Dans cette perspective, après avoir rappelé les enjeux de l'évaluation des politiques en santé et en environnement, on revient sur les méthodologies disponibles à cette fin, puis, en conclusion sur les obstacles de nature plus institutionnelle à lever. S'écartant des exposés généraux sur l'ACB appliquée à chacun de ces domaines, qu'il est inutile de répéter⁶, on s'attache ici à qualifier plus particulièrement ce qui est propre ou revêt une acuité particulière pour les politiques en « santé-environnement ».

⁴ Pour *willingness to pay*

⁵ *Value of a statistical life*

⁶ Cf. J.Hammitt, op.cit. dans le premier cas et "L' évaluation économique et la décision publique dans le domaine de l'environnement », D.Bureau, Annales d'économie et de statistique, 2012, dans le second.

1- Les enjeux

La pollution est la principale cause environnementale de maladies et décès prématurés dans le monde aujourd'hui (...) La pollution tue de manière disproportionnée les pauvres et les populations vulnérables (...) Malgré ses impacts substantiels sur la santé humaine, l'économie et l'environnement, la pollution a été négligée, en particulier dans les pays à faible revenu et à revenu intermédiaire, et les effets sur la santé de la pollution sont sous-estimés dans les calculs de charge de morbidité globale.

The Lancet Commission on pollution and Health (TLCPH), 2017

Pourquoi insister sur le besoin d'ACB en santé et environnement ? D'abord, parce que, comme en économie de la santé en général, l'efficacité des actions potentielles est extrêmement hétérogène. Ainsi, s'il est vrai, par exemple, qu'on n'en fait pas assez pour la prévention « en général », les choix de répartition des ressources entre la prévention et les traitements restent à opérer sur la base d'évaluations spécifiques.

Il apparaît en effet, que si la prévention des maux sociaux (tabac, alcool, obésité etc...) est très « coût-efficace », on ne peut inférer de règle générale. A cet égard, une étude⁷ considérant tout type de traitement ou de mesure de prévention, à partir de 600 études publiées entre 2000 et 2005, mettait en évidence des distributions de ratio coût-efficacité de type \$ / QALY⁸ très similaires, entre les mesures qualifiables de préventives, et les traitements. En d'autres termes, il faut se garder d'idées a priori. C'est au cas par cas, en fonction des possibilités de ciblage, de leurs coûts et de leurs bénéfices, qu'il faut apprécier la performance des mesures de prévention.

De plus, pour construire les politiques, la comparaison des ratios d'efficacité ne suffit pas : la fixation du seuil d'efficacité revient à définir un consentement à payer; si on essaye de contourner le problème, en ne considérant que ces ratios, le risque est de négliger des actions dont le ratio est favorable sans être exceptionnel, mais dont l'étendue du champ d'action potentiel est susceptible de procurer un bénéfice global très élevé. Cet élément peut expliquer en partie les biais au détriment de politiques de prévention pourtant efficaces que constatent les organismes internationaux, ou l'étude évoquée en exergue sur la pollution atmosphérique : on a d'autant plus besoin d'analyses coûts-bénéfices dans les situations où l'économie politique des choix est difficile, avec d'un côté, des bénéfices diffus ou pour des populations pesant peu dans les processus de décision, et, en face des intérêts industriels très influents.

Surtout, les politiques en santé et environnement ont des impacts multidimensionnels qui font que, souvent, ces ratios coût-efficacité sont partiels. On risque alors de manquer des politiques (sanitaires-environnementales ou autres ayant de tels effets) dont l'efficacité réside dans l'agrégation de « co-bénéfices », sur la santé et l'éducation pour la réduction de l'habitat insalubre, par exemple, ou sous-estimer les enjeux de sortir du charbon. Mais on risque aussi de ne pas attacher suffisamment d'attention aux éventuels effets délétères à prendre en compte.

Ceci vaut d'abord au sein des effets sanitaires. Par exemple, la promotion du vélo est bénéfique sur le plan cardiovasculaire, mais il ne faut pas négliger les risques d'accidents. Les

⁷ COHEN J., NEUMANN P., WEINSTEIN M. (2008), "Does Preventive Care Save Money?", *The New England Journal of Medicine*, 358-7, p 661-663. cf. annexe: exemple 3

⁸ *Quality-adjusted life years*

impacts peuvent être aussi contradictoires entre individus concernés, Hammitt (op.cit.) citant comme exemple le cas de la consommation de poisson par les femmes enceintes : qui diminue des risques neurocognitifs liés au méthyl-mercure chez l'enfant ; mais augmente leur risque cardiovasculaire du fait de la moindre exposition aux oméga-3.

Surtout les mesures en santé et environnement doivent considérer des impacts autres qui ne ressortent pas seulement des deux dimensions santé et coûts, au premier rang desquels le climat. L'analyse globale que procure l'ACB est alors irremplaçable, pour intégrer sur des bases solides les impacts synergiques et évaluer les arbitrages, avec un double enjeu d'optimisation des normes et de ciblage des politiques.

Les tâtonnements associés au développement du bois-énergie au niveau individuel, les erreurs commises dans l'orientation du parc automobile par des dispositifs ne considérant que les émissions de CO₂ (donc ni les NOx, ni les particules fines...), l'acuité des arbitrages entre risque nucléaire et ces émissions, ou encore l'importance des questions de biodiversité à propos des pollutions agricoles montrent la généralité du problème.

De même, l'émergence des maladies chroniques liées à l'alimentation conduit, selon les cas, à des impacts congruents santé-climat (méthane, en l'occurrence) ou plus complexes : l'augmentation de la consommation de fruits et légumes et la diminution de viande sont favorables pour les deux objectifs ; mais, si une réduction de la consommation de fromage et de crème se reporte sur la viande, l'effet positif sur la santé a une contrepartie sur les émissions de gaz à effet de serre (et aussi d'autres impacts variés sur l'eutrophisation, l'acidification ou l'utilisation des sols).

La conception des mesures doit donc apprécier le poids des différents enjeux avec, en ce domaine, des rapports de l'ordre de 1 à 10 entre climat et santé⁹.

La contestation de l'applicabilité de l'approche commune des coûts qui est associée à l'ACB, procède souvent de l'idée, qu'en récusant la monétarisation des bénéfices sanitaires car « la santé n'a pas de prix », on favoriserait l'ambition en santé-environnement. Ceci est fortement contredit par l'expérience. La difficulté que nous avons rencontrée sur la période récente pour mettre en œuvre des politiques appropriées dans le domaine de la pollution de l'air conduisant, le 12 juillet 2017, le Conseil d'État à « enjoindre au Gouvernement de prendre toutes les mesures nécessaires pour ramener les concentrations en dioxyde d'azote et en particules fines PM10 sous les valeurs limites », suggère le contraire (comme pour les pesticides).

Le risque est plutôt que cette dimension des politiques environnementales soit négligée, et reléguée au second plan dans des domaines où c'est en fait l'enjeu premier. Ceci est paradoxal par rapport à la genèse de ces régulations : contre le charbon de mer à Londres et les déversements des tanneries et abattoirs à Paris, dès le XIV^e siècle ; et, plus systématiquement à partir du XIX^e siècle à la suite d'E.Chadwick.

Surtout, ceci ne nous met pas en situation d'aborder correctement les problèmes liés à l'alimentation ou à la conception de « *Healthy cities* ».

⁹ Cf. Irz et al., J.of Health economics 2015 et Ecological economics, 2017, cf Annexe: exemple 4

2- L'applicabilité : état de l'Art

Mais, sitôt qu'il s'agit de passer des principes à la monétarisation, on est envahi par le sentiment que les données, les études, sont encore dramatiquement insuffisantes pour faire un travail scientifique vraiment solide. On aimerait attendre encore, probablement très longtemps. Et pourtant, si l'on recule, certaines nuisances continueront à être écartées des bilans, donc comptées pour zéro dans les calculs faute de savoir quel chiffre retenir entre huit et douze. Et là où certaines corporations y trouveront intérêt, rien ne les empêchera de continuer à introduire dans leurs calculs des valeurs très élevées alors qu'on se contentera ailleurs de valeurs beaucoup plus faibles, trop faibles sans doute, si ce n'est nulles, d'où des incohérences fâcheuses.

M.Boiteux¹⁰

Au niveau des principes, l'estimation monétaire des bénéfices privilégie aujourd'hui la notion du consentement à payer, qui se réfère aux arbitrages qui sont faits par tout un chacun entre son revenu et l'amélioration sa situation sanitaire : combien est-on prêt à sacrifier de revenu pour réduire tel risque ou avoir une meilleure qualité de vie ? En effet, les calculs de pertes de production, par exemple, sont trop partiels. Cette approche est commune à l'économie de l'environnement et à l'économie de la santé.

La démarche privilégiée par les économistes est ensuite de chercher à révéler directement les valeurs correspondantes à partir de l'observation de choix mettant en jeu ce type d'arbitrage. Ainsi, à la source de beaucoup de développements en évaluation économique des biens environnementaux, il y a l'observation que si la qualité de ceux-ci est non-marchande, elle affecte cependant certains marchés, au premier rang desquels les marchés fonciers pour les impacts locaux, d'où le recours aux méthodes hédoniques. Une autre approche consiste à faire de l'économie expérimentale, ce qui soulève d'autres problèmes méthodologiques liés, dans ce contexte, au biais de perception et de mémoire par rapport aux épisodes de santé vécus.

Dans le cas du CAA, la valeur statistique de la vie humaine retenue résultait ainsi de la synthèse, par l'EPA, de vingt-six études jugées pertinentes, reposant principalement sur l'évaluation d'une prime de risque reflétée dans les salaires et concernant les risques sur le lieu de travail.

L'idée sous-jacente est que, notamment pour éviter les risques du paternalisme, seul doit être retenu le point de vue des citoyens, et le meilleur moyen de connaître ce point de vue est d'étudier leurs décisions. Mais ce principe fondamental peut aussi poser problème. Comme le souligne Treich (op.cit.), il est basé sur l'acte de foi des économistes qui présupposent que les citoyens prennent des décisions qui vont toujours dans le sens de leur propre intérêt. Autrement dit, chaque citoyen sait ce qui est bon pour lui. Cela est questionnable. Les autres sciences humaines et sociales (psychologie, sociologie etc.) nous ont éclairés sur ce point, en montrant, par exemple, que les perceptions des risques par le public sont souvent différentes de celles des experts.

En l'espèce, ceci peut avoir des implications très concrètes, que l'on peut illustrer à propos des politiques à mettre en place pour l'air extérieur et l'air intérieur : certes, celles-ci sont de natures différentes, les premières seules relevant du principe « pollueur-payeur » ; mais peut-on faire comme si le public avait pleine connaissance des niveaux de pollution élevés atteints

¹⁰ Transports : choix des investissements et coût des nuisances, CGP, 2001

dans les logements et les voitures alors que manifestement ce n'est pas le cas compte-tenu des moyens d'y remédier ? A la limite, pourquoi ne pas remettre en cause les réglementations techniques visant à limiter les émissions de monoxyde de carbone des appareils de chauffage ? De même que la santé publique ne peut se désintéresser des problèmes d'addiction, les politiques de santé et environnement doivent informer le public sur les risques et protéger celui-ci lorsque c'est nécessaire.

Pour ces raisons et parce que les valeurs révélées par les études économétriques soulèvent beaucoup de questions, notamment par rapport à l'impact (peu valorisé) de la durée et la sévérité des épisodes de santé (cf. Hammitt, op.cit.), l'alternative souvent privilégiée en pratique consiste à synthétiser d'abord l'impact sanitaire en termes d'indicateur de type QALY, et supposer alors une valeur constante du QALY. Mais ceci est critiquable dans la mesure où cette hypothèse de WTP/QALY constante n'est pas validée empiriquement.

Ce type de difficulté n'est pas totalement spécifique à l'économie de la santé : les praticiens des transports ont tendance à ne considérer que les gains de temps, là où les économètres veulent différencier. Toutefois, dans ce cas, la tendance est de considérer que les calculs usuels négligent des attributs de qualité importants, qui expliquent la sous estimation des trafics réalisés par les tramways et les métros automatiques dans les évaluations *ex ante* des projets. Ici, le jugement est plus nuancé et il est difficile d'énoncer de manière générale la supériorité de l'une ou l'autre des deux approches. La conséquence pratique est la nécessité de justifier les choix avec la plus grande transparence, en intégrant aussi l'idée que le rôle de l'ACB n'est pas de faire les choix à la place du politique mais de l'éclairer : on ne choisit donc pas une méthode pour trouver les résultats qui nous plaisent, mais par rapport à sa capacité à éclairer une question, en tirant le meilleur parti de l'état de l'Art en termes de références disponibles et de critères méthodologiques à appliquer.

A cet égard, le rapport de la Commission du Lancet sur la pollution (op.cit.) est remarquable : dans sa manière d'intégrer le meilleur des différentes approches ; mais aussi s'agissant de l'évaluation économique, par la manière dont est dépassée la contradiction qui émerge en première analyse entre d'un côté, un coût global considérable de la pollution, et des valeurs de cas évité qui en revanche semblent faibles. En effet, s'il est alors mentionné que ces valeurs sont sans doute sous-estimées, en tout état de cause, les moyens pour les éviter à faible coût existent en fait, donc l'ACB supporte leur mise en œuvre.

Celle-ci doit cependant résoudre encore deux problèmes particulièrement épineux en santé et environnement : le premier concerne le passage de « l'individuel au collectif » ; le second, le fait qu'en plus des problèmes de valorisation des bénéfices sanitaires, il y a, en amont, encore beaucoup d'incertitudes sur certains impacts correspondants (cf. perturbateurs endocriniens, nanotechnologies...).

Le premier est lié à ce qui fonde théoriquement l'analyse coûts-bénéfices, c'est-à-dire le résultat de Hicks-Kaldor qui établit que, sous réserve de réaliser les transferts appropriés pour que le surplus soit équitablement réparti, le bilan coûts-bénéfices (pour la collectivité) rend compte de l'opportunité de la politique ou du projet soumis à examen. La réalisation des compensations nécessaires conditionne donc la pertinence du critère. En pratique, la tendance est cependant de faire comme si cette question pouvait être laissée de côté ou renvoyée à la redistribution générale. Ce n'est vrai que quand les coûts et bénéfices sont naturellement répartis sur tous les agents.

Dans le contexte qui nous intéresse, il faut notamment considérer comment les bénéfiques vont justement toucher des populations pauvres et vulnérables et leur permettre d'en sortir. Il faut aussi apprécier jusqu'à quel point la décision publique doit ou non suivre l'opinion publique quand elle accorde une importance particulière aux catastrophes les plus visibles.

« Le traitement (non)-différencié des individus est ainsi un point majeur de critique autour de l'utilisation de l'ACB, et est continuellement l'objet de recherche et discussion¹¹. Derrière ce débat, il y a une tension possible entre efficacité et équité. Cette tension doit être ouvertement discutée. Dans tous les cas, une ACB de qualité se doit de présenter les impacts d'une mesure de prévention sur les différentes catégories de la population. Cet élément sera une donnée utile pour la décision politique finale.

De plus, cette décision politique requiert un sens précis de ce que la société désire en termes de justice sociale et une vision globale des différents outils disponibles pour organiser les transferts sociaux. Il est donc évident qu'une politique pourra être justifiée pour d'autres raisons que l'efficacité. Reste que l'ACB donnera des indications sur les pertes (s'il y en a) en termes d'efficacité induites par une telle politique. Dans le domaine de la prévention, ces pertes d'efficacité signifient que plus de vies auraient pu être sauvées pour un même coût. Cet argument d'efficacité doit donc avoir du poids sur un plan éthique pur. »

Le second problème renvoie au « principe de précaution », qui concerne les situations où se combinent l'incertitude sur les impacts et la menace que certains de ceux-ci soient irréversibles.

A cet égard, deux cas sont à distinguer. D'une part, il y a l'idée de portée très générale que, dans un environnement incertain, les projets impliquant le plus d'irréversibilité devraient être pénalisés ; et ceux procurant plus de flexibilité pour s'adapter à la diversité des situations possibles favorisés. Si l'incertitude *ex ante* relève d'une situation de risque, les différentes issues possibles pouvant faire l'objet de quantification, la notion sous-jacente est celle de « valeur d'option ». Elle ne remet pas en cause les principes fondamentaux de l'ACB, mais la définition des stratégies à considérer dans les situations où peut envisager une amélioration progressive de l'information sur le problème à traiter, qui doivent organiser la recherche correspondante et choisir les actions pour en tirer le meilleur parti. Evaluation et gestion sont alors intimement connectées.

Les situations d'incertitude radicale, caractérisées par l'impossibilité de trancher, en l'état des connaissances scientifiques, entre différentes hypothèses plus ou moins plausibles, soulèvent des questions plus délicates, clairement du côté de l'évaluation des dommages sanitaires. A cet égard, le rapport « Gollier¹² » note : « Entre ces deux interprétations du principe de précaution, le bilan coûts-avantages d'une part et la nécessaire preuve de l'innocuité d'autre part, se trouve un large spectre d'attitudes possibles selon la quantité et la qualité des informations disponibles et selon le degré de confiance qu'on leur accorde.

Les spécialistes s'entendent pour dire qu'il n'existe à l'heure actuelle que des tentatives de formalisation préliminaires et partielles de ces différentes attitudes. Les développements théoriques récents, souvent au croisement entre l'économie et la psychologie, introduisent pour ce faire la distinction entre aversion au risque et aversion à l'ambiguïté, permettant de fait une prise en compte explicite du principe de précaution dans les modèles du

¹¹ Cf. Treich op.cit.

¹² Le calcul du risque dans les investissements publics, CAS, 2011

comportement humain. Introduire l'aversion à l'ambiguïté dans ces modèles est en effet une manière de formaliser l'idée que le décideur n'aime pas les situations dans lesquelles l'information disponible est pauvre. Lorsque l'incertitude n'est pas probabilisable, les individus tendent à se comporter comme si les événements devaient tourner à leur désavantage. »

3- Gouvernance et conditions institutionnelles à mettre en place

Moins de la moitié des produits chimiques fortement utilisés ont subi des tests de sécurité ou de toxicité, et l'évaluation rigoureuse avant la mise sur le marché des nouveaux produits chimiques n'est devenue obligatoire que dans la dernière décennie et seulement dans quelques pays à revenu élevé. Il en résulte que les produits chimiques et les pesticides dont les effets sur la santé humaine et l'environnement n'avaient jamais été examinés ont été responsables d'épisodes de maladie, de décès et de dégradation de l'environnement, les exemples historiques comprenant le plomb, l'amiante, le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT), les polychlorobiphényles (PCB) et les chlorofluorocarbones détruisant l'ozone.

TLCPH, 2017

L'analyse qui précède conduit à un bilan nuancé par rapport aux obstacles méthodologiques : pour être pertinentes et écarter le soupçon de technocratie, l'humilité est de mise, les hypothèses restrictives, voire les lacunes de l'analyse économique pour aborder certains systèmes complexes ne devant pas être passées sous silence ; mais on dispose aujourd'hui d'une panoplie significative d'instruments et indicateurs pour évaluer les bénéfices des politiques en santé et environnement, y compris pour éclairer les choix en situation de précaution, avec des références mobilisables conséquentes, sur le plan conceptuel et empirique, sur tous les points épineux.

Dans ce contexte, la bonne gouvernance de l'ACB revêt cependant une grande importance : les ACB sont à évaluer sur des critères scientifiques ; elles doivent spécifier ce qui n'a pas été quantifié, les aspects relatifs à la distribution et détailler la manière dont l'incertitude scientifique a été prise en compte ; la certification des évaluations, et la manière dont le débat public ou inter-institutionnel peut s'en saisir, conditionnent leur utilité dans le processus de décision...

Mais les obstacles à lever pour l'applicabilité sont autant institutionnels que techniques.

L'administration française a une longue tradition du « calcul économique », inaugurée au XIX^e siècle par les travaux fondateurs de Jules Dupuit sur « l'utilité des travaux publics », puis enrichis par ses différentes générations d'ingénieurs-économistes et mis en œuvre notamment dans le pilotage des investissements publics dans les secteurs économiques du transport et de l'énergie, de l'agriculture et des télécommunications. Certes, cette tradition a perduré¹³ avec la définition systématique de valeurs pour les pollutions environnementales et sonores des transports (rapport Boiteux), la valeur du carbone (rapport Quinet), la prise en compte du futur et du risque dans l'évaluation (rapports Lebègue et Gollier), et une première estimation de la valeur économique de la biodiversité (rapport Chevassus-au-Louis).

¹³ Cf. Luc Baumstark, « L'apport des valeurs tutélaires et l'évaluation coûts-bénéfices des politiques publiques », Les économistes et la croissance verte, CEDD, 2012, op.cit.

Cependant, l'évaluation économique ne s'est pas développée comme elle l'aurait dû dans l'ensemble des domaines de la dépense publique ou sociale, et force est même de constater que la tendance générale est plutôt un processus de régression, se nourrissant de quatre ingrédients : l'absence d'appétence des décideurs politiques pour l'évaluation des politiques publiques ; un déficit de compétences au sein de l'Etat, notamment pour aborder les nouveaux domaines et réaliser les investissements nécessaires pour y adapter les méthodologies disponibles ou en développer de plus appropriées; le refus fréquent de fournir des références pour pondérer les coûts et avantages, au motif que cela ne relèverait nullement de l'expertise économique ; et, aussi, une dégradation de la qualité des évaluations produites dans les domaines traditionnels, exacerbant le soupçon de technocratie.

Le problème sous-jacent n'est pas seulement culturel, il est aussi d'incitations : incitation à prendre ses responsabilités pour faire des choix, qui suppose que celles-ci soient clairement affectées, à l'encontre des mille-feuilles et dilutions qui se sont constituées dans l'action publique ; incitation à investir dans le développement de méthodologies pour éclairer des questions complexes, qui suppose la perspective de les voir effectivement utilisées pour éclairer les décisions. A ce titre, l'essor de l'évaluation dépend du cadre d'ensemble de transformation de l'action publique : comme on l'a rappelé, l'élément fondateur de ce qui est considéré comme la bonne pratique dans le domaine de l'environnement est une obligation systématique d'évaluation des nouvelles régulations, en termes de coûts et d'avantages pour la collectivité ; à l'instar des Etats-Unis, où ce type d'obligation s'est progressivement construit sous les présidences Carter, Clinton et surtout Reagan.

En santé et environnement, ce problème d'incitation se trouve exacerbé par le fait que les acteurs concernés sont multiples, avec des intérêts partiels. Ceci explique, par exemple, le temps qu'il a fallu, dans le domaine de la sécurité routière, pour déployer le contrôle automatique des vitesses sachant que, dans ce cas, le verrou n'était pas technologique mais simplement d'établir la responsabilité par défaut du titulaire de la carte grise. De même, on voit bien le changement d'échelle dans les évaluations des produits chimiques qui a été stimulé par la mise en place de REACH...

Le développement de l'évaluation ne peut donc prendre son essor que si, en parallèle, les différents acteurs (offreurs de soins, villes, cantines, agriculteurs...) sont soumis à des cadres incitatifs performants et que ceux-ci intègrent des éléments de responsabilisation (rémunérations ou pénalités) aux impacts en ce domaine. Plus généralement, de même que l'ACB dans le domaine de l'environnement s'est développée de pair avec l'introduction d'instruments nouveaux de régulation, en premier lieu l'écofiscalité et les marchés de licences sous plafond d'émissions global.

L'exemple suédois sur les NOX, avec des taxes fixées à un niveau reflétant l'évaluation économique des dommages, cent fois supérieur à celui de notre TGAP, est ici emblématique. L'ACB est utile pour définir les normes mais aussi pour concevoir des politiques efficaces : dans cette perspective, P.Dubois¹⁴ a montré, par exemple, que l'utilisation de logos nutritionnels est plus efficace pour promouvoir une alimentation saine que d'interdire la publicité pour « la malbouffe »...mais probablement moins efficace que l'application de taxes.

¹⁴ TSE-Mag (2017), op.cit.

Conclusion

Contrairement à ce que l'on imagine souvent, l'obstacle à l'applicabilité de l'ACB ne se situe pas au niveau méthodologique. Certes, l'évaluation requiert des compétences appropriées. Mais l'*Office of Information and Regulatory Affairs* aux Etats-Unis démontre depuis des décennies que l'on peut soumettre à revue les coûts et bénéfices des réformes— y compris non marchands— et leur balance, de manière « *non-politique* », sans ignorer ni les enjeux redistributifs ou la solidarité, ni l'incertitude sur certains impacts, ni la psychologie et les enjeux de présentation des réformes, simplement pour éclairer la décision publique comme elle le mérite. Sans sous-estimer les difficultés qui ont été identifiées, ceci vaut en santé et environnement. Affirmer cela ne vise nullement à relativiser les questions éthiques, mais, comme le souligne J.Tirole :

Beaucoup reprochent aux économistes de ne pas tenir assez compte des problèmes d'éthique, réclament une frontière claire entre domaines marchand et non marchand. Certains de ces débats reflètent une méconnaissance de nombreux travaux d'économistes, théoriques et expérimentaux (sur le terrain, en laboratoire, en neuroéconomie), qui couvrent des sujets aussi divers que la morale et l'éthique ou le rôle des normes sociales. Les sujets éthiques nécessitent une réflexion en profondeur des ressorts de la moralité et des comportements, pour comprendre comment différentes institutions, marchés ou systèmes plus administrés affectent nos valeurs et nos comportements.

Certes l'introduction de considérations financières heurte nos vues sur le caractère sacré de la vie humaine. La vie « n'a pas de valeur ». Les choix budgétaires en matière de santé (au sein d'un hôpital ou entre différentes recherches) peuvent pourtant faire baisser ou monter la mortalité. Mais jamais nous ne voudrions admettre que nous faisons ces arbitrages, qui nous mettent presque aussi mal à l'aise que Sophie contrainte de choisir lequel de ses deux enfants survivra, sous la menace que les deux soient gazés si elle refuse ce choix.

Annexe : exemples

Exemple 1: évaluations du Clean Air Act Bénéfices attribuables aux différentes mesures

SUMMARY OF MEAN PRIMARY BENEFITS RESULTS

BENEFIT CATEGORY	MONETIZED BENEFITS (MILLION 2006\$) BY TARGET YEAR			NOTES
	2000	2010	2020	
Health Effects				
PM Mortality	\$710,000	\$1,200,000	\$1,700,000	- PM mortality estimates based on Weibull distribution derived from Pope et. al (2002) and Lodon et al., 2006. - Ozone mortality estimates based on pooled function
PM Morbidity	\$27,000	\$46,000	\$68,000	
Ozone Mortality	\$10,000	\$33,000	\$55,000	
Ozone Morbidity	\$420	\$1,300	\$2,100	
Subtotal Health Effects	\$750,000	\$1,300,000	\$1,900,000	
Visibility				
Recreational	\$4,100	\$9,000	\$18,000	Recreational visibility only includes benefits in the regions analyzed in Chestnut and Rovo, 1990 (i.e., California, the Southwest, and the Southeast).
Residential	\$13,000	\$27,000	\$49,000	
Subtotal Visibility	\$17,000	\$36,000	\$67,000	
Agricultural and Forest Productivity	\$1,000	\$5,500	\$11,000	
Materials Damage	\$98	\$93	\$110	
Ecological	\$6.9	\$7.5	\$8.2	Reduced lake acidification benefits to recreational fishing assuming effect threshold of 50 microequivalents per liter.
Total: all categories	\$770,000	\$1,300,000	\$2,000,000	

Note: See Chapters 5 and 6 of this report for detailed results summaries. Values presented are means from results reported as distributions. Estimates presented with two significant figures.

Exemple 1: évaluations du Clean Air Act ACB

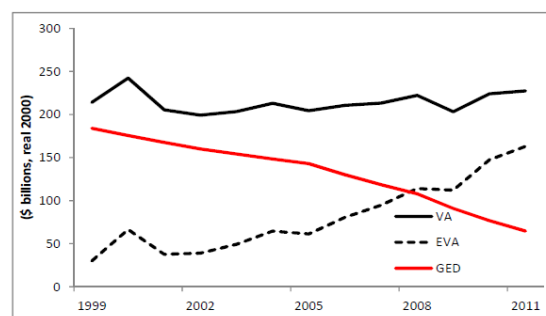
SUMMARY OF QUANTIFIED PRIMARY CENTRAL ESTIMATE BENEFIT AND COSTS
(ESTIMATES IN MILLION 2006\$)

COST OR BENEFIT CATEGORY	ANNUAL ESTIMATES			PRESENT VALUE
	2000	2010	2020	
Costs:				
Electric Utilities	\$1,400	\$6,600	\$10,000	\$49,000
Industrial Point Sources	\$3,100	\$5,200	\$5,100	\$43,000
Onroad Vehicles and Fuels	\$14,000	\$26,000	\$28,000	\$220,000
Nonroad Engines and Fuels	\$300	\$360	\$1,200	\$4,500
Area Sources	\$660	\$690	\$770	\$7,600
Local Controls	\$0	\$14,000	\$20,000	\$53,000
Total Costs	\$20,000	\$53,000	\$65,000	\$380,000
Monetized Benefits:				
Avoided Mortality	\$720,000	\$1,200,000	\$1,800,000	\$11,000,000
Avoided Morbidity	\$27,000	\$47,000	\$70,000	\$410,000
Ecological and Welfare Effects	\$18,000	\$42,000	\$78,000	\$330,000
Total Benefits	\$770,000	\$1,300,000	\$2,000,000	\$12,000,000

Exemple 2: impact macroéconomique (PIB vert)

(impact de l'adoption des technologies de désulfuration)

Figure 1A: VA, EVA and GED for the Utility Sector

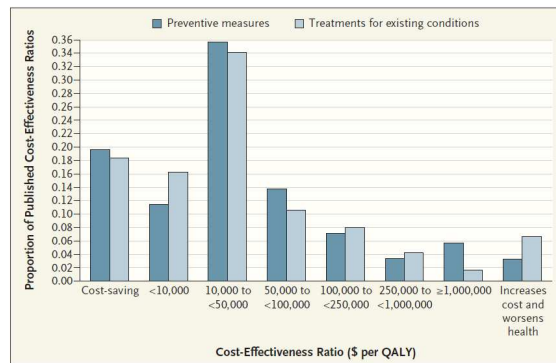


All values in real (\$2000)

D'après N.Muller

Exemple 3: évaluations des traitements médicaux

préventif vs curatif



Distribution of Cost-Effectiveness Ratios for Preventive Measures and Treatments for Existing Conditions.

Data are from the Tufts–New England Medical Center Cost-Effectiveness Registry. QALY denotes quality-adjusted life-year.

Cohen et al. NEJM 2008

Exemple 3: exemples de ratios (Cohen et al., op. cit.)

Intervention	Cost-Effectiveness Ratio
Preventive measures	
<i>Haemophilus influenzae</i> type b vaccination of toddlers	Cost-saving
One-time colonoscopy screening for colorectal cancer in men 60–64 years old	Cost-saving
Newborn screening for medium-chain acyl-coenzyme A dehydrogenase deficiency	\$160/QALY
High-intensity smoking-relapse prevention program, as compared with a low-intensity program	\$190/QALY
Intensive tobacco-use prevention program for seventh- and eighth-graders	\$23,000/QALY
Screening all 65-year-olds for diabetes as compared with screening 65-year-olds with hypertension for diabetes	\$590,000/QALY
Antibiotic prophylaxis (amoxicillin) for children with moderate cardiac lesions who are undergoing urinary catheterization	Increases cost and worsens health
Treatments for existing conditions	
Cognitive-behavioral family intervention for patients with Alzheimer's disease	Cost-saving
Cochlear implants in profoundly deaf children	Cost-saving
Combination antiretroviral therapy for HIV-infected patients	\$29,000/QALY
Liver transplantation in patients with primary sclerosing cholangitis	\$41,000/QALY
Implantation of cardioverter-defibrillators in appropriate populations, as compared with medical management alone	\$52,000/QALY
Left ventricular assist device, as compared with optimal medical management, in patients with heart failure who are not candidates for transplantation	\$900,000/QALY
Surgery in 70-year-old men with a new diagnosis of prostate cancer, as compared with watchful waiting	Increases cost and worsens health

Des ratios aux bilans

Table 3.2 US Deaths Related to Modifiable Risk Factors, 2005

Cause of Death	2005
Tobacco smoking	467,000
High blood pressure	395,000
Overweight—obesity (high BMI)	216,000
Physical inactivity	191,000
High blood glucose	190,000
High LDL cholesterol	113,000
High dietary salt (sodium)	102,000
Low dietary omega-3 fatty acids	84,000
High dietary trans fatty acids	82,000
Alcohol use	64,000
Low intake of fruits and vegetables	58,000
Low dietary polyunsaturated fatty acids	15,000

Note. Source: Danaei et al. (2009).

Source: Cawley, Ruhm, 2011. Handbook of Health Economics.

Exemple 4: ACB des régimes alimentaires

	F&V +5%	Na -5%	SFA -5%	eq. CO2 -5%	Red meat -5%	All meats -5%
DIETRON nutritional factors						
Fruits (g)	1.7%	0.5%	-5.4%	14.0%	1.1%	1.8%
Vegetables (g)	7.0%	2.6%	10.8%	-2.6%	-0.5%	-1.3%
Fibers (g)	-2.3%	-5.0%	-0.2%	-0.9%	-0.2%	-0.3%
Total Fat (% energy)	1.4%	2.7%	-1.0%	1.2%	0.1%	0.1%
MUFA (% energy)	2.6%	3.6%	-0.4%	0.9%	0.1%	-0.3%
PUFA (% energy)	4.7%	3.8%	0.0%	2.8%	0.2%	-0.1%
SFA (% energy)	-0.4%	1.6%	-2.3%	1.5%	0.1%	0.9%
Cholesterol (% energy)	-0.8%	3.7%	-1.5%	-2.0%	-0.1%	-1.0%
Salt (g)	-5.1%	-7.7%	-3.9%	-0.9%	-0.2%	0.3%
Energy (MJ)	-2.3%	-3.8%	-2.5%	-1.8%	-0.2%	-0.3%
% DA for DIETRON diseases	3.8%	4.2%	3.2%	3.5%	0.3%	0.4%
Environmental indicators						
eq. CO2 (g)	-2.8%	-0.8%	0.5%	-5.3%	-0.5%	-0.9%
eq. SO2 (g)	-3.9%	-0.6%	-0.4%	-9.5%	-1.0%	-2.5%

Table 4: Population average variations in nutritional and environmental indicators and in death avoided

Irz et al., 2015

Exemple 4: ACB (Irz et al.)

Valuation Parameters					
DA (K€/DA)	240	240	1000	1000	
eq. CO2 (€/t)	32	185	32	185	
eq. SO2 (€/t)	238	238	238	238	
Constraints	Benefits (M€)				Cost (M€)
F&V +5%	660	899	2 570	2 809	466
Na -5%	682	752	2 793	2 863	128
SFA -5%	503	463	2 121	2 081	288
eq. CO2 -5%	670	1 126	2 439	2 895	961
Red meat -5%	65	107	237	279	10
All meats -5%	78	156	259	337	76

Table 6: Cost-effectiveness analysis

Exemple 4: poids des bénéfices sanitaires (Irz et al.)

Valuation Parameters				
DA (K€/DA)	240	240	1000	1000
eq. CO2 (€/t)	32	185	32	185
eq. SO2 (€/t)	238	238	238	238
Constraints	Share of health benefit in total benefit			
F&V +5%	91%	67%	98%	89%
Na -5%	98%	89%	99%	97%
SFA -5%	102%	110%	100%	102%
eq. CO2 -5%	83%	50%	95%	80%
Red meat -5%	84%	51%	96%	81%
All meats -5%	74%	37%	92%	71%

Table 7: Shares of total benefit attributable to health versus environmental improvements