

## Règlement REACH : la valorisation économique et l'évaluation des impacts environnementaux

L'utilisation des instruments de valorisation économique des biens environnementaux est devenue quasi systématique pour orienter le décideur public dans ses choix en matière de politiques de protection de l'environnement. Ces instruments sont mobilisés comme préalables à l'évaluation des impacts des différentes réglementations envisagées dans une démarche éclairée et globale. Depuis le début des années 2000, la littérature économique fournit des études de plus en plus nombreuses sur le sujet. Tout en prenant acte des précautions de mesure et d'interprétation qui sont de rigueur, ces études montrent qu'un certain degré de quantification et de monétarisation des impacts environnementaux au service de la décision publique est possible. Le règlement REACH sur les substances chimiques encourage cette démarche analytique qui s'applique alors aux deux procédures de gestion des risques prévues par ce règlement, à savoir l'autorisation et la restriction. Aux difficultés propres aux méthodes d'évaluation des impacts environnementaux viennent alors s'ajouter les incertitudes inhérentes aux caractéristiques des substances chimiques, représentant ainsi un défi intellectuel et méthodologique à relever.

Par Karine FIORE\*

Selon le théorème de Coase, dans un monde où les coûts de transactions sont nuls et où les droits de propriété sont bien définis, les ressources sont allouées de manière optimale sans régulation publique. Appliqué à l'environnement, ce théorème implique que les externalités environnementales peuvent être supprimées par un accord volontaire et spontané sur les mécanismes compensatoires à mettre en place entre pollueurs et pollués. Or, dans le monde réel, les conditions coasiennes ne sont pas réunies et le marché présente des défaillances. En l'occurrence, les biens environnementaux souffrent de la tragédie des biens communs (1), d'une part, parce que les droits de propriété sur ces biens ne sont pas (toujours) délimités et, d'autre part, parce que n'étant pas, par essence, des biens marchands, ils n'ont donc pas de prix de marché direct. N'appartenant à personne et étant en apparence gratuits, ils sont menacés de surexploitation et de dégradation.

Depuis un demi-siècle, les sommets mondiaux (conférences de l'Organisation des Nations Unies pour le développement durable, Journées de la Terre, de la biodiversité et autres événements) se multiplient, révélant une prise de conscience environnementale de la part de la communauté internationale. Après deux révolutions

industrielles et une troisième, en marche, la pollution n'est plus considérée comme un dommage collatéral inévitable des activités anthropiques, mais comme une priorité politique.

Constatant que l'allocation des ressources naturelles n'obéit pas à l'ordre spontané coasien et que leur résilience est limitée, les décideurs publics se sont attachés à définir des normes et des responsabilités afin de réduire les atteintes qui y sont portées. À cette fin, l'appareil législatif a mis de manière croissante les économistes à contribution pour apporter un soutien scientifique et technique à ses choix et participer ainsi à la démarche globale de protection de l'environnement. En particulier, il s'appuie de plus en plus sur les instruments de valorisation économique qui visent à attribuer une valeur monétaire aux ressources naturelles à protéger. Cette attribution présente deux utilités : d'une part, elle permet d'orienter *ex-ante* le choix d'une politique environnementale vers la mesure de gestion des risques la plus bénéfique, par l'estimation des impacts, dans une perspective d'arbitrage coûts-avantages, des différentes mesures envisagées et, d'autre part, elle permet de déterminer *ex-post* les montants des réparations à faire peser sur le responsable de la pollution.

Dans cette première dimension, la valorisation économique des biens environnementaux est donc un outil d'aide dans le choix entre différentes politiques publiques de protection de l'environnement.

Dans sa seconde dimension, elle soutient le dispositif juridique de responsabilisation et d'indemnisation en permettant une traduction monétaire des dommages causés aux milieux naturels. Bien que le principe de la valorisation des biens environnementaux fasse encore l'objet de débats, son utilité dans ces deux dimensions est désormais admise.

C'est la première dimension qui sera développée ici sous l'angle pratique du règlement européen REACH sur les substances chimiques. Nous montrerons comment elle est appliquée dans ce contexte et les défis méthodologiques qui restent à relever.

### **Le règlement REACH et la protection de l'environnement**

Le règlement REACH 1907/2006/EC (2), qui a été adopté le 18 décembre 2006, est entré en vigueur le 1er juin 2007.

Dès ses considérants, REACH affiche clairement ses ambitions écologiques et sanitaires. Il vise explicitement à « assurer un niveau élevé de protection de la santé humaine et de l'environnement » et souligne « la nécessité de consacrer davantage d'efforts à la protection de la santé publique et de l'environnement, conformément au principe de précaution ».

En matière de gestion des risques environnementaux et sanitaires, le règlement REACH prévoit deux procédures : l'autorisation et la restriction.

Un certain nombre de substances chimiques (dites « hautement préoccupantes » – SVHC (*substance of very high concern*)) doivent faire l'objet d'une demande d'autorisation de la part des industriels (fabricants, importateurs, utilisateurs en aval) souhaitant les utiliser et/ou les mettre sur le marché. Ces substances qui sont listées à l'annexe XIV du règlement présentent des propriétés particulièrement toxiques pour l'environnement ou la santé humaine. En ce qui concerne les substances présentant un risque pour l'environnement, il s'agit des substances dites PBT (*persistent, bioaccumulative and toxic*), vPvB (*very persistent and very bioaccumulative*) et « de niveau de préoccupation équivalent » (comme les perturbateurs endocriniens – PE – pour l'environnement), telles que définies dans les articles 57-d à 57-f du règlement.

La procédure de restriction REACH est recommandée lorsqu'un risque inacceptable pour l'environnement ou la santé humaine est identifié (article 68).

Contrairement à l'autorisation, une proposition de restriction est de la compétence des États membres et de l'ECHA (*European Chemicals Agency*) et vise la fabrication, l'utilisation et la mise sur le marché d'une substance, d'un mélange ou d'un article la ou le contenant. En matière environnementale, la restriction cible toute substance présentant un risque, y compris les substances PBT, vPvB ou « de niveau de préoccupation équivalent » inscrites à l'annexe XIV pour un usage spécifique, qui ne serait pas couvert par

la procédure d'autorisation (tel que l'importation d'articles les contenant).

### **La valorisation économique des impacts environnementaux dans les procédures REACH de l'autorisation et de la restriction**

Pour pouvoir orienter son choix parmi plusieurs mesures de gestion des risques envisageables, le décideur public doit disposer d'un éventail d'informations le plus complet possible. Ces informations lui permettent d'éclairer sa décision en comparant entre elles les mesures au travers d'une grille de lecture commune. En particulier, c'est l'analyse économique de l'ensemble des changements induits par ces mesures (leurs impacts) qui participe de cet éclairage.

Les impacts analysés peuvent être positifs ou négatifs, directs ou indirects, et ils doivent être exprimés en un même numéraire. On parle d'analyse socio-économique (ASE) lorsque celle-ci s'étend, en plus des impacts sur l'environnement, la santé et les acteurs des marchés, aux impacts sur la société prise dans son ensemble (consommateurs, etc.). Cette approche permet ainsi d'estimer de façon anticipée l'efficacité de plusieurs mesures alternatives. Si les critères de jugement de l'efficacité d'une mesure peuvent varier selon les priorités politiques (bénéfices écologiques, coût de mise en œuvre de la mesure, etc.), le choix d'une mesure est effectué en prenant en compte l'ensemble de ses impacts dans une démarche éclairée et globale.

L'analyse économique des impacts environnementaux opère en deux étapes : a) la valorisation économique des biens environnementaux qui sont la cible de la mesure (poissons de rivière, sols agricoles, etc.) et b) l'évaluation des impacts de la réglementation envisagée sur ces biens. Un poids, positif ou négatif, ainsi qu'une probabilité d'occurrence (lorsque celle-ci peut être établie) sont alors attribués à ces valeurs, reflétant ainsi une amélioration environnementale (mesurée par un bénéfice) ou une dégradation (mesurée par un coût).

Quelle que soit la mesure REACH concernée (restriction ou autorisation), cette démarche analytique est appliquée (voir l'encadré 1 de la page suivante). Lorsqu'un État membre de l'Union européenne ou l'ECHA proposent d'imposer une restriction sur une substance chimique, leur recommandation doit être appuyée par une ASE telle que définie dans l'annexe XVI du règlement (voir l'encadré 2 de la page 33), c'est-à-dire une évaluation de l'ensemble des impacts attendus de la restriction pour le marché communautaire. Dans le meilleur des cas, lorsque les données sont disponibles, il s'agit d'une évaluation quantitative et monétaire (sinon, il s'agira d'une évaluation semi-quantitative ou qualitative) des impacts de la restriction proposée sur l'environnement, la santé humaine et la société prise dans son ensemble. De la même manière, lorsqu'un fabricant, un importateur ou un utilisateur en aval d'une substance chimique soumet une demande d'autorisation pour son usage et si les risques environnementaux (et, éventuellement, sanitaires) générés par cette substance ne sont pas maîtrisés de manière « adéquate » (article 60 du règlement), celui-

ci doit démontrer que les bénéfices socio-économiques de l'autorisation l'emportent sur les risques. Dans cet objectif, le demandeur doit également assortir sa demande d'une ASE incluant une évaluation des impacts environnementaux de l'usage de cette substance.

Il est à noter que, pour éviter qu'un toxique n'en chasse un autre, et ce, quelle que soit la procédure, REACH promeut la substitution progressive des substances chimiques dangereuses par des alternatives plus sûres pour l'environnement et la santé. Aussi, les deux procédures incluent-elles nécessairement une analyse de la faisabilité technique et économique des alternatives disponibles, ainsi que, pour les demandes d'autorisation, un plan de substitution. Les impacts environnementaux (et sanitaires, le cas échéant) des solutions de remplacement identifiées peuvent donc être eux aussi évalués.

### **La valorisation environnementale dans REACH : de la théorie...**

Depuis les années 2000, la littérature fournit des études de plus en plus nombreuses sur la valorisation économique des biens environnementaux. Cette valorisation s'appuie sur

l'évaluation de « services » rendus à l'homme par les écosystèmes, la biodiversité et les ressources naturelles, celle-ci permettant de traduire en termes monétaires les attributions et les bénéfices que l'homme retire de la nature pour ses activités marchandes et son bien-être. Ces services écologiques sont de quatre ordres (MEA, 2005) : les services d'approvisionnement (alimentation, bois, etc.), les services de régulation (climat, épuration des eaux, etc.), les services culturels (propriétés récréatives, écotourisme, etc.) et les services de support (non directement rendus à l'homme, mais assurant les services précités : formation des sols, photosynthèse, etc.).

La valorisation économique des services écologiques (hors services de support) donne implicitement une valeur patrimoniale aux biens environnementaux. Issues de la théorie néoclassique et de la théorie des marchés, plusieurs types de valeurs peuvent ainsi être calculées (voir la figure 1 de la page 34).

Les méthodes d'évaluation disponibles pour calculer ces valeurs sont rappelées dans le tableau 1, avec, à titre illustratif, des exemples de valeurs économiques issues de la littérature internationale. Les méthodes d'évaluation indirectes attribuent une valeur aux biens environnementaux à partir

### **L'analyse socio-économique (ASE) dans le règlement REACH**

Extrait du règlement REACH : L'analyse socio-économique dans le cadre d'une demande d'autorisation

#### **Article 60.4**

« Lorsqu'une autorisation ne peut être octroyée en application du paragraphe 2 ou pour les substances énumérées au paragraphe 3, elle ne peut être octroyée que s'il est démontré que les avantages socio-économiques l'emportent sur les risques qu'entraîne l'utilisation de la substance pour la santé humaine ou l'environnement, et que s'il n'existe pas de substances ou de technologies de remplacement appropriées. Cette décision est arrêtée après prise en compte de l'ensemble des éléments suivants (...) :

- a) le risque lié aux utilisations de la substance ainsi que la pertinence et l'efficacité des mesures de gestion des risques proposées,
- b) les avantages socio-économiques découlant de son utilisation et les conséquences socio-économiques d'un refus de l'autorisation, dont le demandeur ou d'autres parties intéressées doivent apporter la preuve,
- c) l'analyse des solutions de remplacement (...) ou le plan de remplacement proposé par le demandeur (...),
- d) les informations disponibles sur les risques pour la santé humaine ou l'environnement que d'éventuelles substances ou technologies de remplacement présentent pour la santé ou pour l'environnement. »

Extrait du règlement REACH : L'analyse socio-économique dans le cadre d'une proposition de restriction

#### **Article 68.1**

« Quand la fabrication, l'utilisation ou la mise sur le marché de substances entraînent pour la santé humaine ou l'environnement un risque inacceptable qui nécessite une action au niveau communautaire, l'annexe XVII est modifiée (...) par l'adoption de nouvelles restrictions ou par la modification des restrictions existantes, prévues à l'annexe XVII, applicables à la fabrication, à l'utilisation ou à la mise sur le marché de substances telles qu'elles ou contenues dans des préparations ou des articles (...) Toute décision de ce type prend en compte l'impact socio-économique, y compris l'existence de solutions de remplacement. »

### Extrait de l'annexe XVI du règlement REACH – Analyse Socio-Économique

La présente annexe contient des précisions sur les informations qui peuvent être utilisées par les acteurs présentant une analyse socio-économique (ASE) à l'appui d'une demande d'autorisation, (...) ou en relation avec une proposition de restriction (...).

Une ASE peut contenir les éléments suivants :

- ✓ impact de l'octroi ou du refus d'une autorisation sur le ou les demandeurs ou, dans le cas d'une proposition de restriction, impact sur l'industrie (c'est-à-dire sur les fabricants et sur les importateurs). Impact sur tous les autres acteurs de la chaîne d'approvisionnement, les utilisateurs en aval et les entreprises indirectement concernées en termes de conséquences commerciales, telles que l'incidence sur les investissements, la recherche et le développement, l'innovation, les coûts non récurrents et les coûts de fonctionnement (...) compte tenu des tendances générales du marché et de la technologie ;
- ✓ impacts de l'octroi ou du refus d'une autorisation ou d'une restriction proposée sur les consommateurs (...) Par exemple : prix des produits, variations de la composition, de la qualité ou de la performance des produits, disponibilité des produits, choix offert aux consommateurs, ainsi que les effets sur la santé humaine et l'environnement dans la mesure où ils affectent les consommateurs,
- ✓ conséquences sociales de l'octroi ou du refus d'une autorisation ou d'une restriction proposée (par exemple : emploi et sécurité de l'emploi),
- ✓ disponibilité, caractère approprié et faisabilité technique des substances et des technologies de remplacement, et conséquences économiques du recours à celles-ci, informations sur l'importance du changement technologique et probabilités d'un tel changement dans le ou les secteur(s) concerné(s). Dans le cas d'une demande d'autorisation : impact social et/ou économique du recours à une solution de rechange disponible,
- ✓ conséquences plus générales pour le commerce, la concurrence et le développement économique (notamment dans le cas des PME et en ce qui concerne les pays tiers) de l'octroi ou du refus d'une autorisation ou d'une restriction proposée. Des aspects locaux, régionaux, nationaux ou internationaux peuvent être pris en considération,
- ✓ dans le cadre d'une proposition de restriction : proposition d'autres mesures réglementaires ou non réglementaires qui permettraient de réaliser l'objectif de la restriction proposée (dans le respect de la législation existante). Il y a lieu de procéder à une évaluation de l'effectivité et des coûts qu'entraînerait le recours à des mesures alternatives de gestion des risques,
- ✓ dans le cas d'une proposition de restriction ou d'une autorisation refusée : avantages pour la santé humaine et l'environnement, et avantages sociaux et économiques de celle-ci. Par exemple: santé des travailleurs, performance environnementale et répartition (géographique ou autre) de ces avantages, groupes de population ;
- ✓ une ASE peut également porter sur tout autre aspect jugé pertinent par le ou les demandeur(s), ou la partie intéressée.

des prix observés sur les marchés, et les méthodes d'évaluation directes s'appuient sur la déclaration des préférences individuelles des citoyens (ou le consentement à payer).

Ces exemples illustrent le fait qu'une valorisation des biens environnementaux est possible. Néanmoins, elle ne l'est que dans des contextes très restreints et elle est toujours basée sur des hypothèses fortes (et donc discutables). Ces hypothèses ont toutefois le mérite de fournir des indications quantitatives très utiles pour le décideur public. Les impacts sont alors calculés comme les différentiels entre la valeur d'un bien environnemental dans un contexte réglementé (avec une pollution réduite) et la valeur de ce même bien dans un contexte non réglementé (avec une pollution accrue). Dans un objectif de protection de ce bien, la seconde valeur est logiquement plus faible que la première, et la différence constitue le bénéfice environnemental.

### ... À la pratique

Les applications faites de la valorisation économique et de l'évaluation des impacts environnementaux dans REACH apportent la preuve dans la pratique, la tâche est complexe. Six ans après son entrée en vigueur, les premières propositions de restriction et les premières réflexions méthodologiques menées au sein de l'Union européenne et de l'ECHA fournissent des enseignements intéressants.

Dans le cas d'une restriction ou d'une demande d'autorisation, il s'agit de mesurer les changements dans les émissions de polluants consécutifs à l'adoption de la restriction ou au refus d'autorisation, puis les effets induits sur les écosystèmes, afin d'estimer les dommages environnementaux évités. Toutefois, les praticiens se heurtent à des obstacles méthodologiques. En effet, comme l'indique le guide sur

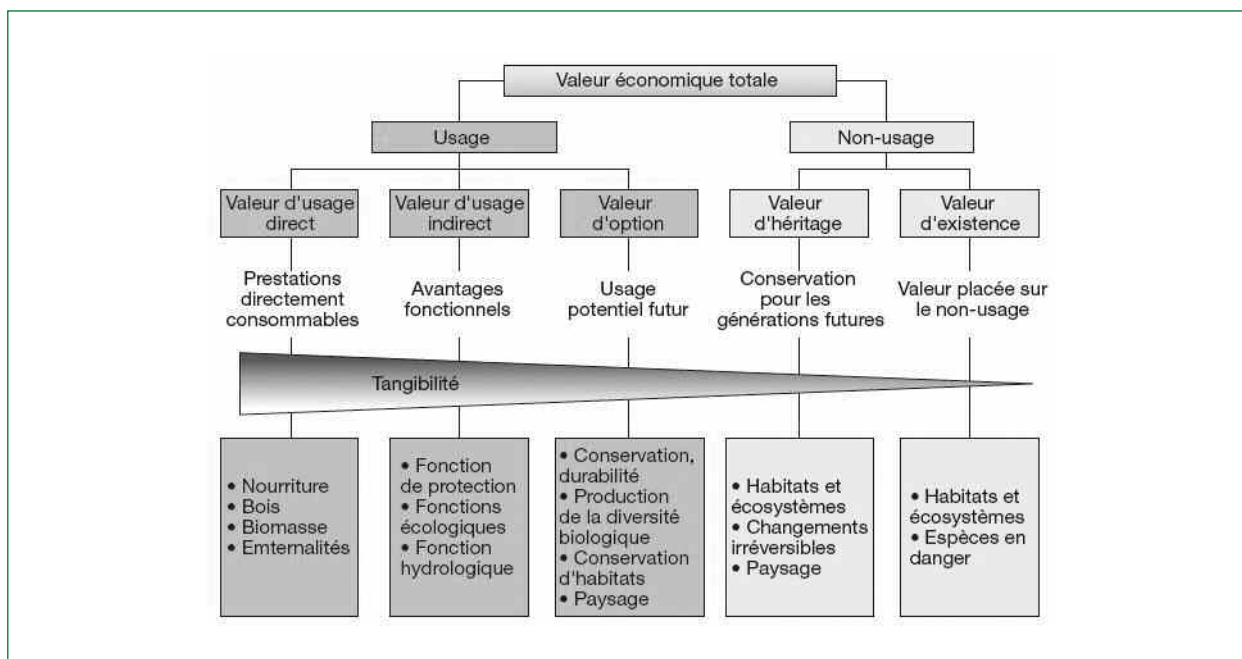


Figure 1 : Les valeurs des services écosystémiques.

l'ASE pour la restriction (ECHA, 2008), « l'évaluation des impacts écosystémiques peut impliquer la quantification de dommages depuis le niveau de la population ou de l'espèce spécifiquement affectée jusqu'au niveau de l'écosystème tout entier. La manière de quantifier ces impacts (...) est un défi qui n'est soutenu jusqu'à présent par aucune méthode scientifiquement validée, mais des méthodes opérationnelles sont susceptibles d'être développées dans le futur ».

Les obstacles méthodologiques à l'évaluation des impacts environnementaux dans le cadre de REACH ont deux origines. D'une part, des incertitudes persistent dans la connaissance des écosystèmes : la majorité des écosystèmes sont encore mal connus et les lois et les processus biologiques les régissant restent incertains (effets de réseau, non-linéarité, etc.). D'autre part, si certains biens environnementaux peuvent être valorisés, les caractères spécifiques des polluants en jeu dans REACH (en particulier ceux des substances PBT et PE) complexifient la mesure de leurs effets. En effet, l'accumulation de la pollution dans les écosystèmes (parfois très éloignés de la source de la pollution) et son caractère majoritairement irréversible et de long terme rendent difficiles l'identification même des milieux naturels affectés, l'analyse de leurs expositions et l'attribution à une substance spécifique des effets observés. Même lorsqu'un risque peut être démontré, il persiste un maillon manquant entre l'évaluation des risques et la quantification des impacts environnementaux.

De manière générale, deux méthodes sont utilisées pour évaluer quantitativement les risques environnementaux des substances chimiques : une approche déterministe, par laquelle les paramètres d'écotoxicité (PEC, PNEC) (3) résultent d'une caractérisation binaire des risques (RCR, *risk characterisation ratio*) et permettent, lorsque les données sont suffisantes, la quantification des impacts physiques, par exemple *via* le calcul d'une fraction d'espèce affectée

(*Potentially Affected Fraction*, PAF), et une approche probabiliste, par laquelle les paramètres de distribution (distribution de sensibilité des espèces, concentration dans l'environnement, etc.) permettent d'estimer son impact toxique (PAF). Il est à noter qu'il existe un éventail d'approches combinées entre ces deux catégories, selon la quantité des données disponibles sur les substances impliquées. Or, pour les raisons évoquées plus haut, ces deux méthodes ne sont pas toujours applicables. Des méthodes complémentaires ou alternatives doivent alors être trouvées.

Dans ce but, plusieurs initiatives ont été prises au niveau européen depuis le début des années 2000 pour explorer des voies de recherche méthodologiques sur l'évaluation des impacts environnementaux des substances chimiques dans le cadre du règlement REACH, une attention particulière ayant été apportée aux substances PBT/vPvB et PE. Parmi ces initiatives, cinq études peuvent être citées : RPA 2010, WCA-Environment 2011, ECETOC 2011, RIVM 2012 et GABBERT *et al.* 2013. Tous ces travaux partagent le même constat sur les difficultés méthodologiques inhérentes à la valorisation et à l'évaluation des impacts environnementaux des substances chimiques, et ils proposent des pistes de solution.

Pour les substances vPvB, RPA 2010 conclut que même si des facteurs temporels et géographiques d'exposition des écosystèmes peuvent être dérivés, il n'y a pas d'indicateur adapté des effets pour lesquels l'évaluation d'impact est recherchée. Si l'approche déterministe est exclue, il est recommandé d'explorer l'approche probabiliste, dans une version amendée. Le rapport s'appuie sur les cas pratiques du TCEP (Tris (2-chloroethyl) phosphate), qui présente les propriétés P, vP et T, et du HBCDD (Hexabromocyclododécane), tous deux soumis à autorisation. Quant aux méthodes de valorisation économique des services écosystémiques, leur

Types de valeurs		Méthodes d'évaluation		Exemples de valeurs économiques des biens ou services environnementaux (converties en euros)
		Directes (préférences déclarées)	Indirectes (préférences observées ou révélées)	
Valeurs d'usage	Valeur directe d'usage = valeur des productions directement consommées	-	Prix de marché Fonction de production	<ul style="list-style-type: none"> <li>• valeur économique mondiale des poissons de pêche côtière = 26 milliards €/an (MEA, 2005)</li> <li>• valeur des poissons des mers britanniques = 713 millions €/an (UK NEA 2011)</li> <li>• valeur du bois de construction = 118 millions €/an (UK NEA 2011)</li> </ul>
	Valeur indirecte d'usage = valeur des avantages sociaux ou fonctionnels	Evaluation contingente	Prix de marché Fonction de production Prix hédoniques Coûts de déplacement	<ul style="list-style-type: none"> <li>• valeur récréative (tourisme et plongée) des coraux de récifs = 23 milliards €/an (MEA, 2005)</li> <li>• valeur récréative des forêts françaises = 0-47 €/individu/visite (GARCIA et JACOB, 2010)</li> <li>• valeur des mangroves thaïlandaises = 765-27 500 €/ha (MEA, 2005)</li> <li>• valeur des marais canadiens = 4 400 €/ha (MEA, 2005)</li> <li>• valeur totale de carbone capturé par les régions boisées britanniques = 808 millions €/an (UK NEA, 2011)</li> <li>• valeur de la forêt tropicale camerounaise = 2 600 €/ha (MEA, 2005)</li> <li>• valeur de la forêt tropicale cambodgienne = 995-3 440 €/ha (MEA, 2005)</li> <li>• valeur de la forêt kényane (ou pertes dues à la déforestation) = 36 millions d'euros (Unep, 2012)</li> <li>• valeur du service de pollinisation des forêts indonésiennes de Sulawesi = 46 €/ha (PRIESS et al., 2007)</li> </ul>
	Valeur d'option = valeur potentielle d'un usage direct ou indirect futur		Coût d'opportunité Coûts de remplacement Coûts d'atténuation Coûts de dommages évités	<ul style="list-style-type: none"> <li>• valeur d'option de l'estuaire indien Ashtamudi = 55 146 euros (ANOOP, 2008)</li> </ul>
Valeurs de non-usage	Valeur de legs (ou d'héritage ou de transmission) = valeur de la préservation pour les générations futures	Evaluation contingente Analyse conjointe (choix expérimentaux)	-	<ul style="list-style-type: none"> <li>• valeur totale de la préservation des ressources marines côtières des îles Fidji pour les générations futures = 10 200 €/an (O'GARRA, 2009)</li> </ul>
	Valeur d'existence = valeur de la connaissance de l'existence présente et future	Evaluation contingente Analyse conjointe (choix expérimentaux)	-	<ul style="list-style-type: none"> <li>• valeur de la protection de la loutre marine californienne = 16 million €/an (LOOMIS, 2007)</li> <li>• valeur de la biodiversité terrestre = 4 642 - 1 500 millions €/an (UK NEA, 2011)</li> <li>• valeur de la biodiversité marine = 2 milliards €/an (UK NEA, 2011)</li> </ul>

Tableau 1 : Méthodes d'évaluation des services écosystémiques et exemples de valeurs économiques.

valeur ajoutée est reconnue, mais il est à regretter que leur pratique ne soit pas encore familière dans REACH.

WCA-Environment 2011 teste la méthode probabiliste sur la base de quatre substances (dont 2 PE ou PBT) inscrites sur la liste des substances candidates à l'autorisation : le nonylphénol (présentant des propriétés PE pour l'environnement) et les SCCP (paraffines chlorées à chaîne courte, présentant des propriétés PBT et vPvB). Le rapport conclut que ce type de méthode est utile lorsque le degré d'incertitude est faible. Il est à noter que les impacts sur les espèces (les PAF) ont été quantifiés sur les effets toxiques aigus et chroniques pour les compartiments terrestre et/ou aquatique, mais pas sur les caractères PE ou PB, et vPvB des deux substances précitées. À propos de la première, le dossier de restriction sur le nonylphenol et les nonylphenol ethoxylates proposé par la Suède en 2012 (en cours d'instruction dans les comités (4) de l'ECHA) est un parfait exemple des obstacles méthodologiques rencontrés dans cet exercice. Au motif que les méthodes de quantification et les données pour ce type de substances sont limitées, il est souligné dans le dossier de restriction qu'il est pour l'instant difficile d'établir des niveaux de concentration sûrs pour l'environnement qui soient suffisamment fiables, et donc de quantifier de manière robuste les bénéfices environnementaux de la restriction proposée. Dans ce cas particulier (que l'on peut néanmoins s'attendre à rencontrer pour d'autres types de substances), l'évaluation économique des impacts environnementaux dans REACH est trop limitée pour pouvoir éclairer utilement le décideur public.

ECETOC 2011 partage l'avis que les risques environnementaux générés par les substances PBT et vPvB ne peuvent être caractérisés par les indicateurs standards. Néanmoins, des exemples de tentatives de cette caractérisation par des méthodes raffinées pour des substances PBT et vPvB en vue d'en évaluer les impacts, sont cités. Toutefois, ces tentatives restent marginales et sont sujettes à débat.

Dans la lignée des premiers travaux cités, l'étude RIVM 2012 prend acte des limites méthodologiques et propose une alternative pour quantifier les impacts environnementaux des substances chimiques et de leurs substituts. S'agissant des substances PBT et vPvB, pour lesquelles il existe de fortes incertitudes, la méthode proposée combine un classement des substances (et de leurs substituts) par l'attribution de scores (*ranking*) selon leurs caractères P, B et T, afin d'en ordonner les risques et les effets, puis une approche (semi-)probabiliste pour en quantifier les impacts. Bien qu'il soit reconnu que cette approche standard n'est pas entièrement satisfaisante pour évaluer les impacts environnementaux de ces substances, elle est considérée comme une méthode de second rang fournissant une appréciation utile de leurs ordres de grandeur incluant *a minima* les empoisonnements secondaires (5) et, lorsque cela est possible, leurs impacts directs sur les écosystèmes. Les scores attribués aux caractères P, B et T sont des poids indicateurs de risque qui, une fois mis en perspective avec les RCR calculés pour les effets éco-

toxiques et les impacts, permettent de comparer les situations d'usage/non-usage des substances et leurs alternatives avant et après la mise en place de la mesure REACH. La méthode a été testée sur le cas du HBCDD et de deux substituts potentiels PBT (le TBEC, dibromoéthylidibromo-cyclohexane, et le TCEP) (voir l'encadré 3 de la page suivante). Le test démontre une utilité certaine pour orienter la décision publique entre plusieurs substances, mais il présente toutefois des limites quant à son niveau de précision et à la quantification des impacts.

L'étape ultime consiste à monétariser les impacts environnementaux estimés. Le RIVM poursuit actuellement ses travaux avec un second volet de cette étude, ciblé sur cette étape (qui fera l'objet d'une publication en fin d'année 2013).

Enfin, le projet Gabbert et al. (2013) propose un modèle général d'évaluation des impacts environnementaux des substances PBT pour les demandes d'autorisation visant à estimer et à monétariser les bénéfices de l'octroi (ou du refus) de l'autorisation en modélisant les caractéristiques spécifiques de ces substances. En premier lieu, le modèle s'appuie sur une fonction de dommages construite en termes de dynamique de stock de pollution traduisant un accroissement de la pollution dans le temps. Le rapport montre que l'approche coûts/bénéfices n'est pas adaptée à l'exercice. En premier lieu, l'impossibilité de déterminer des seuils de concentration sans risque pour l'environnement et donc d'évaluer quantitativement les risques empêche l'estimation des niveaux de pollution correspondants, et donc leur traduction monétaire. Ensuite, les dommages ne disparaissent pas avec le retrait de la substance, et les coûts (même s'ils décroissent) persistent, ce qui peut paradoxalement rendre défavorable le rapport coûts/bénéfices. Par ailleurs, les coûts étant cumulatifs, le décideur public doit pouvoir les comparer à un flux constant de bénéfices, ce que les méthodes actuelles permettent difficilement. L'approche coût/efficacité est donc préconisée. Cette approche est particulièrement intéressante car elle permet, dans un contexte d'information imparfaite, de comparer plusieurs mesures de gestion des risques au regard de leurs coûts respectifs pour atteindre un même objectif de dépollution. Cette approche ne nécessite pas de monétariser tous les impacts : les dommages/coûts sont évalués à partir d'un score PBT (variable proxy des impacts) et sont exprimés en unités physiques, et l'efficacité de la mesure reflète les bénéfices apportés par l'usage de la substance. L'analyse coût/efficacité offre un classement ordinal des différents scénarios considérés dans le cadre d'une demande d'autorisation donnée. Davantage qualitative, elle fournit un éclairage d'apparence moins tranchée au décideur public. L'utilité de cette approche est testée sur le cas du HBCDD. Il est conclu que les résultats sont relativement robustes. Toutefois, ces résultats étant fortement dépendants des hypothèses du modèle, il est nécessaire de s'appuyer sur des critères décisionnels complémentaires (tels que le principe de précaution) pour trancher parmi les différents scénarios possibles.

**Exemple d'étude de cas utilisé pour tester la méthode d'évaluation des impacts environnementaux proposée par l'étude RIVM 2012 pour les substances chimiques PBT – Application au HBCDD**

Substance	Score P (persistance) (0 à 1)	Score B (bioaccumulation) (0 à 1)	Score T (toxicité) (0 à 1)	Score PBT total (0 à 3)	RCR compartiment aquatique	RCR empoisonnement secondaire	Impacts = Fraction d'espèces aquatiques affectées (PAF, %)
Scénario de référence (usage continu du HBCDD)	0,74	0,94	0,89	2,57	1,03E-5	22,2	0,16
Scénario de substitution 1: utilisation du TBECH	0,50	0,54	0,17	1,21	6,81E-6	--	0,125
Scénario de substitution 2: utilisation du TCEP	0,34	≈ 0	0,01	0,35	--	≈ 0	--

Source: RIVM 2012.

Les résultats du test de la méthode montrent qu'avec l'adoption d'alternatives, on obtient :

- une réduction du score PBT (protection accrue de l'environnement) ;
- une réduction de 20 % de la part des espèces aquatiques affectées (écosystèmes régionaux).

## Conclusion

L'utilité opérationnelle de la valorisation économique des biens et des impacts environnementaux au service de la décision publique n'est plus à démontrer. Le règlement REACH en fait la promotion. En revanche, d'un point de vue pragmatique, l'application de cette démarche se heurte à des difficultés méthodologiques et à des incertitudes de taille, en particulier lorsqu'il s'agit des substances chimiques. Ces obstacles ne semblent pas pour autant insurmontables et les efforts de recherche de méthodes complémentaires ou alternatives initiés au sein de l'Union européenne montrent que les difficultés rencontrées sont autant de défis à surmonter. Ainsi avance la science, au service de la protection de l'environnement. Et grâce à leur convergence, les solutions proposées devraient tenir leurs promesses.

## Notes

\* Economiste, chef de projets socio-économiques dans le cadre de la mise en œuvre du règlement REACH sur les substances chimiques dans l'unité REACH-CLP de la direction des Produits réglementés de l'Agence nationale pour la sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES).

(1) Expression que l'on doit à l'écologue américain Garrett Hardin (1915-2003).

(2) Règlement sur l'enregistrement, l'évaluation, l'autorisation et la restriction des substances chimiques (*Registration, Evaluation, Authorisation and restriction of Chemicals*).

(3) La PEC (*Predicted Environmental Concentration*) est la concentration prévisible de la substance dans l'environnement. La PNEC (*Predicted No Effect Concentration*) est la plus forte concentration sans risque

(4) Comité d'évaluation des risques (RAC) et Comité d'analyse socio-économique (SEAC).

(5) Empoisonnements liés à l'ingestion de proies (animales ou végétales) ayant accumulé une ou plusieurs substances toxiques et pouvant se répercuter, tout au long de la chaîne alimentaire, jusqu'à l'homme.

## Bibliographie

The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB), 2010.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005.

GARCIA (Serge) & JACOB (Julien), « La valeur récréative de la forêt en France : une approche par les coûts de déplacement », *Revue d'Études en Agriculture et Environnement, INRA*, vol. 91(1), pp. 43-71, 2010.

Centre d'analyse stratégique, « La valeur du vivant : quelle mesure pour la biodiversité ? », *La Note de veille*, n°89, février 2008a.

GABBERT (S.), SCHERINGER (M.) & NG (C.), *A framework for valuing environmental impacts of PBT chemicals to inform decision-making on*



authorisation under REACH, projet élaboré pour l'Agence luxembourgeoise de l'environnement, consultant : Hans-Christian Stolzenberg (Agence fédérale allemande de l'Environnement – UBA), rapport final du 15 janvier 2013.

UK NEA, 2011, *UK National Ecosystem Assessment Understanding nature's value to society*.

UNEP, 2012, *The Role and Contribution of Montane Forests and Related Ecosystem Services to the Kenyan Economy*.

CHEVASSUS-AU-LOUIS (Bernard), SALLES (Jean-Michel) & PUJOL (Jean-Luc), *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes – Contribution à la décision publique*, CAS, 2009.

O'GARRA (Tanya), "Bequest Values for Marine Resources: How Important for Indigenous Communities in Less-Developed Economies?", *Environmental and Resource Economics*, volume 44, 2, pp. 179-202, 2009.

LOOMIS (J.), "Estimating Recreation and Existence Values of Sea Otter Expansion in California Using Benefit Transfer", *Coastal Management*, Department of Agricultural and Resource Economics, Colorado State University, Fort Collins, Colorado, États-Unis, 2007.

PRIESS (J.A.), MIMLER (M.), KLEIN (A.-M), SCHWARZE (S.), TSCHARNTKE (T.) & STEFFAN-DEWENTER (I.), "Linking deforestation scenarios to pollination services and economic returns in coffee agroforestry sys-

tems", *Ecological Applications*, 17(2), pp. 407-417, Ecological Society of America, 2007.

ANOOP (P.) & SURYAPRAKASH (S.), *Estimating the Option Value of Ashtamudi Estuary in South India: a contingent valuation approach*, 12<sup>ème</sup> Congrès pour The European Association of Agricultural Economists, Gand, Belgique, 2008.

ECHA (European Chemicals Agency), *Guide sur l'analyse socio-économique – Restriction*, 2008.

RPA (Risk and policy analysts), *Assessing the health and environmental impacts in the context of socio-economic analysis under REACH*, 2010.

WCA-Environment, *Refinement of environmental risk assessment outputs for use in socio-economic assessment under REACH*, 2011.

ECETOC (European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals), *Environmental impact assessment for socio-economic analysis of chemicals: principles and practice*, rapport technique n°113, 2011.

EVRI (Environmental Valuation Reference Inventory), <https://www.evri.ca>.

RIVM (National Institute for Public Health and the Environment), *From risk assessment to environmental impact assessment of chemical substances – Methodology development to be used in socio-economic analysis for REACH*, RIVM report n°6013530022012.