

Coûts de l'inaction face à certains enjeux de la politique de l'environnement : Rapport succinct



Réunion du Comité des politiques d'environnement (EPOC) au niveau ministériel

Environnement et compétitivité mondiale

28-29 avril 2008



Pour une meilleure économie mondiale

AVANT-PROPOS

Lorsqu'ils se sont réunis en avril 2004, les ministres de l'environnement des pays de l'OCDE ont attiré l'attention sur la nécessité d'analyser davantage les « coûts de l'inaction » face aux grands problèmes d'environnement. Ils ont aussi chargé l'OCDE de se pencher sur cette question, et de leur soumettre les résultats de ses travaux à leur prochaine réunion. Le présent rapport est un élément de la réponse à cette demande.

Une réunion à haut niveau du Comité des politiques d'environnement de l'OCDE a été organisée (en avril 2005) afin de lancer le débat sur cette question. Depuis, l'OCDE a fait porter ses efforts sur l'établissement de rapports destinés à répondre au mandat donné par les ministres de l'environnement en 2004. Le présent rapport contient le résumé, destiné aux responsables de l'élaboration des politiques, d'une étude des coûts de l'inaction dans certains domaines de la politique de l'environnement. Cette étude n'est pas exhaustive – elle ne couvre ni tous les problèmes d'environnement ni toutes les dimensions des problèmes qu'elle aborde. Il s'agit simplement de faire un premier tour d'horizon de la question ; de fournir des éléments de réflexion préliminaires à partir des études publiées ; et de donner une idée de certains des problèmes susceptibles de se poser à mesure que cette question (très complexe) sera approfondie.

Ce rapport a été rédigé par Nick Johnstone, Ivan Hascic et Tom Jones, de la Direction de l'environnement de l'OCDE, sous la conduite du Comité des politiques d'environnement de l'OCDE et de son Groupe de travail sur les politiques d'environnement nationales. Il a aussi été matériellement amélioré par des commentaires reçus à différents stades de délégués dans les capitales de pays de l'OCDE et d'autres membres du Secrétariat.

Ce rapport est publié sous la responsabilité du Secrétaire général de l'OCDE.

COÛTS DE L'INACTION FACE A CERTAINS ENJEUX DE LA POLITIQUE DE L'ENVIRONNEMENT : RAPPORT SUCCINCT [ENV/EPOC(2007)16/FINAL]

Résumé

- L'estimation des « coûts de l'inaction » face aux grands enjeux environnementaux est une tâche importante car elle permet aux responsables de l'élaboration des politiques de mieux comprendre la nature et la portée de ces enjeux, et les aide par conséquent à décider quand (et comment) intervenir. Cet aspect revêt un intérêt tout particulier s'agissant de l'environnement, domaine dans lequel bon nombre des impacts de l'inaction ne sont pas répercutés sur les marchés.
- La définition et la mesure du coût de l'inaction sont des opérations complexes – notamment en raison des incertitudes environnementales et économiques dont il faut tenir compte ; mais aussi parce que l'établissement des éléments de base et des limites de ces estimations présente des difficultés. Par exemple, certains des coûts de l'inaction se feront sentir au niveau local (et dans l'immédiat), tandis que d'autres incomberont aux citoyens d'autres pays (et peut-être dans un avenir lointain). De la même façon, certains coûts prendront une forme tout à fait tangible (par exemple, les dépenses liées aux services de santé), tandis que d'autres seront plus intangibles (aggravation des « douleurs et souffrances », par exemple).
- Le présent rapport récapitule les éléments d'appréciation disponibles sur les coûts de l'inaction dans quatre domaines clés de la politique de l'environnement :
 - effets de la pollution de l'air et de l'eau sur la santé humaine ;
 - changement climatique ;
 - risques d'accidents industriels et de catastrophes naturelles liés à l'environnement ; et
 - gestion des ressources naturelles.
- Malgré les difficultés rencontrées en matière de mesure, les études publiées montrent très clairement que les coûts de l'inaction des pouvoirs publics dans certains domaines de l'environnement peuvent être considérables – et, dans certains cas, représenter un « frein » important pour les économies des pays de l'OCDE. Bien que les gouvernements de ces pays aient, depuis plusieurs années, mis en place des politiques pour faire face à ces problèmes environnementaux, il reste beaucoup à faire. En particulier, il faudrait redoubler d'efforts pour réduire certaines des incertitudes qui entourent la définition et la mesure des coûts marginaux de l'*inaction*, de sorte que ces coûts puissent être comparés aux coûts marginaux de l'*action* sur des bases aussi solides que possible.

1. Introduction

Lorsqu'ils se sont réunis en avril 2004, les ministres de l'environnement des pays de l'OCDE ont attiré l'attention sur la nécessité d'analyser davantage les « coûts de l'inaction » face aux grands problèmes d'environnement. Ils ont aussi chargé l'OCDE de se pencher sur cette question, et de leur soumettre les résultats de ses travaux à leur prochaine réunion. Le présent rapport est un élément de la réponse à cette demande. Il commence par examiner quelques aspects essentiels, d'ordre méthodologique ou touchant aux définitions, avant de passer en revue certaines des études empiriques publiées dans plusieurs domaines : pollution de l'air et de l'eau, changement climatique, risques d'accidents et de catastrophes naturelles liés à l'environnement, et gestion des ressources naturelles¹.

¹ Bien qu'il s'agisse manifestement d'une préoccupation permanente des pouvoirs publics, la perte de biodiversité n'est pas explicitement traitée dans le présent rapport. Une des principales raisons en est que la Commission européenne est en train de préparer une étude complémentaire sur ce thème (voir <http://ecas2004.lcp.be/cmdscrips/getdoc.asp?id=1235.htm#Costofpolicyinaction>). Toutefois, certains des thèmes retenus pour ce rapport ont aussi des répercussions sur la gestion de la biodiversité (par exemple, eaux souterraines et gestion des pêches ; changement climatique).

Ce rapport ne vise en aucune manière à être exhaustif – il ne couvre ni tous les problèmes d'environnement ni toutes les dimensions des problèmes qu'il aborde. Il s'agit simplement d'offrir quelques éléments de réflexion préliminaires sur le thème des « coûts de l'inaction » (à partir des études publiées) et de donner une idée de certains des principaux problèmes auxquels seront susceptibles de se heurter ceux qui étudieront plus avant ce domaine (très complexe).

Il importe de préciser d'emblée ce que l'on entend par « coût » et par « inaction ». Les pays de l'OCDE ont déjà accompli d'importants progrès dans la lutte contre nombre des problèmes environnementaux évoqués dans ce rapport. Si la poursuite de la mise en œuvre des politiques existantes ne peut guère être qualifiée d'« inaction », il est sans doute plus pragmatique d'adopter un tel point de vue que de postuler l'absence d'un cadre d'action qui existe bel et bien.

En ce qui concerne les « coûts », il importe de tenir compte des impacts tant marchands que non marchands, qui sont donc pris en considération dans une grande partie des publications analysées pour le présent rapport. Il s'agit de coûts financiers directs (par exemple, dépenses liées aux actions correctrices et de remise en état) et de coûts indirects qui se répercutent sur d'autres marchés (comme le marché de l'immobilier et celui du travail), ou qui ne sont pas du tout pris en compte dans les marchés (par exemple, valeurs de non-usage comme « valeurs d'existence »).

D'après les travaux publiés analysés pour ce rapport, les coûts économiques engendrés par l'absence de mesures de protection de l'environnement, ou par l'introduction de mesures qui ne sont pas suffisamment ambitieuses ou opportunes (ce qui peut être considéré comme une forme d'« inaction »), peuvent être considérables et influent déjà directement sur les économies nationales de diverses façons. Ainsi :

- *La pollution atmosphérique* peut entraîner une baisse des rendements agricoles, une dégradation du capital physique, et des répercussions plus générales sur la santé des écosystèmes. On estime que le fait de ne pas appliquer la « Stratégie thématique sur la pollution atmosphérique » de la CE représenterait un coût de quelque 0.35-1.0 % du PIB de l'UE-25 en 2020 (CCE, 2005). Si certains des coûts sanitaires tangibles de la pollution (perte de productivité, coûts des services de santé, etc.) sont parfois plus visibles, il ressort des études économiques que les coûts plus intangibles, comme les « douleurs et souffrances » (*pretium doloris*), sont également très importants.
- Dans les pays non membres de l'OCDE, l'impact économique de l'inaction à l'égard de la *pollution de l'eau* peut être encore plus grand. Selon l'OMS (Prüss-Üstün *et al.*, 2004), 1.7 million de décès et 4.4 % de la charge de morbidité² sont imputables à l'utilisation d'une eau non potable et à un défaut d'assainissement et d'hygiène. Quarante-vingt dix pour cent des victimes sont des enfants de moins de 5 ans. Les ménages dépensent des ressources considérables (en temps et en argent) pour accéder à de l'eau propre, et réduire ces impacts sanitaires.
- Les estimations des coûts économiques du *changement climatique* sont très variables. Stern (2007a) a estimé ces coûts à 14.4 % d'équivalent de perte de consommation par habitant³, lorsque tous les effets, marchands et non marchands, sont pris en compte. D'autres auteurs (comme Nordhaus, 2007) sont parvenus à des estimations de coûts beaucoup plus faibles. Malgré les incertitudes considérables associées aux coûts qu'engendrerait à terme l'inaction face à l'évolution du climat, il ne fait guère de doute que le changement climatique pourrait avoir des conséquences très importantes pour l'économie mondiale – en particulier dans les pays non membres de l'OCDE. La baisse des rendements agricoles, l'élévation du niveau des mers et la

² La charge de morbidité est mesurée en termes d'années de vie corrigées de l'incapacité (AVCI) – un indicateur couramment utilisé en économie de la santé pour mesurer le rapport coût-efficacité.

³ Cette unité de mesure est calculée en postulant la courbe de consommation associée au taux de croissance futur supposé advenir en l'absence d'impact économique du changement climatique. On considère ensuite les impacts du changement climatique, qui se traduisent par des taux de croissance future plus faibles, et une courbe de consommation future également plus basse. Le « coût de l'inaction » correspond à la différence entre ces deux trajectoires de consommation [voir Sterner et Persson (2007)].

prévalence accrue de certaines maladies infectieuses sont de nature à perturber considérablement ces économies.

- Les *risques industriels* liés à l'environnement – tels que marées noires et contamination des sols – peuvent déjà donner lieu à des coûts de l'inaction non négligeables. Par exemple, l'expérience acquise en Europe et aux États-Unis montre que la dépollution ou la remise en état d'écosystèmes endommagés suite à des accidents industriels peut coûter des milliards d'euros. De plus, compte tenu du caractère irréversible de certains des impacts associés, les pertes réelles pour la société seront plus lourdes que ces coûts financiers directs (quelle que soit l'ampleur des efforts de remise en état entrepris).
- Si les risques économiques associés aux *catastrophes naturelles* (inondations, ouragans, par exemple) ne sont qu'en partie attribuables à des facteurs environnementaux, et ne peuvent être qu'en partie réduits par des mesures relevant de politiques publiques (par exemple, atténuation du changement climatique, mesures de prévention des inondations), les coûts de l'inaction dans ces domaines peuvent aussi être considérables – la Banque mondiale (2006) a en effet estimé que pour les pays les plus pauvres, le coût des catastrophes naturelles pourrait représenter pas moins de 13 % du PIB annuel.
- Les coûts d'une *gestion non durable des ressources naturelles* – en termes de manque à gagner lié à l'exploitation future des ressources – peuvent aussi être considérables. Ainsi, Bjørndal et Brasão (2005) ont conclu qu'une gestion inefficace des pêcheries de thon rouge de l'Atlantique Est risquait d'entraîner une baisse des rendements représentant une valeur actualisée de 1 à 3 milliards USD. Toutefois, les coûts d'une gestion non durable des pêcheries vont bien au-delà de ces impacts directs sur les ressources proprement dites, et englobent des répercussions indirectes sur les secteurs et écosystèmes « d'aval ».

Certains de ces coûts se reflètent d'ores et déjà dans les budgets des pouvoirs publics, des ménages ou des entreprises. Dans le cas du secteur public, par exemple, on peut citer l'augmentation des dépenses publiques de santé liées à la pollution de l'air et de l'eau ; celle des indemnités de chômage versées aux pêcheurs ayant perdu leur emploi ; les coûts de remise en état des sites contaminés ; et ceux des digues de protection contre les inondations.

D'autres éléments de ces coûts peuvent au moins en partie se refléter sur les marchés existants, même s'ils ne sont pas directement perçus comme des coûts de l'inaction dans le domaine de l'environnement. Ce sont, par exemple, les effets de la contamination des sites sur les prix de l'immobilier dans le voisinage, les effets de la pollution atmosphérique sur les rendements agricoles, ou les coûts représentés par l'assurance des biens dans les zones côtières.

D'autres éléments encore des coûts de l'inaction des pouvoirs publics dans le domaine de l'environnement ne sont pas du tout pris en compte dans des variables économiques identifiables. Ce sont, par exemple, les coûts associés à l'érosion de la biodiversité marine et terrestre, ou les « douleurs et souffrances » liées à la maladie.

Plusieurs questions d'ordre général font qu'il est plus difficile d'évaluer avec précision les coûts de l'inaction dans le domaine de l'environnement que dans d'autres domaines de l'action publique. Parmi les questions particulièrement pertinentes, on peut citer les aspects suivants :

- *Incertitude* : Pour chaque étape de l'estimation des coûts des impacts découlant de la dégradation de l'environnement et de l'appauvrissement des ressources, il existe une incertitude considérable. Il importe que cette incertitude transparaisse dans l'approche méthodologique retenue, et dans la façon dont les résultats de ces études sont diffusés (par exemple, présentation d'intervalles de confiance et non d'estimations centrales). Les études qui omettent de mentionner des estimations portant sur des types de dommages particuliers, en raison de leur caractère incertain, aboutiront vraisemblablement à une sous-estimation des coûts de l'inaction. De même, le traitement des incertitudes liées à la trajectoire technologique de l'économie peut

avoir des répercussions considérables sur l'estimation des coûts de l'inaction (ou de l'action) des pouvoirs publics.

- *Irréversibilité* : Une fois dégradés, de nombreux actifs environnementaux ne peuvent revenir à leur état d'origine. En présence de telles irréversibilités, l'évaluation des coûts de l'inaction doit tenir compte du coût induit par la perte des bénéfices potentiels de l'exploitation des ressources concernées dans un avenir prévisible (valeur « d'option »). Les valeurs d'option peuvent représenter une part importante du total estimé des « coûts de l'inaction » pour certains types de problèmes environnementaux.
- *Taux d'actualisation* : Les conséquences environnementales de l'inaction étant susceptibles de persister pendant de très longues périodes, il est nécessaire de comparer les coûts de l'inaction qui seront supportés « dans un avenir lointain » aux coûts engendrés « aujourd'hui ». La façon de déterminer ce taux suscite d'importants désaccords techniques. Selon le taux qui est postulé, les coûts estimés de l'inaction peuvent varier sensiblement. Devant l'incertitude concernant les taux d'intérêt futurs et la trajectoire future de l'économie, certains analystes sont favorables à l'utilisation d'un taux d'actualisation décroissant dans le temps⁴.
- *Substituabilité* : Jusqu'à un certain point, le remplacement de ressources environnementales par d'autres biens et facteurs est compatible avec la viabilité économique. Cependant, pour de nombreux types de ressources, il existe une limite au-delà de laquelle la poursuite de cette substitution pourrait se solder par des pertes économiques considérables. En général, moins une ressource est aisément substituable, moins la trajectoire de développement impliquant son exploitation sera durable — et plus les coûts de l'inaction liés à sa dégradation ou à son épuisement seront élevés.
- *Équité et répartition* : Les décideurs doivent tenir compte de la répartition des impacts environnementaux pour deux raisons principales : (i) les coûts de nombreux problèmes d'environnement auront une incidence significative sur la richesse relative (dans et entre les pays) ; et (ii) il n'existe pas nécessairement de moyen pour les « gagnants » de dédommager les « perdants ». A ce titre, une évaluation explicite des effets redistributifs est souvent effectuée, afin d'attirer l'attention sur les conséquences de différentes interventions des pouvoirs publics du point de vue de l'équité (et non simplement de l'efficacité). La pondération effective des impacts a parfois été aussi proposée pour faire formellement entrer en ligne de compte les effets redistributifs dans l'évaluation des coûts de l'inaction. En accordant plus de poids aux répercussions qui touchent les pauvres qu'à celles qui touchent les riches, cette approche s'efforce de refléter directement l'aversion de la société pour l'inégalité dans les coûts estimés de l'inaction. Cette approche peut aussi modifier sensiblement les estimations globales des coûts de l'inaction. Bien qu'elle soit adoptée certains contextes⁵, cette approche n'est pas approuvée par tous les gouvernements des pays de l'OCDE.
- *Modification des comportements et adaptation* : Les coûts de l'inaction dans le domaine de l'environnement dépendent aussi de la façon dont les ménages, les entreprises, les agriculteurs, voire les pouvoirs publics sont susceptibles de réagir à une modification de l'état de l'environnement. L'hypothèse d'un comportement « parfaitement myope » de ces acteurs est, bien sûr, peu réaliste et conduira vraisemblablement à surestimer les coûts de l'inaction. Cela étant, supposer qu'ils sont capables d'une « prévoyance parfaite » (ajustements sans coût à l'évolution des conditions environnementales) conduira vraisemblablement à sous-estimer ces coûts.

⁴ Voir Weitzman (2001). Seule une faible minorité de pays membres de l'OCDE ont adopté cette approche dans leurs lignes directrices pour l'évaluation des politiques. On trouvera dans Hepburn (2007) un panorama des pratiques en vigueur.

⁵ Le *Livre vert* du Royaume-Uni (2003) est l'un des rares documents gouvernementaux à fournir des orientations concernant la question de la « pondération » en fonction de l'équité pour l'évaluation des politiques. Il prend note des complications pratiques associées à l'application de tels facteurs de pondération, mais conclut que les évaluateurs devraient « s'il y a lieu, s'efforcer de tenir compte explicitement des effets redistributifs ».

Enfin, même lorsque les coûts de l'inaction sont jugés importants, il convient de rappeler que l'identification des domaines particuliers dans lesquels il est nécessaire de renforcer les politiques environnementales passera par une évaluation comparative des coûts marginaux de l'*inaction* des pouvoirs publics et des coûts marginaux de l'*action*. Dans la mesure où le présent rapport ne porte pas sur les coûts associés aux *interventions* des pouvoirs publics, il ne saurait être considéré comme un guide pour l'établissement des priorités d'action futures.

2. Qu'entend-on par « coûts de l'inaction » ?

2.1 Définition de « l'inaction »

Les gouvernements de tous les pays de l'OCDE ont déjà pris des initiatives en matière de *conservation des ressources naturelles et/ou de préservation de la qualité de l'environnement*. Définir « l'inaction » dans un domaine où l'action des pouvoirs publics a déjà marqué des progrès importants n'a rien d'évident. D'un point de vue théorique, il existe au moins trois scénarios de référence possibles qui pourraient représenter « l'inaction » :

- un scénario hypothétique, postulant *l'absence de toute intervention des pouvoirs publics* ;
- l'hypothèse d'une *perpétuation des politiques existantes* sous leur forme actuelle et à leur niveau de rigueur actuel ; et
- l'hypothèse de la mise en œuvre future d'engagements crédibles ayant pour effet de *réviser à la hausse les ambitions futures des pouvoirs publics en matière d'environnement*.

Si la poursuite de la mise en œuvre de réglementations environnementales et d'instruments de marché à leur niveau de rigueur actuel ne peut guère être qualifiée d'« inaction », il est sans doute plus pragmatique d'adopter un tel point de vue que d'ignorer le cadre d'action existant.

Cette méthodologie cadre aussi avec celle adoptée par l'OCDE dans les *Perspectives de l'environnement à l'horizon 2030* (OCDE, 2008), pour lesquelles le scénario de modélisation de référence est celui où « les politiques actuellement en vigueur sont maintenues, et aucune nouvelle mesure n'est mise en place pour protéger l'environnement. » Cette solution a l'intérêt pragmatique de porter « à l'actif » des gouvernements les mesures qu'ils ont déjà prises, mais non celles qu'ils ont simplement promis de mettre en œuvre (ce qu'ils ne feront peut-être jamais). Toutefois, cette définition soulève immédiatement la question de savoir ce que recouvre exactement le *statu quo*, et comment le modéliser au mieux dans un contexte dynamique.

Une fois que les grandes lignes du scénario « de référence » ont été définies, il importe donc de déterminer comment les agents sont susceptibles de *répondre* de façon dynamique à ce scénario. Cette réponse dépendra en partie de la nature de l'instrument ou des instruments mis en œuvre par les pouvoirs publics dans le cadre de la politique existante. Au fil du temps, différentes mesures produiront des effets d'échelle et de substitution différents – ce qui entraînera dans les deux cas une forme et une localisation différentes pour la courbe des « coûts de l'inaction ». Les ménages et les entreprises sont aussi susceptibles de réagir à l'évolution des conditions de leur environnement, et l'analyse devrait donc tenir compte de la nature de cette adaptation à l'état du milieu existant.

2.2 Définition des « coûts »

Des conséquences environnementales résiduelles seront attachées à l'hypothèse d'une « absence de nouvelles mesures » qui vient d'être décrite. Plusieurs unités (ou mesures) peuvent être utilisées pour exprimer ces conséquences environnementales, mais au niveau le plus général, on peut distinguer les mesures « physiques » (écologiques, sanitaires, etc.) et les mesures « monétaires ». Les mesures relatives à l'exploitation des ressources pourraient englober les taux de déforestation, les taux de prélèvement d'eau par rapport aux ressources disponibles, et l'évaluation de l'état des stocks halieutiques. Parmi les mesures relatives à la dégradation de l'environnement, on peut citer le taux d'émission par

rapport à la capacité d'assimilation. Plus en aval, il pourra être nécessaire d'évaluer l'impact sur des variables comme la santé, les dommages matériels et la productivité des ressources.

La procédure type employée pour évaluer les incidences environnementales est l'étude d'impact sur l'environnement (EIE). Dans le contexte de l'évaluation des coûts de l'inaction, une EIE mesure les divers impacts environnementaux qu'elle exprime en unités physiques (qui varieront probablement selon l'impact considéré). Une analyse du cycle de vie (ACV) revient ensuite à procéder à une EIE « étendue », les impacts étant mesurés sur l'ensemble du cycle de vie du problème d'environnement considéré.

L'étape supplémentaire qui consiste à évaluer ces impacts en termes monétaires présente alors deux avantages essentiels :

- elle permet de comparer au moyen d'un outil de mesure unique différents types d'impacts associés à l'inaction (comme la perte de biodiversité ou les effets sur la santé humaine) ;
- elle rend possible une comparaison directe entre les coûts estimés de l'*inaction* et les coûts de l'*action* (c'est-à-dire les bénéfices de l'inaction).

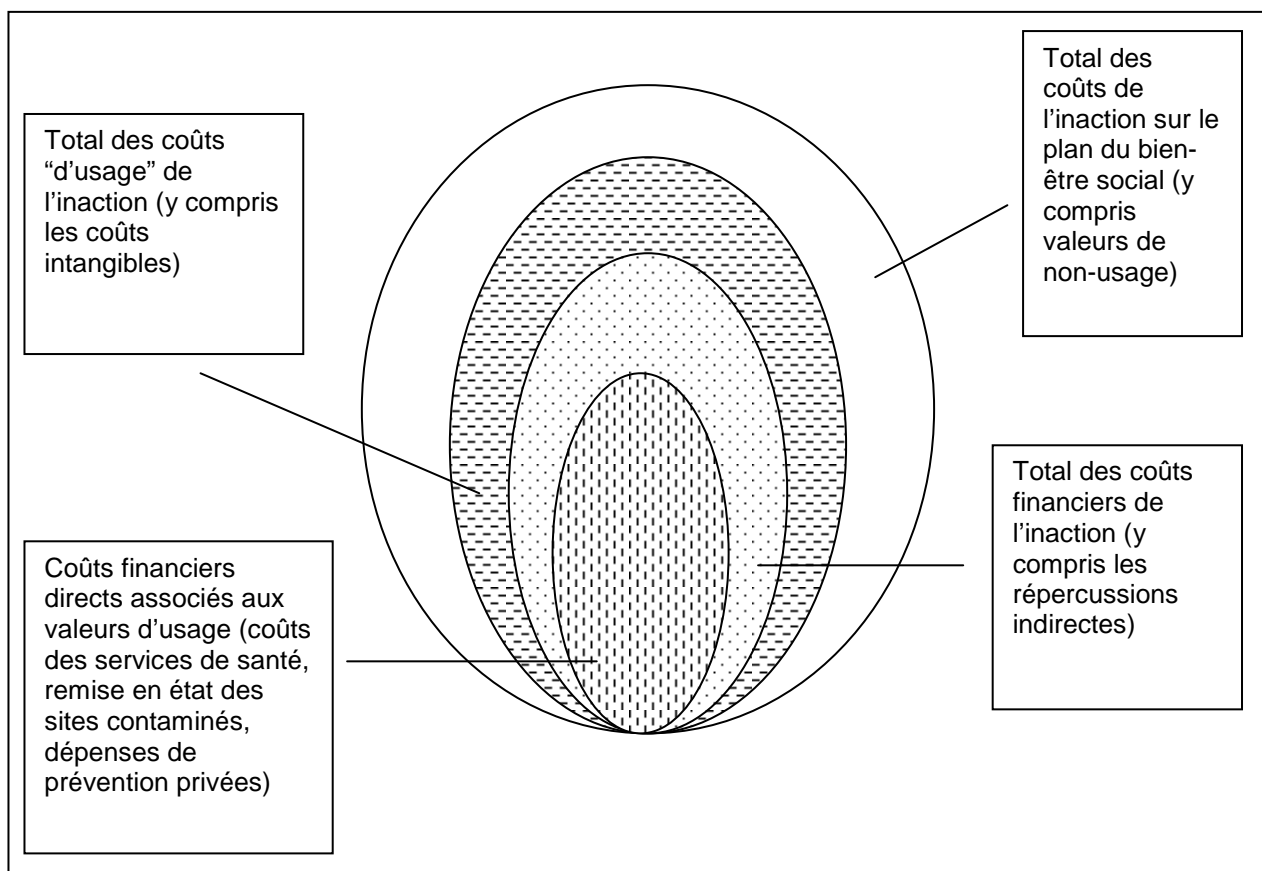
Cependant, cette étape d'« attribution de valeur » n'est pas facile à franchir, notamment en raison des incertitudes entourant les réponses environnementales sous-jacentes, et parce que de nombreuses atteintes à l'environnement sont liées à des impacts qui n'ont pas de valeur marchande. Même s'il existe une valeur marchande, celle-ci ne reflète pas nécessairement la valeur économique « réelle ». Ainsi, le prix du poisson sur le marché n'intègre pas nécessairement les rentes de rareté associées à sa capture ; les coûts d'investissement et d'exploitation associés aux stations d'épuration des eaux usées ne reflètent pas nécessairement la totalité des coûts sociaux liés à la pollution.

La figure 1 illustre une des façons de réfléchir à ce problème. Le cercle le plus central englobe les *coûts financiers directs* de l'inaction face à la dégradation de l'environnement. Ces coûts pourraient englober les dépenses liées aux actions correctrices et de remise en état, les coûts des services de santé publics et privés, et les dépenses de prévention privées. En s'éloignant du centre, le cercle suivant correspond à d'autres *coûts plus indirects*. Il s'agit notamment des coûts indirects de l'appauvrissement des ressources et de la dégradation de l'environnement qui se répercutent sur d'autres marchés connexes (comme le marché de l'immobilier et celui du travail), ainsi que des répercussions sur l'équilibre général⁶. Le cercle suivant englobe les coûts associés à la perte de *valeurs d'usage de l'environnement* qui ne sont pas du tout pris en compte dans les marchés. Il s'agit notamment des coûts non marchands associés aux douleurs et souffrances et à certains aspects de la qualité de l'environnement (esthétique, visibilité, etc.) Enfin, le dernier cercle englobe la perte de *valeurs de non-usage*, comme les valeurs d'existence, ainsi que les valeurs de legs et les valeurs altruistes. Les estimations des coûts de l'inaction devraient en principe tenir compte de toutes ces valeurs⁷.

⁶ Par exemple, dans l'évaluation des coûts des services publics de santé, il importe de prendre en compte les moyens de financement de ces services. S'ils sont financés par les recettes fiscales générales, les coûts de l'inaction sont d'autant plus élevés que la fiscalité existante est génératrice de distorsions.

⁷ Pour un examen des méthodologies d'évaluation, voir Freeman (2003).

Figure 1. Décomposition des coûts de l'inaction



3. Coûts de l'inaction dans certains domaines de la politique de l'environnement

3.1 Pollution de l'air et de l'eau

Une grande partie des coûts de l'inaction résultant de la dégradation de l'environnement sont imputables à la pollution de l'air et de l'eau. En ce qui concerne la pollution de l'air, les polluants particulièrement préoccupants sont les particules, l'ozone (O_3) et les oxydes d'azote (NO_x). Parmi les autres polluants atmosphériques préoccupants figurent le plomb et les autres métaux, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et l'ammoniac (NH_3). S'agissant de la pollution de l'eau, les polluants les plus préoccupants sont les éléments fertilisants, les dioxines, les furannes et les polluants organiques persistants, ainsi que des métaux comme le plomb, le mercure et l'arsenic. Au niveau mondial, certains des coûts de l'inaction les plus importants sont liés à la pollution bactérienne imputable à des conditions impropres d'approvisionnement en eau et d'assainissement.

On dispose déjà de données empiriques sur le coût de certains de ces impacts. Par exemple, Kuik *et al.* (2000) ont estimé qu'un retour aux concentrations de fond naturelles d' O_3 aux Pays-Bas se solderait par un bénéfice économique de 310 millions EUR, qui profiterait à hauteur de 219 millions EUR aux consommateurs. Holland *et al.* (2002) ont évalué les coûts de l'inaction dans le secteur agricole en comparant l'impact de l' O_3 sur les rendements agricoles en 2010, selon que les dispositions du protocole de Göteborg sont mises en œuvre ou selon un scénario plus énergique envisagé dans le cadre des négociations du Protocole. Si l'on considère que « l'inaction » correspond à la mise en œuvre des dispositions du protocole de Göteborg, le coût brut représenté par le fait de ne pas appliquer le programme plus rigoureux a été estimé à 259 millions EUR par an.

Lee *et al.* (1996) ont calculé que les dommages matériels annuels imputables à l'O₃ au Royaume Uni se situaient dans une fourchette comprise entre 170 et 345 millions GBP environ par an. Olsthoorn *et al.* (1999) ont évalué à 58 millions EUR par an les dommages matériels occasionnés dans les villes européennes par le non-respect des normes de qualité de l'air visant les émissions de SO₂ des sources fixes. Selon AEA Technology (2005), les dommages matériels liés à la pollution de l'air (principalement dépôts acides) représentaient pour l'UE-25 (compte tenu de la législation actuelle) quelque 1.1 milliard EUR en 2000. Ce chiffre ne tient pas compte du coût des dommages matériels subis par les monuments historiques et autres biens du patrimoine culturel, qui sont vraisemblablement considérables (Navrud et Ready, 2002).

Toutefois, les études axées sur un seul type de résultat ne rendent compte que d'une partie des coûts totaux de l'inaction. Au niveau global, Muller et Mendelsohn (2007) ont estimé entre 71 milliards et 277 milliards USD (entre 0.7 % et 2.8 % du PIB) le préjudice total causé par les émissions de certains polluants atmosphériques (particules, NO_x, NH₃, SO₂, COV) des 10 000 plus importantes sources de rejets aux Etats-Unis. Dans le cas de la Chine, ces coûts devraient être encore plus élevés. Selon la Banque mondiale (2007), les incidences sanitaires de la pollution de l'air en Chine représentent quelque 3.8 % du PIB, et touchent surtout les zones urbaines. Les coûts de la pollution de l'eau en Chine pourraient aussi représenter entre 0.3 % et 1.9 % du PIB rural (selon la « valeur d'une vie statistique » retenue).

Les aspects les plus préoccupants associés à la pollution de l'air et de l'eau ont trait à leurs effets délétères sur la santé humaine. On a estimé que pas moins de 10 % des cancers pulmonaires diagnostiqués en Europe pourraient être attribuables aux polluants atmosphériques toxiques et cancérigènes inhalés avec les particules (Boffetta, 2006). En Allemagne, en France, en Italie, en Pologne et au Royaume-Uni, on estime que le nombre de décès prématurés attribuables à la pollution par les PM₁₀ se situe entre 40 000 et 75 000 par an. Au niveau mondial, la pollution particulaire à l'extérieur des bâtiments provoque, selon les estimations, quelque 800 000 décès prématurés et fait perdre 6.4 millions d'années de vie (0.7 % du total des années de vie perdues) chaque année (Cohen *et al.*, 2004). Levy *et al.* (2007) ont estimé que chaque augmentation de la concentration horaire maximale d'ozone de 10 ppb sur l'année se traduisait par une hausse de 0.4 % de la mortalité à court terme.

Les effets sanitaires de la pollution bactérienne de l'eau sont particulièrement préoccupants dans les pays en développement. Au niveau mondial, quelque 1.1 milliard de personnes n'ont pas accès à de l'eau potable et 2.6 milliards sont privées d'installations sanitaires adéquates (OMS/UNICEF, 2006). Les répercussions sanitaires de cette situation sont alarmantes : environ 1.7 million de décès par an, dont 90 % d'enfants de moins de 5 ans. De fait, l'utilisation d'une eau non potable et le défaut d'assainissement et d'hygiène représentent la deuxième cause de mortalité chez les enfants, après la malnutrition (Prüss-Üstün *et al.*, 2004). Les chiffres concernant les pays de l'OCDE sont généralement beaucoup plus faibles, mais restent significatifs dans certains d'entre eux. Trois quarts (75.9 %) des décès imputables à des maladies diarrhéiques à l'intérieur de la zone OCDE surviennent au Mexique ou en Turquie.

Dans ces conditions, il n'est guère surprenant de constater que selon les évaluations économiques effectuées, les répercussions sanitaires (morbidité et mortalité) représentent une très large proportion des coûts totaux de la pollution de l'air et de l'eau – souvent plus de 90 % (tableau 1).

Tableau 1. L'importance relative des coûts sanitaires dans le total des coûts sociaux de l'inaction des pouvoirs publics

Étude	Contexte	Coûts non sanitaires pris en compte	Pourcentage des coûts sanitaires
ECOTECH (2001)	Protocole de Göteborg en Europe (SO ₂ , NO _x , NH ₃ , COVNM, PM ₁₀ , CO, CO ₂)	Biens, écosystèmes	89 %
Dziegielewska et Mendelsohn (2005)	Amélioration de 25 % de la qualité de l'air en Pologne	Visibilité, biens, patrimoine culturel, écosystèmes	82 %
USEPA (1999)	Bénéfices de la loi sur la pureté de l'air aux États-Unis (NO _x , COV, SO ₂ , PM ₁₀ , PM _{2.5} , CO)	Biens, visibilité	96 %
AEA (1999)	Protocole de Göteborg (SO ₂ , NO _x , COV, NH ₃) en Europe	Biens, cultures, bois d'œuvre	95 %
Olsthoorn <i>et al.</i> (1999)	SO ₂ – réduction de 50 000 tonnes (10 %) aux Pays-Bas	Biens	97 %
Muller et Mendelsohn (2007)	PM, NO _x , NH ₃ , SO ₂ , COV aux États-Unis	Agriculture, visibilité, biens, loisirs	94 %

Nombre de ces coûts se répercutent directement sur les prix du marché et les comptes nationaux. Bien évidemment, les dépenses consacrées à l'achat de médicaments et aux services de santé augmenteront avec le niveau de la pollution. Certaines de ces dépenses sont reflétées dans les finances publiques. Au Royaume Uni, on a estimé (UK Department of Health, 1999) que le coût total des maladies respiratoires (566 millions GBP aux prix de 1996/97) représentait quelque 6 % des coûts hospitaliers du Système national de santé, et environ 12 % de ses dépenses au titre des soins primaires. Si les facteurs environnementaux ne constituent manifestement qu'un des aspects contribuant aux problèmes des maladies respiratoires, l'évolution des niveaux de pollution peut avoir un impact non négligeable sur les admissions hospitalières – selon une étude britannique, une réduction de 1 % des concentrations observées de PM₁₀ se traduirait par une baisse de 0.14 % des hospitalisations pour cause respiratoire (Maddison, 2005). D'après une étude de l'Ontario Medical Association (2005) les dépenses de santé associées aux PM_{2.5} et à l'ozone représenteraient dans l'Ontario (Canada) 507 millions CAD par an.

Il est depuis longtemps admis qu'un lien existe entre la pollution, les absences pour maladie (ou jours d'activité restreinte) et la productivité. Ainsi, Samakovlis *et al.* (2004) ont estimé qu'un accroissement de 1 µg/m³ des concentrations de NO₂ en Suède entraînerait une augmentation de 3.2 % des jours d'activité restreinte pour cause de problèmes respiratoires. Dans une étude portant sur la Norvège, Hansen et Selte (2000) ont calculé que si les concentrations de PM₁₀ à Oslo étaient ramenées de 24.5 µg/m³ à 12.3 µg/m³, le taux d'absentéisme pour raisons de santé diminuerait de 7 %. Les études plus anciennes d'Ostro (1983) et de Hausman (1984) sur les effets des particules en suspension aux États-Unis ont fait état de répercussions bien plus importantes. Dans l'étude de l'OMA (2005), les coûts liés à la perte de productivité représenteraient quelque 375 millions CAD par an⁸.

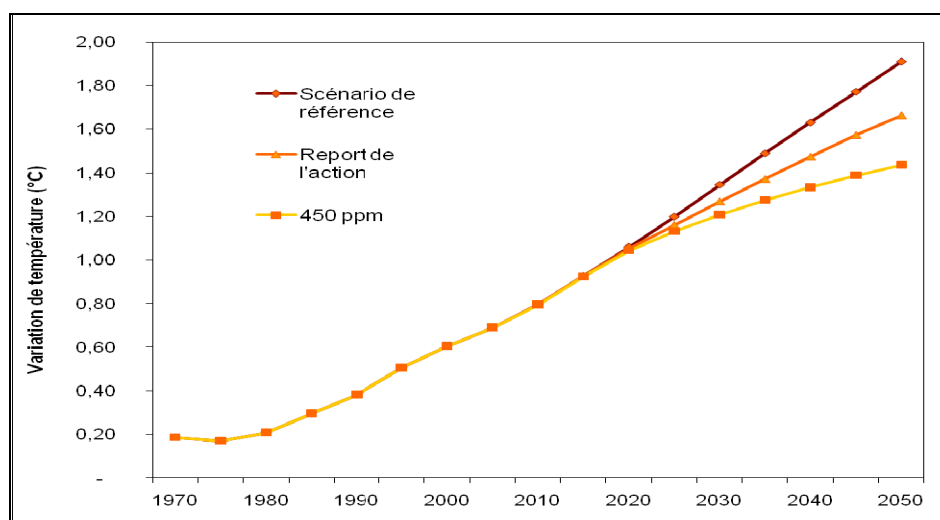
⁸ Le coût total (y compris les douleurs et souffrances et les pertes de vies) a été estimé à près de 8 milliards CAD par an.

Il importe aussi de ne pas négliger les impacts non marchands plus intangibles dans l'évaluation des coûts sanitaires de l'inaction face à la pollution de l'air et de l'eau. Par exemple, l'importance relative des « douleurs et souffrances » liées à différents effets environnementaux sur la santé peut être considérable – pas moins de 90 % des coûts sanitaires peuvent être attribuables à cette source dans certains cas⁹. Chiffrer uniquement les coûts financiers de la maladie – sans tenir compte d'effets plus généraux sur le bien-être – peut conduire à une sous-estimation grossière des coûts de l'inaction.

3.2 Changement climatique

Il est largement admis que la hausse des émissions de gaz à effet de serre (GES) d'origine anthropique entraînera une augmentation des températures moyennes à l'échelle mondiale. Dans le 4^{ème} Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), on a supposé qu'un doublement des concentrations de dioxyde de carbone par rapport aux niveaux préindustriels (environ 280 ppm) entraînerait probablement une hausse des températures située entre 2.0 °C et 4.5 °C, encore que la variation de la température moyenne mondiale risque d'être beaucoup plus forte¹⁰. La figure 2 illustre l'évolution à prévoir de la température moyenne mondiale, sur la base de l'évolution (passée et prévue) des émissions qui ressort du scénario « de référence » des *Perspectives de l'environnement à l'horizon 2030* établies par l'OCDE (2008), ainsi que du résultat de deux simulations de politiques (stabilisation à 450 ppm et report jusqu'en 2020 de l'instauration d'une taxe de 25 USD/tonne de carbone). Dans le premier cas, la taxe associée serait d'environ 100 USD/tonne de carbone en 2040.

Figure 2. Hausse de la température moyenne mondiale par rapport aux niveaux préindustriels



Source : OCDE (2008).

Les répercussions de cette augmentation de la température moyenne mondiale (et de l'évolution des niveaux de précipitation qui en résultera) seront probablement considérables. Pour commencer, d'importants impacts marchands se feront sentir sur des secteurs de production comme l'agriculture, la foresterie et l'énergie. On constatera sans doute aussi divers impacts, marchands et non marchands, sur la santé humaine (diarrhées, paludisme, stress thermique, etc.) et sur la biodiversité marine et terrestre. L'intensité des phénomènes météorologiques extrêmes, tels que les inondations et ouragans, augmentera probablement aussi. Enfin, le changement climatique pourrait être à l'origine d'événements catastrophiques comme l'interruption de la circulation thermohaline dans l'Atlantique Nord, des dégagements soudains et rapides de méthane ou la fonte des inlandsis de l'Antarctique ou du Groenland.

⁹ On trouvera dans Stieb *et al.* (2002) et Rabl (2004) des données concernant respectivement le Canada et la France.

¹⁰ GIEC - Groupe de travail 1 (2007).

[Le tableau SPM.1 dans GIEC (2007) (GTII) donne une indication de la probabilité des principaux impacts prévus.]

Si plusieurs études ont été réalisées afin d'estimer les coûts marginaux des GES par tonne d'émissions, les estimations des coûts totaux de l'inaction face au changement climatique sont moins nombreuses, en raison de l'importance de l'effort de modélisation nécessaire. Dans ses récents travaux effectués à l'aide du modèle PAGE2002, Stern (2007a) a estimé les coûts de l'inaction en calculant des « équivalents de consommation par habitant ». Compte tenu de tous les impacts potentiels (marchands, non marchands, phénomènes climatiques extrêmes et catastrophes), la valeur actualisée des coûts de l'inaction face au changement climatique est estimée à 14.4 % de perte de consommation par habitant dans le scénario postulant l'absence de nouvelle politique des pouvoirs publics (c'est-à-dire « l'inaction »).

Kemfert et Schumacher (2005) ont donné des résultats correspondant aux coûts des dommages associés à un scénario de référence dans lequel aucune nouvelle politique climatique n'est mise en place. Selon cette étude, le coût total des dommages en 2100 représenterait 23 % de la production mondiale totale. Les dommages associés à un « report de l'action » ont aussi été évalués. Dans ce dernier cas, on a supposé qu'aucune action n'était entreprise avant 2030, date à laquelle des mesures sont mises en place pour veiller à ce que la hausse de la température n'excède pas 2 °C. Dans cette hypothèse, les dommages en 2100 représenteraient 15 % environ du PIB mondial.

Depuis le début des années 90, Nordhaus utilise le modèle DICE (Dynamic Integrated Model of the Climate and Economy) pour obtenir diverses estimations, dont les plus récentes ont été publiées en 2007 (Nordhaus, 2007). Dans le scénario de référence qu'il a choisi, les pouvoirs publics ne prennent aucune mesure pour ralentir ou inverser le réchauffement dû aux gaz à effet de serre (ce qui correspond à la définition de « l'inaction » retenue dans le présent rapport). La valeur actualisée estimée des dommages pour un certain nombre de simulations effectuées à l'aide du modèle DICE est de 22 650 milliards USD. Ce chiffre représente à peine plus de 1 % de la valeur actualisée des revenus futurs totaux. Dans l'hypothèse où des politiques « optimales » seraient mises en œuvre dans un délai de 50 ans, ces dommages coûteraient 20 % de moins environ, comparés au scénario de l'immobilisme.

Dans les publications actuelles, les estimations des coûts de l'inaction associés au changement climatique sont donc très variables, ce qui n'est guère surprenant compte tenu des incertitudes liées aux relations économiques et écologiques sur des échelles de temps aussi longues. Pour certains des impacts dont les coûts potentiels risquent d'être les plus lourds, il est difficile de fournir des distributions de probabilité crédibles pour leur survenue, aussi la prise en compte de ces coûts potentiels dans les études sur l'évaluation représente-t-elle une difficulté considérable pour les chercheurs. L'interprétation des résultats obtenus constitue peut-être un défi encore plus grand pour les décideurs.

On peut se faire une idée du degré d'incertitude associé aux coûts estimés de l'inaction en comparant les résultats des travaux existants. Tol (2005) a examiné 103 estimations du « coût social du carbone » (CSC) dans la période 1991-2003. La très large fourchette entre les intervalles de confiance à 5 % et 95 % indiqués au tableau 2 donne une indication de l'incertitude que comportent ces estimations – même dans les publications ayant fait l'objet d'un examen par les pairs.

Tableau 2. Estimations du coût marginal des émissions de dioxyde de carbone (USD/tC)

	Estimation moyenne	IC 5 %	IC 95 %
Valeur de base	93	-10	350
Examen par des pairs	50	-9	245

Source : Tol (2005).

L'une des principales sources d'incertitude « économique » a trait au choix du taux d'actualisation. Ce choix a d'importantes répercussions sur l'ampleur des coûts estimés de l'inaction. Dans le cas de Stern (2007c), les coûts estimés (exprimés en équivalents de perte de consommation par habitant) seraient divisés par entre trois et quatre si un taux de 2.8 % était appliqué, au lieu du taux de 1.3 % utilisé comme base générale pour cette étude¹¹.

La probabilité de certaines répercussions potentiellement catastrophiques à différents niveaux de réchauffement est aussi entachée d'incertitudes considérables. C'est le cas, par exemple :

- de l'effondrement de la circulation thermohaline (CTH) dans l'océan Atlantique ;
- des émissions de méthane résultant du dégel du permafrost ou de la hausse des températures au fond des océans ;
- du passage de l'Oscillation australe El Niño (ENSO) à un état permanent ; et
- de la désintégration des barrières de glace du Groenland et de l'Antarctique.

Outre l'ampleur de ces impacts, la prise en compte de ces événements dans l'estimation des coûts de l'inaction est compliquée par le fait qu'ils pourraient se produire soudainement et/ou entraîner des changements irréversibles. De plus, les incertitudes relatives au moment d'intervention et à la probabilité de ces impacts sont très différentes des autres types d'incertitudes associées au changement climatique. L'hypothèse retenue quant au degré d'aversion au risque a d'importantes répercussions sur l'évaluation des coûts de l'inaction.

Les estimations agrégées peuvent aussi masquer de grandes variations entre les pays. Dans l'étude qu'il a réalisée à l'aide du modèle FUND, Tol (2002) a constaté que le coût économique estimé des impacts variait considérablement d'une région à l'autre. A l'horizon 2200, le coût des dommages serait égal à 8 % du PIB en Afrique et en Europe centrale et orientale, et à 5 % en Amérique latine et en Asie du Sud et du Sud-Est. Selon ses estimations, les pays du Moyen-Orient et les pays d'Asie à économie planifiée bénéficieraient en réalité du changement climatique. Toutefois, on s'accorde en général à reconnaître que les impacts les plus importants se feront sentir dans les pays en développement, en raison de leurs conditions climatiques particulières, de la composition sectorielle particulière de leur économie, et de leurs capacités d'adaptation plus limitées.

Downing *et al.* (2005) ont recensé trois types de pays en particulier qui seront sans doute les plus vulnérables, à savoir :

- les *deltas côtiers* densément peuplés, qui seront soumis à une érosion côtière accrue, à des ondes de tempête récurrentes et à des risques cycloniques, comme par exemple le Bangladesh ;
- les *régions semi-arides* où l'augmentation du stress hydrique exercera des pressions accrues sur les systèmes agro-pastoraux marginaux, et dont le Sahel est un exemple ; et
- les *petits États insulaires*, où l'élévation du niveau de la mer et les risques cycloniques menaceront les populations, inondant parfois des îles entières, comme dans le Pacifique Sud.

La plus grande vulnérabilité des pays pauvres (et souvent des ménages les plus pauvres au sein des pays) peut aussi avoir d'importantes répercussions sur l'estimation des coûts de l'inaction. Dans leur analyse des effets redistributifs des dommages marchands imputables au changement climatique Mendelsohn *et al.* (2006) ont constaté une nette tendance à ce que le quartile le plus pauvre de la société (en termes de populations nationales) assume le fardeau le plus lourd, quel que soit le modèle climatique retenu. La pondération de l'utilité dans différentes catégories de revenus – une approche suggérée par certains - peut avoir des répercussions non négligeables sur les coûts estimés de l'inaction. Par exemple, Stern (2006) a calculé de manière informelle que l'effet de l'application de coefficients de pondération au

¹¹ Le « taux de préférence pure pour le présent » postulé est porté de 0.1 à 1.5.

titre de l'équité ferait passer son estimation des coûts de l'inaction de 14.4 %, en équivalents de consommation par habitant, à quelque 20 %.

3.3 Risques industriels et catastrophes naturelles liés à l'environnement

Les risques industriels et les catastrophes naturelles liés à l'environnement englobent un large éventail de phénomènes, tels qu'inondations, ouragans, marées noires, accidents nucléaires et contamination des sols. Les coûts de ces risques et catastrophes peuvent être très élevés. La Banque mondiale (2006) a estimé que, pour les pays les plus pauvres, le coût des catastrophes naturelles représentait plus de 13 % du PIB annuel. Certes, seule une partie de ce coût est attribuable à des facteurs environnementaux sur lesquels les pouvoirs publics peuvent agir directement, mais cette proportion va sans doute augmenter au fil du temps. Dans la mesure où les risques industriels et catastrophes naturelles liés à l'environnement dépendent de facteurs sur lesquels l'action des pouvoirs publics peut jouer, ils peuvent être assimilés à des « coûts de l'inaction ».

Le type de coût de plus évident est celui des coûts d'assainissement, de remise en état et de reconstruction *ex post*, encourus après l'événement. Le tableau 3 présente des données sur les coûts de dépollution pour certaines marées noires survenues en Amérique du Nord et en Europe. Bien qu'importants, ils ne représentent qu'une faible proportion des coûts totaux de l'inaction – lesquels englobent d'autres éléments comme les pertes pour le secteur de la pêche, le manque à gagner pour le secteur du tourisme, et les dommages écologiques en mer ou dans les zones côtières.

Tableau 3. Coûts de dépollution pour certaines marées noires

	Quantité déversée	Coût estimé	Coût par tonne
Amoco Cadiz (1978)	223 000 tonnes	134 millions EUR	650 EUR
Exxon Valdez (1989)	35 000 tonnes	3 100 millions USD	70 454 USD
Erika (1999)	20 000 tonnes	124 millions EUR*	6 200 EUR
Prestige (2002)	77 000 tonnes	559 millions EUR	10 666 EUR

Note : * Opérations menées à terre seulement.

Source : Garza-Gil *et al.* (2006).

En Europe, les dépenses annuelles consacrées à la remise en état des sites contaminés représentent entre 0.05 et 0.1 % environ du PIB dans les pays pour lesquels on dispose de données, mais atteignent un niveau nettement supérieur dans un petit nombre de pays européens (AEE, 2005). Surtout, elles correspondent à seulement 2.5 % environ du total des coûts estimés de dépollution – les coûts non actualisés de la dépollution des sites représentent entre 2 % et 4 % du PIB annuel. A partir d'un échantillon de 257 sites Superfund figurant sur la liste des priorités nationales de l'USEPA, Hamilton et Viscusi (1999) ont estimé que les coûts de dépollution par site dépassaient les 25 millions USD. Greenstone et Gallagher (2005) ont indiqué qu'en 2000, les dépenses consacrées à l'assainissement des sites Superfund se sont élevés à 30 milliards USD environ.

Dans le cas des catastrophes naturelles, les coûts de reconstruction peuvent être beaucoup plus élevés. On ne dispose pas de données concernant directement les coûts de reconstruction, mais d'après les chiffres de Swiss Re et de l'Insurance Information Institute, il apparaît que dans les années 70 et 80, le montant annuel des sinistres assurés résultant de catastrophes naturelles a oscillé entre 3 et 4 milliards USD (Kunreuther et Michel-Kerjan, 2007). Ces sommes concernent en grande partie la reconstruction associée à des dommages matériels. Depuis les années 80, le montant des sinistres assurés résultant de catastrophes naturelles a très fortement augmenté¹². Les données les plus récentes indiquent aussi que les indemnités des assurances ont couvert 83 des 230 milliards USD de dommages économiques causés par les principales catastrophes *naturelles* dans le monde, ce qui

¹² Le degré auquel cette mesure reflète les pertes marchandes dépend en partie de la « densité d'assurance », laquelle varie grandement à l'intérieur des pays et entre les pays. Par exemple, selon les statistiques, le ratio des pertes assurées à l'ensemble des pertes était de 38 % aux Etats-Unis contre 27 % environ en Europe au cours de la période 1980-2005. Toutefois, ces chiffres varient suivant les sinistres. La « densité d'assurance » aux Etats-Unis, que l'on évalue à environ 25-50 %, a en fait avoisiné 65 % dans le cas de l'ouragan Andrew. Pour Katrina, elle était comprise entre 27 et 33 % (Munich Re, 2006).

constitue un montant record. Parallèlement, le volume des sinistres assurés résultant de catastrophes d'origine *humaine* (dont les accidents industriels) est demeuré grosso modo constant durant toute cette période – environ 5 milliards USD.

Les coûts de la reconstruction suite à une catastrophe naturelle dépendent dans une large mesure de la réaction des marchés. A l'aide d'un modèle tenant compte des rigidités possibles d'un marché s'adaptant au « choc » provoqué par un phénomène météorologique extrême, Hallegatte *et al.* (2006) ont conclu que les répercussions globales de ces phénomènes sont nettement plus importantes que dans l'hypothèse d'un ajustement progressif (adoptée par de nombreux modèles). Si les événements météorologiques extrêmes devaient se multiplier et croître en intensité, une économie pourrait finalement se trouver en « perpétuelle reconstruction » et subir des impacts économiques s'amplifiant avec le temps.

Toutefois, l'assainissement, la remise en état et la reconstruction ne représentent généralement qu'une partie des coûts de l'inaction. Il faudra aussi compter les pertes partielles (parfois totales) et temporaires (parfois permanentes) des ressources affectées par les dommages environnementaux. Ainsi, les marées noires nuisent aux possibilités de pêche commerciale, et la contamination des sites nuit aussi aux possibilités de mise en valeur des terres. Les coûts marchands et non marchands qui en résultent sur le plan des loisirs et des aménités peuvent être considérables. Les pertes en termes de dommages (écologiques) non marchands peuvent aussi être relativement importantes. En ce qui concerne les marées noires particulières mentionnées ci-dessus, on estime que les coûts de la dépollution ont représenté moins de 50 % du total des coûts de l'inaction (Garza-Gil *et al.*, 2006).

Étant donné que les coûts d'assainissement, de remise en état et de reconstruction risquent d'être considérables (et que les dommages peuvent être irréversibles), de nombreux arguments plaident ici en faveur de la « prévention ». Il sera souvent moins coûteux de prendre des mesures pour réduire la fréquence et la gravité des accidents industriels et catastrophes naturelles liés à l'environnement que d'entreprendre une remise en état. Par exemple, les normes techniques applicables à la flotte maritime et aux installations d'élimination des déchets dangereux peuvent avoir un impact non négligeable sur la probabilité et la gravité des accidents industriels liés à l'environnement. Les régimes de responsabilité civile ont aussi un rôle important à jouer au titre de l'incitation à la prévention. Il sera toutefois probablement non rentable (et souvent impossible) de ramener à zéro le risque associé de tels événements.

Dans le cas des catastrophes naturelles, les mesures de prévention en amont ont un impact plus incertain sur la probabilité et l'intensité des événements météorologiques extrêmes. S'il ne fait guère de doute que le changement climatique joue en l'occurrence un rôle important, cette relation n'est pas bien comprise. Cependant, même si le « risque » demeure incertain, il est possible de réduire la vulnérabilité. D'après les estimations établies par la Banque mondiale et l'US Geological Survey, les pertes économiques provoquées par les catastrophes naturelles dans le monde durant les années 90 auraient pu être inférieures de 280 milliards USD au niveau atteint si l'on avait investi 40 milliards USD dans la planification préalable et les stratégies de prévention et d'atténuation (Banque mondiale, 2004).

3.4 Gestion des ressources naturelles

Les « ressources naturelles » englobent les ressources renouvelables (forêts, stocks halieutiques, etc.) et les ressources non renouvelables (pétrole, charbon, etc.). Les coûts de l'inaction associés à la gestion des pêches marines et des eaux souterraines ont été choisis pour faire l'objet d'une analyse dans ce rapport. Si le caractère « renouvelable » des premières ne fait aucun doute, le cas des secondes est plus ambigu. En effet, alors que certaines nappes souterraines se rechargent très rapidement, d'autres peuvent mettre des milliers d'années à se reconstituer, aussi est-il parfois préférable d'assimiler les nappes phréatiques à des ressources non renouvelables, comme les gisements de minéraux ou les combustibles fossiles.

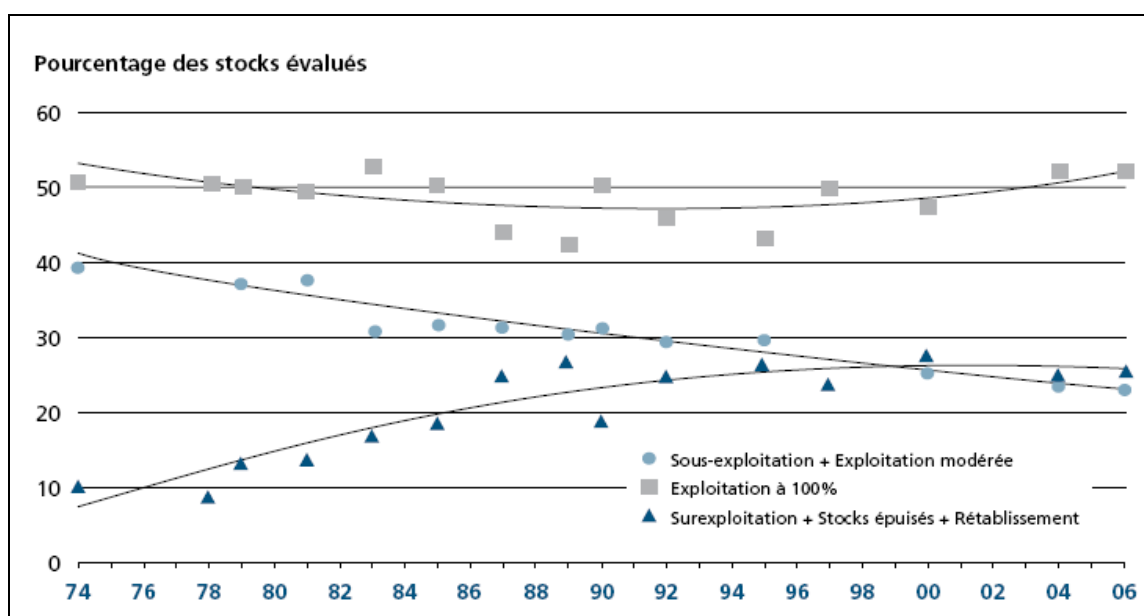
Les coûts de l'utilisation non durable des ressources naturelles peuvent être considérables. Ils comprendront tout d'abord les coûts directs associés à la disparition de la ressource en question. Par exemple, l'exploitation d'un stock de poissons jusqu'à son extinction commerciale entraînera l'arrêt de la production. L'épuisement rapide des nappes phréatiques peut encourager leur salinisation, de sorte que

l'aquifère deviendra inutilisable dans un avenir prévisible. Compte tenu de l'importance de certaines ressources naturelles pour le développement économique (en particulier dans les communautés locales), les pouvoirs publics pourraient devoir dépenser des sommes considérables pour atténuer les effets de l'exploitation non durable des ressources sur le bien-être. Enfin, toute une série de coûts sont susceptibles de découler des répercussions sur les valeurs de non-usage, notamment ceux associés à la perte de valeurs écosystémiques.

Dans le cas des *pêcheries marines*, l'inefficience de la gestion des ressources tient au fait qu'il est matériellement et politiquement difficile d'empêcher les utilisateurs potentiels d'accéder à la ressource, d'où des taux d'exploitation excessifs et socialement inefficients. Dans ce contexte, « l'inaction » des pouvoirs publics correspondra donc à un contrôle insuffisant de l'accès à la ressource. L'accès peut être régulé directement (création de droits de propriété) ou indirectement (mesures réglementaires ou financières).

Les conséquences d'une mauvaise gestion des pêcheries se répercutent sur l'état des stocks halieutiques. La figure 4 montre que si la proportion de stocks pleinement exploités est restée plus ou moins constante ces trente dernières années (environ 50 %), celle des stocks surexploités et épuisés a nettement augmenté (passant de 10 % en 1974 à 25 % en 2005). D'après la FAO (FAO, 2007), on a probablement atteint le potentiel maximum de capture de poisson sauvage dans les océans du monde.

Figure 3. Évolution de la situation des ressources marines mondiales (1974-2006)



Source: FAO (2007).

Outre les coûts en termes de valeurs de non-usage associés à la gestion non durable des pêches, les coûts liés aux marchés financiers peuvent être considérables. D'après les estimations de Bjørndal et Brasão (2005), la valeur actualisée nette associée au maintien du système existant (inefficace) de gestion des pêcheries de thon rouge de l'Atlantique Est (totaux admissibles de capture et choix des engins) ne représente qu'un tiers de celle que procurerait un régime optimal, d'où une perte de 2 milliards USD environ.

A partir d'une étude de 13 stocks de poissons « surexploités » dans les eaux des États-Unis, Sumaila et Suatoni (2006) ont évalué la perte de valeurs d'usage direct (rendement des pêcheries commerciales et pêche sportive) associée au maintien d'un effort de pêche excessif, et constaté que la perte de valeur actualisée nette découlant de la poursuite du mode de gestion existant représentait 373 millions USD (193.7 millions USD au lieu de 566.7 millions USD).

Au Canada, la fermeture de la pêcherie de la morue de l'Atlantique en 1992 a également eu des retombées économiques importantes. Selon les estimations, le manque à gagner a atteint 250 millions CAD à brève échéance. A long terme, le manque à gagner annuel par rapport à un régime de pêche soutenable était estimé à 1 milliard CAD (MacGarvin, 2001). Toutefois, l'impact a été atténué par le potentiel latent des pêcheries de mollusques et crustacés qui n'avaient pas été exploitées précédemment. Conséquence de ces ajustements sur le marché, la valeur totale des poissons, mollusques et crustacés a de fait augmenté, ce qui montre à quel point il importe de tenir compte de l'adaptation dans l'évaluation des coûts de l'inaction.

Selon les estimations, environ 30 000 personnes ont perdu leur emploi au plus fort de la crise, dont 10 000 pêcheurs. Pour parer à cette crise, le gouvernement du Canada a consacré des sommes importantes au soutien des revenus (y compris les allocations de chômage des pêcheurs) et aux programmes d'aide publique (au titre des restructurations, de l'ajustement sectoriel et du développement économique régional). On estime à 3.5 milliards CAD les dépenses consacrées à ces programmes (OCDE, 2006).

Des problèmes analogues se posent dans le cas des *eaux souterraines*. Dans les pays de l'OCDE, les plus grands aquifères, en volume, sont ceux des Hautes Plaines (Etats-Unis) et du Grand bassin artésien (Australie). Parmi les autres systèmes aquifères économiquement importants figurent la nappe d'Alsace et l'aquifère pannonien en Europe, le Bassin de Denver (Colorado), la Vallée Centrale (Californie) et l'aquifère Edwards (Texas) aux Etats-Unis, ainsi que le système aquifère de la vallée de Mexico au Mexique (WWAP, 2007). Les eaux souterraines représentent plus de 97 % des réserves d'eau douce de la planète. La contribution relative de l'eau souterraine aux réserves totales d'eau douce utilisables d'un pays varie selon les pays de l'OCDE, puisqu'elle va de moins de 6 % en Finlande et au Japon à 27 % environ au Mexique et en Turquie, et à plus de 50 % en Hongrie et au Danemark.

Dans le contexte de la gestion des eaux souterraines, « l'inaction » désigne le plus souvent une gestion des ressources dans laquelle les prix du prélèvement des eaux souterraines ne reflètent pas leur rente de rareté ou les externalités environnementales correspondantes. L'épuisement de la ressource qui en résulte affecte directement les utilisateurs (ménages, agriculture, commerce et industrie). Il peut aussi avoir des répercussions indirectes sur l'activité économique régionale, notamment un manque à gagner pour les travailleurs et une réduction des profits. D'importantes externalités environnementales peuvent aussi s'accompagner de coûts non négligeables (affaissement et salinisation). Enfin, des coûts peuvent être associés aux dommages causés à des valeurs de non-usage telles que la fonction d'entretien de la vie de l'eau. Dans la pratique, les mesures prises par les pouvoirs publics ont souvent pour effet d'encourager, plutôt que limiter, les prélèvements d'eau (systèmes de droits de captage et de droits de priorité). Plus rares encore sont les systèmes qui intègrent la rente de rareté et le coût des externalités dans le prix de l'eau.

L'eau souterraine utilisée pour l'irrigation représente une ressource économique majeure. Aux États-Unis, 81 % de la quantité totale d'eau prélevée dans les nappes souterraines sert à irriguer les terres (USDA, 2007). A l'échelle mondiale, les prélèvements d'eau souterraine à des fins d'irrigation ont quasiment décuplé depuis une cinquantaine d'années pour atteindre, selon les estimations, 900 kilomètres cubes ; l'agriculture irriguée par pompage d'eau souterraine représente près de 30 % des surfaces irriguées totales, et 9 % des terres cultivées en Asie (Shah *et al.*, 2007).

Ainsi, les répercussions de l'appauvrissement des ressources en eau souterraine pour le secteur agricole sont potentiellement très importantes. Déjà, quelque 8 % des cultures alimentaires sont produites par des exploitations dont les prélèvements d'eau souterraine sont supérieurs au taux de recharge des aquifères (Postel, 2001). Le déclin des réserves d'eau de l'aquifère d'Ogallala a été largement responsable du recul de la superficie agricole irriguée, qui a diminué de quelque 580 000 ha (1 435 000 acres) entre 1982 et 1997 dans l'État du Texas. Dans certaines zones, la superficie irriguée devrait diminuer de 50 % d'ici 2030 si les taux d'extraction sont maintenus à leurs niveaux actuels (USDA, 2007).

Dans les pays non membres de l'OCDE, la situation est encore pire. En Chine, les coûts imputables à la salinisation et au rythme d'épuisement des ressources ont été estimés à 50 milliards RMB (Banque mondiale, 2007). Ce chiffre représente environ 0.3 % du PIB annuel. Globalement, on a estimé que la salinisation des eaux souterraines avait des répercussions sur la productivité de 22 millions d'hectares de terres agricoles, particulièrement en Chine, en Inde, dans la Communauté des États indépendants, aux États-Unis et au Pakistan. La perte pour les agriculteurs touchés pourrait s'élever au total à 11 milliards USD par an (PNUE/DFID/DGDC/BGS, 2003).

Les coûts associés à l'appauvrissement des ressources en eaux souterraines sont aussi susceptibles de se répercuter sur la disponibilité et les coûts de l'eau potable. Selon une estimation, près de la moitié de la population mondiale tire son eau de boisson des nappes phréatiques (Shah *et al.*, 2007). Aux États-Unis, 35 % de l'eau potable distribuée par le réseau public provient des nappes souterraines et ce chiffre atteint pas moins de 80 % dans les zones rurales (Boyle, K. J. *et al.*, 1998). Dans l'Union européenne, 70 % de l'eau distribuée provient des nappes souterraines (WWAP, 2007). Dans la région Asie-Pacifique et en Amérique centrale et du Sud, c'est un tiers de l'eau de boisson qui provient des nappes souterraines (tableau 4). Nombre de grandes métropoles dans le monde sont dépendantes des réserves d'eau souterraine.

Tableau 4. Pourcentage des disponibilités en eau de consommation provenant des nappes souterraines

Région	Eau souterraine %	Population desservie (millions)
Asie-Pacifique	32	1 000-2 000
Europe	75	200-500
Amérique centrale et du Sud	29	150
États-Unis	51	135
Australie	15	3
Afrique	n.d.	n.d.
Monde	-	1 500-2 750

Source : PNUE (2003).

Cette situation peut se transformer en cercle vicieux, les villes en expansion rapide devenant de plus en plus dépendantes d'une ressource en voie de raréfaction, et donc contraintes à exploiter des ressources coûteuses en eaux de surface. C'est ainsi que dans la zone métropolitaine de Mexico, l'eau est prélevée de la nappe phréatique située sous la ville à un rythme deux fois plus rapide que le taux de recharge (soit 45 m³/s et 20 m³/s respectivement), de sorte que le niveau de la nappe baisse d'environ 1 mètre par an, et que les terrains s'affaissent de pas moins de 10-40 cm/an dans certaines parties de la ville (Tortajada et Castelan, 2003). Ces prélèvements sont cependant loin d'être suffisants pour répondre à la demande, aussi l'eau est-elle acheminée depuis des sources sans cesse plus éloignées, notamment du bassin de Cutzamala. Compte tenu de la topographie de la région, les investissements nécessaires (plus de 1 milliard USD par an) et les frais de pompage (plus de 60 millions USD) sont considérables.

RÉFÉRENCES

- AEA Technology Environment (1999), "Cost-Benefit Analysis for the Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe", Publication No. 133, The Hague, Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment.
- AEA Technology Environment (2005), "CAFE CBA: Baseline Analysis 2000 to 2020", Final Report to the European Commission DG Environment, April.
- Bjørndal, T. and A. Brasão (2005), "The East Atlantic Bluefin Tuna Fisheries: Stock Collapse or Recovery?" *Marine Resource Economics*, Vol. 21, pp. 193-210.
- Boffetta, P. (2006), "Human Cancer from Environmental Pollutants: The Epidemiological Evidence" *Mutation Research*, No. 608, pp. 157-162.
- Boyle, K.J. *et al.* (1998), "Lakefront Property Owner's Economic Demand for Water Clarity in Maine Lakes", University of Maine, Agriculture and Forest Experiment Station, Miscellaneous Report 410.
- Cohen, A.J., H. R. Anderson, B. Ostro, K. Dev Pandey, M. Krzyzanowski, N. Künzli, K. Gutschmidt, C.A. Pope III, I. Romieu, J.M. Samet and K.R. Smith (2004), "Urban Air Pollution" in M. Ezzati *et al.* (Eds.), *Comparative Quantification of Health Risks: Global and Regional Burden of Disease Attributable to Selected Major Risk Factors*, World Health Organization, pp. 1353-1433.
- Commission of the European Communities (2005), "Annex to the Communication from the Commission to the Council and the European Parliament on the 'Thematic Strategy on Air Pollution', Commission Staff Working Paper COM(2005)466/Final). Brussels (21.09.2005).
- Downing, T.E. *et al.* (2005), "The Social Costs of Carbon: A Closer Look at Uncertainty", SEI, Final Project Report for the UK Department for Environment, Food and Rural Affairs.
- Dziegielewska D.A.P. and R. Mendelsohn (2005), "Valuing Air Quality in Poland", *Environmental and Resource Economics*, Vol. 30, pp. 131-163.
- Ecotech (2001), *The Benefits of Compliance with the EU Environmental Acquis for the Candidate Countries*, (http://europa.eu.int/comm/environment/enlarg/benefit_en.htm).
- EEA (2005), "Progress in Management of Contaminated Sites (CSI 015) – Assessment Draft Created July 2006", European Environment Agency, Copenhagen.
- FAO (2007), *The State of World Fisheries and Aquaculture 2006*, FAO, Rome (accessed on 11 May 2007 at <http://www.fao.org/sof/sofia>).
- Freeman, Myrick III. (2003), *The Measurement of Environmental and Resource Values* (Washington D.C.: Resources for the Future Press).
- Garza-Gil, M. D., A. Prada-Blanco and M. X. Vázquez-Rodríguez (2006), "Estimating the Short-term Economic Damages from the Prestige Oil Spill in the Galician Fisheries and Tourism", *Ecological Economics*, Vol. 58, pp. 842-849.
- Greenstone, Michael and Justin Gallagher (2005), "Does Hazardous Waste Matter? Evidence from the Housing Market and the Superfund Program", NBER Working Paper 11790.

- Hallegatte, S., J.-C. Hourcade, and P. Dumas (2006), "Why Economic Dynamics Matter in Assessing Climate Change Damages: Illustration on Extreme Events", *Ecological Economics*, Vol. 62, No. 2, pp. 330-340.
- Hamilton, J.T. and W.K. Viscusi (1999), "How Costly Is 'Clean'? An Analysis of the Benefits and Costs of Superfund Site Remediations", *Journal of Policy Analysis and Management*, Vol. 18, No. 1, pp. 2-27.
- Hansen, A.C. and H.K. Selte (2000), "Air Pollution and Sick-Leaves", *Environmental and Resource Economics*, Vol. 16, pp. 31-50.
- Hausman, J.A. *et al.* (1984), "Air Pollution and Lost Work", NBER Working Paper No. 1263.
- Hepburn, C. (2007), "Use of Discount Rates in the Estimation of the Costs of Inaction with Respect to Selected Environmental Concerns", OECD ENV/EPOC/WPNEP(2006)14/FINAL.
- Holland, M. *et al.* (2002), "Economic Assessment of Crop Yield Losses from Ozone Exposure", Paper prepared for the UNECE International Cooperative Programme on Vegetation.
- IPCC (International Panel on Climate Change) (2007), 4th Assessment (WG1), "The Physical Science Basis". UNEP: Geneva.
- IPCC (International Panel on Climate Change) (2007), 4th Assessment (WG2), "Impacts, Adaptation and Vulnerability". UNEP: Geneva.
- Kemfert, C. and K. Schumacher (2005), "Costs of Inaction and Costs of Action in Climate Protection", DIW Berlin Final Report of Project FKZ 904 41 362 for the German Federal Ministry of the Environment.
- Kuik, O.J. *et al.* (2000), "The Economic Benefits to Agriculture of a Reduction of Low-Level Ozone Pollution in the Netherlands", *European Review of Agricultural Economics*, Vol. 27, No. 1, pp. 75-90.
- Kunreuther, H. C. and E. O. Michel-Kerjan (2007), "Climate Change, Insurability of Large-Scale Disasters and the Emerging Liability Challenge", NBER Working Paper 12821.
- Lee D.S., M.R. Holland and N. Falla (1996), "The Potential Impact of Ozone on Materials in the UK", *Atmospheric Environment*, Vol. 30, No.7, pp. 1053-1065(13).
- Levy, J., J. Schwartz and J.K. Hammitt (2007), "Mortality Risks from Ozone Exposure", *Risk in Perspective*, Vol. 15, No. 2.
- Maddison, David (2005), "Air Pollution and Hospital Admissions: An Armax Modelling Approach", *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 49, pp. 116-131.
- Mendelsohn, R., A. Dina, and L. Williams (2006), "The Distributional Impact of Climate Change on Rich and Poor Countries", *Environment and Development Economics*, Vol. 11, pp. 159-178.
- Muller, N.Z. and R. Mendelsohn (2007), "Measuring the Damages of Air Pollution in the United States", *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 54, pp. 1-14.
- Munich Re (2006), "Topics Geo-Annual Review: Natural Catastrophes 2005" (accessed at www.sustainability.munich.com).
- Navrud, S. and R. Ready (eds) (2002), *Valuing Cultural Heritage: Applying Environmental Valuation Techniques to Historical Buildings and Monuments*, Cheltenham, Edward Elgar Publishing, UK.
- Nordhaus, W.D. (2007), "The Challenge of Global Warming: Economic Models and Environmental Policy" Yale University, Department of Economics Discussion Paper (http://nordhaus.econ.yale.edu/dice_mss_072407_all.pdf).

- OECD (2008), *OECD Environmental Outlook to 2030*, OECD, Paris.
- Olsthoorn, X., M. Amann, A. Bartonova, J. Clench-Ass, J. Cofala, K. Dorland, C. Guerreiro, J. Henriksen, H. Jansen and S. Larssen (1999), "Cost-benefit Analysis of European Air Quality Targets for Sulphur Dioxide, Nitrogen Dioxide and Fine and Suspended Particulate Matter in Cities", *Environmental and Resource Economics*, Vol. 14, pp. 333-351. WWAP (World Water Assessment Programme) (2007). [<http://wwap.unesco.org/> accessed on June 21, 2007].
- Ontario Medical Association (2005), "The Illness Costs of Air Pollution" (Toronto: OMA).
- Ostro, B. (1983), "The Effects of Air Pollution on Work Lost and Morbidity", *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 10.
- Postel, S. (2001), "Growing More Food with Less Water", *Scientific American*, Vol. 284, No. 2, pp. 46-49.
- Prüss-Üstün, A. and C. Corvalán (2006), "Preventing Disease Through Healthy Environments: Towards an Estimate of the Environment Burden of Disease", World Health Organization: Geneva.
- Prüss-Üstün, A., Kay, D., L. Fewtrell and J. Bartram (2004), "Unsafe Water, Sanitation and Hygiene", in M. Ezzati *et al.* (eds.), *Comparative Quantification of Health Risks, Global and Regional Burden of Disease Attributable to Selected Major Risk Factors*, World Health Organisation, Geneva, pp. 1321-1352.
- Rabl, A. (2004), "Valuation of Health End Points for Children and for Adults", Working Paper.
- Samakovlis, E., A. Huhtala, T. Bellander and M. Svartengren (2004), "Air Quality and Morbidity: Concentration-response Relationships for Sweden", The National Institute of Economic Research, Working Paper No. 87, January 2004, Stockholm.
- Shah, Tushaar *et al.* (2007), "Groundwater: A Global Assessment of Scale and Significance" in International Water Management Institute (ed.) *Water for Food, Water for Life: A Comprehensive Assessment of Water Management* (London: Earthscan).
- Stern, N. (2007a), *Stern Review: The Economics of Climate Change* (Cambridge: CUP).
- Stern, N. (2007b), "The Case for Action to Reduce the Risk of Climate Change", in "After the Stern Review – Reflections and Responses" (Paper A).
- Stern, N. (2007c), "Value Judgements, Welfare Weights and Discounting" in "After the Stern Review – Reflections and Responses" (Paper B).
- Stern, Thomas and U. Martin Persson (2007), "An Even Sterner Review: Introducing Relative Prices into the Discounting Debate", RFF Discussion Paper 07-37.
- Stieb, D., P.D. Civita, F.R. Johnson, M.P. Manary, A.H. Anis, R.C. Beveridge and S. Judek (2002), "Economic Evaluation of the Benefits of Reducing Acute Cardiorespiratory Morbidity Associated with Air Pollution", *Environmental Health: A Global Access Science Source* 2002, Vol. 1, pp. 7.
- Sumaila, U.R. and L. Suatoni (2006), "Economic Benefits of Rebuilding U.S. Ocean Fish Populations", Fisheries Centre Working Paper No. 2006-04, The University of British Columbia, Vancouver, B.C., Canada.
- Tol, R.S.J. (2002), "Estimates of the Damage Costs of Climate Change: Part II Dynamic Estimates", *Environmental and Resource Economics*, Vol. 21, pp. 135-160.
- Tol, R.S.J. (2005), "The Marginal Damage Costs of Carbon Dioxide Emissions", *Energy Policy*, Vol. 33, pp. 2064-2084.

- Tortajada, C. *et al.* (2003), "Water Management for a Megacity", *Ambio*, Vol. 32, No. 2, March 2003, pp. 124-129.
- UK Department of Health – Ad-hoc Group on the Economic Appraisal of the Health Effects of Air Pollution (1999), "Economic Appraisal of the Health Effects of Air Pollution", The Stationery Office, London, UK.
- UK HM Treasury (2003), *The Green Book: Appraisal and Evaluation in Central Government*. London, HM Treasury (<http://greenbook.treasury.gov.uk>).
- UNEP (UN Environmental Programme) (2003), "Groundwater and its Susceptibility to Degradation: A Global Assessment of the Problem and Options for Management"
http://www.unep.org/DEWA/water/GroundWater/groundwater_report.asp)
- USEPA (1999), "The Benefits and Costs of the Clean Air Act 1990 to 2010", EPA Report to Congress, Report EPA-410-R-99-001, November.
- USDA (US Department of Agriculture) (2007), Long Range Planning or Drought Management – The Groundwater Component, USDA's Natural Resource Conservation Service.
<http://wmc.ar.nrcs.usda.gov/technical/GW/Drought.html> (accessed on June 27, 2007).
- Weitzman, M. L. (2001), "Gamma Discounting", *American Economic Review*, Vol. 91, pp. 260–271.
- WHO/UNICEF (2006), "Joint Monitoring Programme for Water Supply and Sanitation", (<http://www.wssinfo.org/en/welcome.html>, accessed October 2006).
- World Bank (2004), "Natural Disasters: Counting the Cost", Feature Story on March 2, 2004, Washington D.C., World Bank.
- World Bank (2006), *Hazards of Nature, Risks to Development* (Washington D.C.: World Bank).
- World Bank (2007) *Cost of Pollution in China: Economic Estimates of Physical Damages* (Washington D.C., World Bank).
- WWAP (World Water Assessment Programme) (2007), <http://wwap.unesco.org/>.