

Rapport d'études

Monétarisation des externalités environnementales

Sommaire

Chapitre I - Présentation de l'étude	9
Chapitre II - Internalisation des coûts de pollution atmosphérique	27
Chapitre III - Internalisation du coût des nuisances sonores	51
Chapitre IV - Internalisation du coût des émissions de Gaz à Effet de Serre (GES)	75
Chapitre V - Internalisation des coûts d'érosion de la biodiversité	93
Chapitre VI - Internalisation des coûts pour d'autres externalités	119
Chapitre VII - Conclusions et recommandations.....	127
Bibliographie	131
Glossaire	140

Presque dix ans après le rapport Boiteux de 2001, qui définissait les valeurs tutélaires françaises à utiliser pour le calcul du bilan socio-économique des projets de transport, ce rapport d'études présente les évolutions scientifiques et méthodologiques récentes pour la monétarisation des externalités environnementales, ainsi que les pratiques actuelles à l'étranger. Il permet d'identifier les champs à investir pour faire évoluer les pratiques françaises actuelles. En outre, il cherche à quantifier sur la base d'un exemple réel d'évaluation d'un projet routier quelles seraient les conséquences sur les résultats du bilan socio-économique des évolutions possibles des valeurs tutélaires accordées aux externalités environnementales.

L'étude s'intéresse aussi bien aux externalités environnementales pour lesquelles une valeur tutélaire est actuellement fixée (pollution atmosphérique, nuisances sonores, émissions de gaz à effet de serre) qu'aux externalités qui ne sont aujourd'hui pas prises en compte dans le calcul socio-économique (perte de biodiversité, pollution des eaux et des sols, effets de coupure, atteintes aux paysages).

Page laissée blanche intentionnellement

Monétarisation des externalités environnementales

Collection les rapports

Document édité par le Sétra dans la collection « les rapports ».
Cette collection regroupe les rapports d'études, de recherche,
d'expérimentation, les synthèses de connaissances.

Ce rapport a été rédigé par le Sétra (Damien GRANGEON), associé à un groupe de spécialistes du Réseau Scientifique et Technique du Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de la Mer. Le CETE Méditerranée a réalisé les tests de sensibilité présentés dans l'étude (Olivier TROULLIOUD). Un groupe en charge du suivi et de la relecture de l'étude a été constitué ; ont participé à ce groupe :

- le CETE de Lyon (Fabien DUPREZ) ;
- le CETE Méditerranée (Christelle BASSI, Valérie BUTTIGNOL, Frédérique REFFET) ;
- le CETE Nord-Picardie (Patrick PALMIER).

Au cours de son élaboration, le rapport a été relu par le Sétra (direction d'études environnement, direction d'études économie des transports et trafics, comité éditorial). Il a fait l'objet d'échanges avec la DGITM (bureau EP2 et Jean-Bernard KOVARIK), qui assurait le pilotage de cette étude, et le CGDD.



Table des matières

<i>Introduction</i>	7
Chapitre I - Présentation de l'étude	9
1 - <i>Description de la commande</i>	10
2 - <i>Évaluation socio-économique et prise en compte des externalités environnementales en France</i>	11
2.1 - <i>Cadre réglementaire</i>	11
2.2 - <i>L'évaluation socio-économique de projets en France</i>	12
2.3 - <i>Prise en compte des externalités environnementales dans l'évaluation socio-économique :</i> <i>exemple avec le bilan socio-économique du contournement autoroutier d'Arles</i>	12
2.3.1 - <i>Présentation du projet de contournement autoroutier d'Arles</i>	13
2.3.2 - <i>Évaluation socio-économique selon les recommandations de l'Instruction cadre</i>	14
3 - <i>Benchmark international</i>	17
3.1 - <i>Types de coûts externes et méthodes de monétarisation</i>	17
3.2 - <i>Revue des documents d'évaluation socio-économique des infrastructures de transport</i> <i>en vigueur à l'étranger</i>	19
3.2.1 - <i>Grande-Bretagne – The New Approach To Appraisal (NATA)</i>	19
3.2.2 - <i>Allemagne</i>	21
3.2.3 - <i>États-Unis</i>	22
3.3 - <i>Revue des principales études menées à l'échelle européenne depuis 2001</i>	23
3.3.1 - <i>Le projet ExternE (1995 – 1999 – 2005)</i>	23
3.3.2 - <i>Unification of accounts and marginal costs for transport efficiency (2003)</i>	24
3.3.3 - <i>Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment (2006)</i>	25
3.3.4 - <i>Handbook on estimation of external costs in the transport sector (2007)</i>	25
3.3.5 - <i>Conclusion</i>	26
Chapitre II - Internalisation des coûts de pollution atmosphérique	27
1 - <i>Effets de la pollution atmosphérique</i>	29
2 - <i>Difficultés méthodologiques pour la monétarisation</i>	30
2.1 - <i>Polluants primaires et polluants secondaires</i>	30
2.2 - <i>Le choix des indicateurs de pollution</i>	30
2.2.1 - <i>Pourquoi choisir des indicateurs de pollution ?</i>	30
2.2.2 - <i>Inventaire des indicateurs de pollution de l'air due au transport</i>	31
3 - <i>Méthodes de valorisation</i>	31
3.1 - <i>Méthode top-down</i>	32
3.1.1 - <i>Une méthode basée sur l'exposition</i>	32
3.1.2 - <i>Monétarisation des impacts</i>	32
3.1.3 - <i>Inconvénients d'une approche top-down</i>	33
3.2 - <i>Méthode bottom-up</i>	34
3.2.1 - <i>Une méthode basée sur la dispersion</i>	34
3.2.2 - <i>Évaluation et monétarisation des impacts</i>	34
3.2.3 - <i>Inconvénients d'une approche bottom-up</i>	35
4 - <i>Revue internationale des études de valorisation des coûts de pollution atmosphérique</i>	35
4.1 - <i>État des lieux en France</i>	35
4.1.1 - <i>Le rapport Boiteux (2001)</i>	35
4.1.2 - <i>La circulaire interministérielle Equipement/Santé/Écologie n°2005-273 (25 février 2005)</i>	37
4.2 - <i>La méthode d'évaluation retenue en Grande-Bretagne</i>	38
4.3 - <i>Les études européennes</i>	40
4.4 - <i>Évolution du contexte depuis les travaux du groupe Boiteux en 2001</i>	42

4.4.1 - Évolution du contexte scientifique	42
4.4.2 - La valeur de l'année de vie perdue	42
5 - Tests de sensibilité.....	43
5.1 - Les différents scénarii à tester.....	43
5.1.1 - Scénario 1 : test de la valeur haute de l'intervalle recommandé par le groupe Boiteux.....	43
5.1.2 - Scénario 2 : mise à jour de la valeur Boiteux et prise en compte des effets sur les bâtiments et les écosystèmes	43
5.1.3 - Scénario 3 : valorisation par la perte d'espérance de vie.....	44
5.1.4 - Scénario 4 : modification de la règle d'évolution annuelle des valeurs d'internalisation	45
5.1.5 - Scénario 5 : scénario maximaliste.....	45
5.2 - Résultats et conclusions.....	46
5.2.1 - Évolution du coût annuel de pollution atmosphérique sur la durée de vie du projet	46
5.2.2 - Somme actualisée des avantages de pollution atmosphérique sur la durée de vie du projet.....	47
5.2.3 - Variation du poids monétaire de la pollution atmosphérique dans l'avantage global du projet.....	48
5.2.4 - Conclusions.....	49
6 - Conclusion et recommandations	50
Chapitre III - Internalisation du coût des nuisances sonores	51
1 - Effets des nuisances sonores	52
2 - Effets sanitaires des nuisances sonores.....	52
2.1 - Gêne causée par les nuisances sonores.....	53
2.2 - Les indicateurs de bruit.....	53
2.2.1 - Quelques rappels sur la notion de bruit et sa mesure.....	53
2.2.2 - Indicateurs de bruit couramment utilisés.....	54
2.2.3 - Quelques faiblesses des indicateurs de bruit.....	54
3 - Méthodes de valorisation.....	55
3.1 - Quelques précautions à prendre	55
3.1.1 - Distinguer la période de la journée.....	55
3.1.2 - Différencier les modes de transport.....	55
3.1.3 - Éviter les double-comptes	56
3.2 - Approche top-down.....	57
3.2.1 - Cartographie de l'exposition de la population.....	57
3.2.2 - Monétarisation des impacts.....	58
3.2.3 - Inconvénients d'une approche top-down.....	58
3.3 - Approche bottom-up	59
3.3.1 - Description de l'approche.....	59
3.3.2 - Inconvénients d'une approche bottom-up	60
4 - Revue internationale des études de valorisation des coûts des nuisances sonores	60
4.1 - État des lieux en France.....	60
4.1.1 - Le rapport Boiteux.....	60
4.1.2 - Études sur la couverture des coûts des infrastructures routières.....	62
4.2 - Les documents d'évaluation économique à l'étranger.....	63
4.2.1 - En Grande-Bretagne	63
4.2.2 - En Allemagne	64
4.3 - Revue européenne.....	65
4.3.1 - Les cartes de bruit stratégiques	65
4.3.2 - L'étude HEATCO.....	66
4.3.3 - Autres études européennes	68
4 - Tests de sensibilité.....	70
4.4 - Les différents scénarii à tester.....	70
4.4.1 - Scénario 1 : valeurs du bruit recommandées par la DR, le Sétra et la D4E.....	70
4.4.2 - Scénario 2 : application des recommandations de l'étude HEATCO	71

4.5 - Résultats et conclusions.....	72
4.5.1 - Somme actualisée des avantages de bruit sur la durée de vie du projet.....	72
4.5.2 - Poids monétaire des nuisances sonores dans l'avantage global du projet.....	72
4.5.3 - Conclusions.....	73
5 - Conclusions.....	74
Chapitre IV - Internalisation du coût des émissions de Gaz à Effet de Serre (GES).....	75
1 - Effets des émissions de GES.....	76
2 - Méthodes de valorisation.....	78
2.1 - Quelques éléments de cadrage.....	78
2.1.1 - Pouvoir de réchauffement global et équivalent carbone.....	78
2.1.2 - Une valeur du carbone unique.....	79
2.2 - Approche coûts/avantages par le coût social des dommages du changement climatique.....	79
2.2.1 - Description de la méthode d'évaluation.....	79
2.2.2 - Avantages et inconvénients de l'approche par le coût des dommages.....	80
2.3 - Approche coûts/efficacité par le coût d'abattement (ou d'atténuation) des émissions de GES.....	80
2.3.1 - Description de la méthode d'évaluation.....	81
2.3.2 - Coûts d'abattement sectoriel.....	81
2.4 - Le choix de la règle d'évolution.....	81
3 - Résultats d'études internationales de valorisation des coûts de l'effet de serre.....	82
3.1 - État des lieux en France.....	82
3.1.1 - Les conclusions du groupe Boiteux (2001).....	82
3.1.2 - Rapport du Centre d'Analyse Stratégique (CAS) sur la valeur tutélaire du carbone.....	83
3.2 - Revue des études internationales.....	84
3.2.1 - Le Groupe Intergouvernemental d'Experts sur l'évolution du Climat (GIEC).....	84
3.2.2 - Le rapport Stern.....	86
3.3 - Synthèse des études.....	86
3.4 - Les différents scénarii à tester.....	88
3.5 - Résultats et conclusions.....	89
3.5.1 - Évolution du coût annuel de l'effet de serre sur la durée de vie du projet.....	89
3.5.2 - Somme actualisée des avantages liés à l'effet de serre sur la durée de vie du projet.....	89
3.5.3 - Variation du poids monétaire de l'effet de serre dans l'avantage global du projet.....	90
3.5.4 - Conclusions.....	91
4 - Conclusions.....	92
Chapitre V - Internalisation des coûts d'érosion de la biodiversité.....	93
1 - État des lieux.....	94
1.1 - Évolution du contexte politique.....	94
1.2 - Les apports scientifiques.....	95
1.2.1 - Les indicateurs de biodiversité.....	95
1.2.2 - La notion de services écosystémiques.....	97
2 - Vision économique actuelle de la biodiversité.....	98
2.1 - Valeurs d'usage et valeurs de non-usage.....	98
2.2 - Difficultés de monétarisation.....	99
2.2.1 - Évaluation par des enquêtes de préférences révélées.....	99
2.2.2 - Évaluation par des enquêtes de préférences déclarées.....	100
2.2.3 - Méta-analyses.....	101
2.3 - Inventaire des méthodes d'évaluation existantes.....	102
2.3.1 - Évaluation de la diversité.....	102
2.3.2 - Évaluation des ressources génétiques.....	103

2.3.3 - Évaluation des espèces.....	103
2.3.4 - Évaluation des habitats.....	104
2.3.5 - Évaluation des services écosystémiques.....	104
3 - Revue européenne.....	106
3.1.1 - Les études d'INFRAS et de l'Office fédéral du développement territorial de Suisse.....	106
3.1.2 - Le « Millennium Ecosystem Assessment » (MEA).....	106
3.1.3 - L'étude européenne « Economie des Ecosystèmes et de la Biodiversité » (EEB).....	107
3.2 - Rapport du CAS sur l'approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes.....	108
3.2.1 - Choix d'une approche coûts/avantages.....	108
3.2.2 - Évaluation du coût de la perte de biodiversité par les services écosystémiques.....	109
3.2.3 - Valorisation de la biodiversité : exemple pour les forêts tempérées et les prairies.....	109
3.2.4 - Recommandations du groupe de travail.....	112
4 - Tests de sensibilité.....	113
4.1 - Les différents scénarii à tester.....	113
4.1.1 - Scénario 1 : valeurs par véhicule.km proposées dans le Handbook on estimation of external costs in the transport sector.....	113
4.1.2 - Scénario 2 : test basé sur les travaux du CAS.....	113
4.1.3 - Scénario 3 : transfert des valeurs d'une étude suisse de 2003.....	115
4.2 - Résultats et conclusions.....	115
4.2.1 - Somme actualisée des avantages de biodiversité sur la durée de vie du projet.....	115
4.2.2 - Poids monétaire de la perte de biodiversité dans l'avantage global du projet.....	116
4.2.3 - Conclusions.....	117
5 - Conclusions.....	118
Chapitre VI - Internalisation des coûts pour d'autres externalités.....	119
1 - Internalisation du coût de la pollution des sols et des eaux.....	120
1.1 - La pollution des sols et des eaux due aux infrastructures de transport.....	120
1.1.1 - Effets de la pollution des sols et des eaux.....	120
1.1.2 - Observation de la contamination des sols.....	120
1.1.3 - Le risque de double-comptes.....	120
1.2 - Méthodes de valorisation.....	121
1.2.1 - Approche par le coût de restauration.....	121
1.2.2 - Approche par le coût des dommages.....	121
1.3 - Revue des études existantes.....	121
1.4 - Test de sensibilité.....	122
1.4.1 - Le scénario à tester : recommandations du Handbook on estimation of external costs in the transport sector.....	122
1.4.2 - Résultats et conclusions.....	123
2 - Internalisation des effets sur le paysage.....	123
2.1 - Les atteintes aux paysages dues aux infrastructures de transport.....	124
2.1.1 - La réglementation.....	124
2.1.2 - Les risques de double-comptes.....	124
2.2 - Méthodes de valorisation retenues dans les études existantes.....	125
2.3 - Revue des études françaises de valorisation des paysages.....	125
2.4 - Conclusions.....	126
Chapitre VII - Conclusions et recommandations.....	127
<i>Bibliographie</i>	131
<i>Liste des sigles</i>	138
<i>Glossaire</i>	140

Introduction

Le secteur des transports participe au développement de l'activité économique, au déploiement des relations sociales et à l'aménagement du territoire. Il produit en contrepartie des effets négatifs, appelés « externalités négatives » ou « coûts externes », sur les plans économiques (congestion), sociaux (accidents, effets structurants sur l'utilisation de l'espace, ...) et environnementaux (émissions de polluants et de gaz à effet de serre, nuisances sonores, ...). **Seules les externalités environnementales seront traitées dans ce rapport.**

Les coûts externes environnementaux sont rarement pris en compte par le marché des transports, dans la mesure où ils ne sont pas échangeables sur d'autres marchés (on parle de biens non-marchands). Ces externalités ont pourtant des conséquences pour la société : effets sur la santé, dégradation de la qualité de vie, changement climatique, ... **Ainsi, le coût actuel du transport pour les usagers (coût privé) correspond rarement aux coûts réellement supportés par la société (coût social). La différence entre le coût social et le coût privé, qui comprend le coût des externalités, est une charge supplémentaire que doivent supporter par les collectivités publiques (État, collectivités locales, ...) et les citoyens.** Pour encourager des prises de décision et des choix qui assurent un fonctionnement optimal des systèmes de transport pour la collectivité, la prise en compte des coûts externes (choix des infrastructures, politiques de tarification, réglementations) peut être une voie pour orienter le secteur des transports vers un fonctionnement plus durable.

La décision de réaliser une infrastructure de transport (ou de la faire réaliser dans le cas des concessions) est à la charge de la puissance publique, dont le choix dépend en partie de l'évaluation de la balance entre les gains et les nuisances pour la collectivité d'un tel investissement. Cette évaluation nécessite de dépasser les intérêts individuels des usagers (recherche du coût privé de transport minimum) afin de proposer un projet qui soit durable pour la société (recherche du coût social de transport minimum). À ce titre, les coûts des externalités environnementales doivent être pris en compte.

Il existe d'autres leviers d'intervention que le choix des investissements pour optimiser le fonctionnement du secteur des transports, notamment du point de vue environnemental. Le prix du transport dans les différents modes dépend en partie de la tarification d'usage des infrastructures (taxes sur les véhicules, taxes sur les carburants, péages, ...). Cette tarification détermine les conditions de concurrence et donc la répartition des volumes (voyageurs ou marchandises) transportés par les différents modes. Avec cet outil, la puissance publique peut notamment orienter les usagers vers des habitudes de déplacement plus vertueuses, en internalisant les coûts externes environnementaux. La réglementation permet aussi de modifier les comportements, en agissant sur certains effets externes du transport. La mise en place de normes d'émissions de polluants pour les véhicules permet par exemple de réduire le niveau global de pollution de l'air et donc d'internaliser une partie des coûts externes dus à cette nuisance (surcoût d'achat d'un véhicule moins polluant).

La valorisation des externalités est donc un enjeu pour le développement d'un système de transport plus durable, en accord avec les engagements pris lors du Grenelle de l'environnement. Celle-ci s'améliore régulièrement, en fonction du progrès scientifique, de l'amélioration des modèles économiques ou des nouvelles orientations politiques. Ce rapport synthétise les méthodes et résultats des études françaises et étrangères les plus récentes menées sur ce sujet. Il identifie les marges d'évolution possibles pour les valeurs tutélaires actuellement prises en compte en France, évalue l'enjeu de telles révisions sur le résultat du bilan socio-économique et propose au final des pistes d'amélioration pour la monétarisation des externalités environnementales en France, en les justifiant.

Chapitre I

Présentation de l'étude

1 - Description de la commande

La Direction Générale des Infrastructures de Transports et de la Mer (DGITM) a commandé au Sétra une étude sur la monétarisation des *externalités*¹ environnementales pour l'évaluation socio-économique des projets et politiques de transport. Il s'agit de proposer un état des lieux sur les pratiques à l'étranger et les progrès scientifiques et méthodologiques réalisés depuis la définition des valeurs tutélaires utilisées actuellement en France, il y a une dizaine d'années, et d'évaluer sur la base d'un exemple les impacts de la prise en compte de ces évolutions sur le bilan socio-économique. Les conclusions de ces travaux permettront éventuellement d'émettre des recommandations pour l'amélioration des valeurs tutélaires environnementales françaises, en concertation avec la DGITM et le CGEDD.

Dans cette étude, le Sétra s'est intéressé d'une part aux externalités environnementales pour lesquelles une valeur tutélaire est actuellement fixée (pollution atmosphérique, nuisances sonores, émissions de gaz à effet de serre) et d'autre part à des externalités qui ne sont aujourd'hui pas prises en compte dans le calcul socio-économique (perte de biodiversité, la pollution des eaux, les effets de coupure).

Le mode de travail proposé est identique pour chacun des effets externes traités, il se découpe en quatre parties :

- **une présentation des aspects théoriques** ayant mené à la monétarisation du coût externe, qui détaille notamment les méthodes utilisées pour fixer la valeur de ce coût (méthodes contingentes, méthodes hédoniques, ...)
- **le détail de la méthode retenue en France pour fixer la valeur tutélaire** (ou, si cette dernière n'est pas établie pour l'externalité abordée, la revue des travaux français existants sur sa valorisation), qui est complété par un aperçu de l'utilisation pratique de cette valeur dans l'évaluation socio-économique des projets (éventuelles difficultés de mise en oeuvre, comparaison des valorisations obtenues entre différents projets, ...)
- **une revue des pratiques à l'étranger** (Union Européenne et Etats-Unis), portant aussi bien sur les valeurs accordées aux externalités environnementales que sur les méthodes mobilisées pour les déterminer, qui permet d'identifier une fourchette de valeurs pour le coût externe étudié ;
- **des tests de sensibilité du bilan socio-économique à des modifications (ou des introductions) de la valeur tutélaire traitée**, réalisés pour un exemple simple d'infrastructure, qui permettent d'apprécier l'évolution du poids monétaire de l'externalité, en particulier par rapport aux valeurs accordées aux gains de temps².

Les tests doivent permettre d'évaluer la sensibilité du bilan socio-économique à une valeur haute de l'externalité traitée. Cette valeur est établie à partir des conclusions de la revue des pratiques à l'étranger (fourchette de valeurs, méthodes d'évaluation différentes de celles retenues en France, ...). L'étude insiste davantage sur les externalités pour lesquelles l'évolution du poids monétaire dans le bilan socio-économique est significative, qui peuvent être identifiées comme étant à fort enjeu pour l'évaluation socio-économique.

Un des buts de cette étude est notamment de mieux évaluer l'impact sur la santé des externalités environnementales, afin de le prendre en compte à sa juste valeur dans l'évaluation socio-économique des projets d'infrastructures. On peut ajouter que cette étude est multimodale et s'intéresse aux pratiques en vigueur pour chacun des modes de transport (excepté l'aérien, qui relève du domaine de compétence de la Direction Générale de l'Aviation Civile).

¹ Tous les termes figurant en *gras italique* dans le texte sont définis dans un glossaire en fin de rapport.

² Les tests de sensibilité ont été réalisés par le CETE Méditerranée sur l'exemple du contournement autoroutier d'Arles, que nous présenterons plus en détail au paragraphe 2.3.

1 - Évaluation socio-économique et prise en compte des externalités environnementales en France

1.1 - Cadre réglementaire

En France, la réalisation d'une infrastructure de transport s'inscrit dans le cadre de la Loi n° 82-1153 du 30 décembre 1982 d'Orientation des Transports Intérieurs (LOTI) [I-1]. La LOTI a notamment été modifiée par l'article 43 de la Loi n° 99-533 du 25 juin 1999 d'Orientation pour l'Aménagement et le Développement durable du Territoire (LOADT) [I-2] (modification de l'article 14 de la LOTI) et, plus récemment, par les articles 15 et 16 de la loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement [I-3] (modification des articles 3 et 4 de la LOTI).

Les modalités de choix d'un projet d'infrastructure de transports sont fixées par les alinéas 1 et 2 de l'article 14 de la LOTI :

« Les choix relatifs aux infrastructures, équipements et matériels de transport et donnant lieu à financement public, en totalité ou partiellement, sont fondés sur l'efficacité économique et sociale de l'opération. Ils tiennent compte des besoins des usagers, des impératifs de sécurité et de protection de l'environnement, des objectifs du plan de la Nation et de la politique de l'aménagement du territoire, des nécessités de la défense, de l'évolution prévisible des flux de transports nationaux et internationaux, du coût financier et plus généralement, des coûts économiques réels et des coûts sociaux dont ceux des atteintes à l'environnement. »

Les grands projets d'infrastructures et les grands choix techniques sont évalués sur la base de critères homogènes intégrant les impacts des effets externes des transports relatifs notamment à l'environnement, à la sécurité et à la santé et permettant de procéder à des comparaisons à l'intérieur d'un même mode de transport et entre différents modes et combinaisons de modes [...]. »

L'évaluation socio-économique apparaît comme un outil d'aide à la décision pour les pouvoirs publics dans les choix d'infrastructures de transport. La LOTI précise que cette évaluation des projets doit :

- intégrer les paramètres économiques, sociaux et environnementaux d'une infrastructure, sur la base d'une unité homogène (euros constants) ;
- permettre d'apprécier les gains tout au long de la durée de vie du projet, pour la collectivité et par acteur (usagers, Etat, riverains et éventuellement le concessionnaire).

Afin d'assurer son objectivité et sa transparence, l'évaluation socio-économique nécessite des méthodes communes à chaque projet et des indicateurs de comparaison homogènes. Cette méthodologie de référence est fixée en France par le Comité des directeurs Transports, dans des circulaires approuvées par le Ministre. L'*Instruction cadre relative aux méthodes d'évaluation économique des grands projets d'infrastructures* du 25 mars 2004, mise à jour le 27 mai 2005 [I-4], est la circulaire actuellement en vigueur. Elle sera par la suite simplement appelée *Instruction cadre*.

À la suite des engagements pris lors du Grenelle de l'environnement, le rôle et les objectifs de l'évaluation au sein du Ministère ont été mis à jour par deux circulaires, en date du 9 décembre 2008 :

- une première circulaire portant sur le référentiel d'évaluation au MEEDDAT [I-5] définit les trois parties qui doivent être abordées dans le dossier, à savoir l'analyse stratégique (justifier l'intervention, fixer les objectifs, identifier les différentes alternatives), l'analyse des impacts (soutenabilité des projets et des politiques vis-à-vis de l'environnement, du développement économique et du progrès social) et l'évaluation des alternatives (intégrer le contexte de risques et d'incertitudes croissants) ;

- une deuxième circulaire établissant une charte qualité de l'évaluation au MEEDDAT [I-6], destinée à s'assurer de la cohérence des choix et à garantir la prise en compte des différentes composantes du développement durable dans l'ensemble des politiques publiques, définit les principes qui doivent guider la démarche d'évaluation (impartialité et transparence, pluralisme, compétence, exhaustivité, traçabilité).

Ces deux circulaires concernent tous les secteurs d'intervention du Ministère. Elles doivent en particulier être déclinées prochainement pour le secteur des transports.

1.2 - L'évaluation socio-économique de projets en France

L'Instruction cadre fixe actuellement les règles de l'évaluation socio-économique pour les projets d'infrastructures de transport. Le calcul se fait selon la méthode du bilan coûts/avantages monétarisés, qui consiste à sommer l'ensemble des gains et des coûts monétaires ou monétarisés d'un projet, pendant sa durée de vie (50 ans pour une infrastructure routière, 30 pour une ferroviaire). Un tel calcul nécessite donc de prendre en compte le long terme d'une part et de monétariser des *avantages* non-marchands d'autre part. L'Instruction cadre fixe aussi :

- le *taux d'actualisation*, ramené à 4 % lors de sa mise à jour³, suite au rapport de janvier 2005 du groupe d'experts présidé par Daniel Lebègue [I-7] ;
- les *valeurs tutélaires* utilisées pour la monétarisation des effets non-marchands, qui sont basées sur les recommandations du rapport *Transports : pour un meilleur choix des investissements* [I-8], rédigé sous la présidence de Marcel Boiteux en 2001 (dans la suite, il sera simplement nommé rapport Boiteux).

Ces valeurs tutélaires sont données dans l'annexe I de l'Instruction cadre ; elles concernent cinq effets non-marchands :

- *la valeur du temps*, qui est employée pour valoriser les gains de temps ;
- la valeur de la vie humaine, qui est utilisée pour monétariser le bénéfice d'une amélioration de la sécurité routière ;
- la valeur du bruit ;
- la valeur de la pollution atmosphérique ;
- la valeur du carbone (pour la monétarisation de l'effet de serre).

Il faut noter que, à l'heure actuelle, l'Instruction cadre propose la monétarisation et l'intégration au bilan coûts/avantages de trois externalités environnementales : la pollution atmosphérique, le bruit et l'effet de serre.

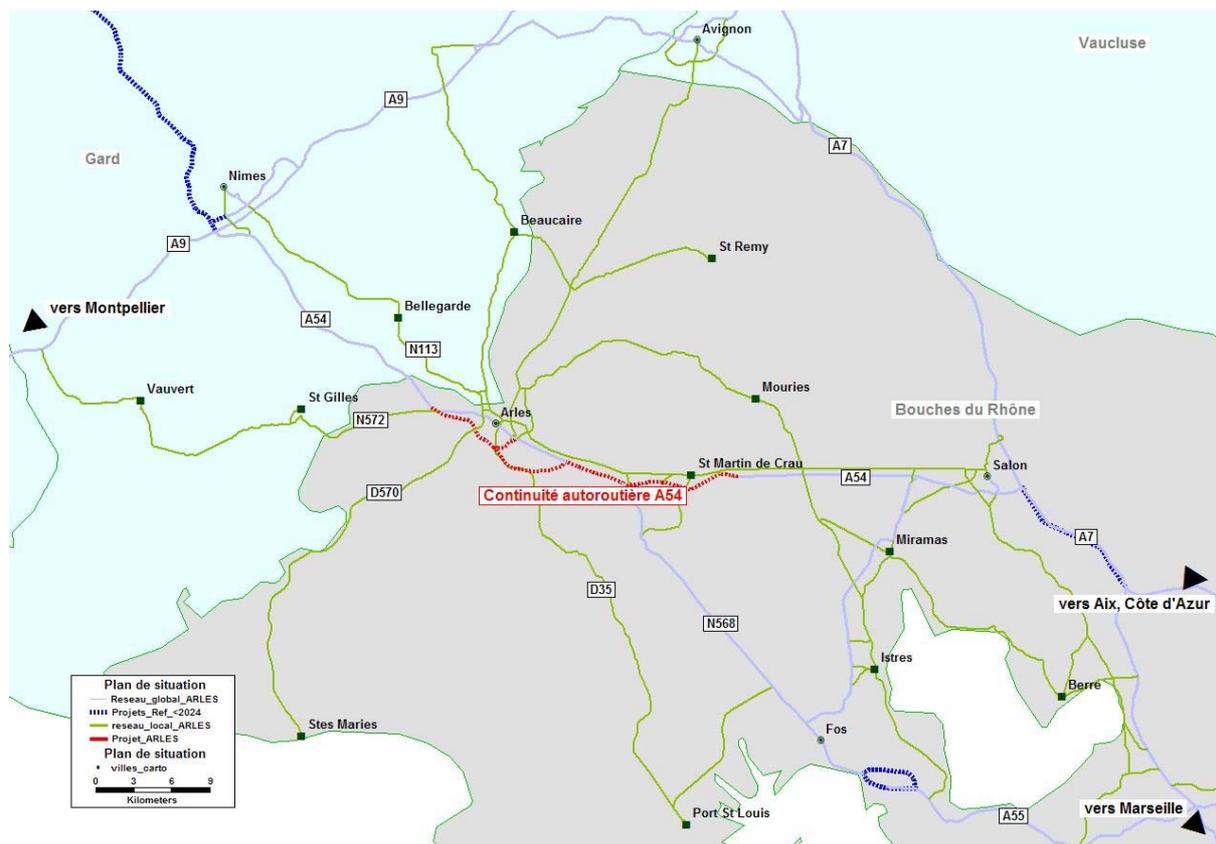
1.3 - Prise en compte des externalités environnementales dans l'évaluation socio-économique : exemple avec le bilan socio-économique du contournement autoroutier d'Arles

Un bilan socio-économique, réalisé selon les règles fixées par l'Instruction cadre, est effectué dans ce paragraphe afin de montrer le poids monétaire que les externalités environnementales peuvent avoir sur l'avantage monétarisé global du projet. Ce bilan est accompli sur un exemple routier : le contournement autoroutier d'Arles. Il est comparé aux résultats obtenus sur un ensemble de projets routiers français étudiés récemment.

³ Ce taux est décroissant à long terme : il est de 3,5 % à partir de 2035 et de 3 % après 2055.

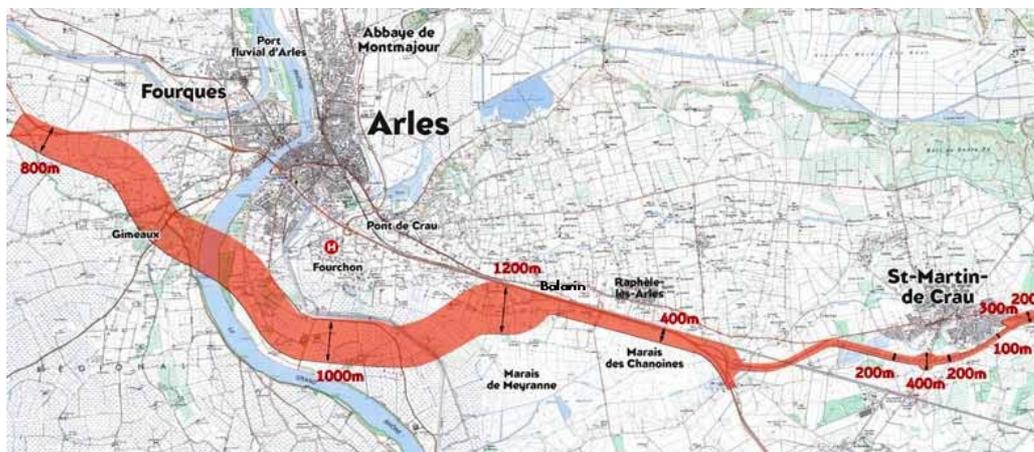
1.3.1 - Présentation du projet de contournement autoroutier d'Arles

Le projet de contournement débute à l'est d'Arles, au niveau du péage de l'A54 à St Martin de Crau, par un aménagement sur place de la RN113 en une autoroute à 2 x 2 voies, sur une longueur de 7,5 km. À hauteur de St Hippolyte, à l'intersection avec la RN568, l'aménagement sur place passe à 2 x 3 voies sur 4,5 km jusqu'au niveau de Balarin. A la suite de cet aménagement débute le contournement au droit d'Arles par le sud, qui rejoint l'échangeur autoroutier de l'A54 à l'ouest d'Arles. Cette nouvelle infrastructure est une autoroute à 2 x 2 voies de 12 km, dont la vocation principale est la desserte du centre d'Arles. Un demi-échangeur est implanté au milieu du contournement, ne permettant que le mouvement vers l'ouest à l'entrée sur le contournement.



Plan de situation du contournement autoroutier d'Arles (CETE Méditerranée)

À la suite des études préliminaires de 1999 et de la concertation menée avec les élus, les responsables socio-économiques, les associations et l'ensemble des habitants du pays d'Arles, la variante dite « sud Vigueirat » a été retenue par décision ministérielle le 7 février 2005. Le fuseau correspondant est matérialisé sur la carte ci-dessous :



Fuseau de 1000 m adopté par décision ministérielle (7 février 2005)

Ce projet de continuité autoroutière de l'A54 doit répondre aux objectifs principaux suivants :

- assurer la continuité d'un itinéraire autoroutier fluide, rapide et efficace entre l'Espagne et l'Italie, participant ainsi à la structuration de l'arc méditerranéen ;
- jouer le rôle de desserte du Port Autonome de Marseille à partir de l'arrière-pays languedocien ;
- améliorer la sécurité routière au droit d'Arles grâce à la dissociation des flux de trafic circulant sur la RN113 au sud d'Arles, garantissant ainsi un meilleur fonctionnement des déplacements urbains ;
- améliorer la qualité de vie des riverains de la RN113 ;
- développer économiquement le pays d'Arles ;
- préserver le fort potentiel environnemental, touristique et culturel de la ville d'Arles, porte de la Camargue, de la Crau et des Alpilles.

1.3.2 - Évaluation socio-économique selon les recommandations de l'Instruction cadre

Une évaluation socio-économique du contournement autoroutier d'Arles est effectuée selon les recommandations de l'Instruction cadre. Elle sert de point de comparaison pour les tests de sensibilité qui sont réalisés pour chaque externalité environnementale étudiée dans les chapitres suivants. Cette évaluation sera par la suite appelée « scénario 0 ».

Le bilan socio-économique est réalisé avec les hypothèses suivantes :

- la mise en service est prévue pour l'année 2015 ;
- le coût du projet est de 470 M€2006 TTC ;
- le cadrage économique est défini par le scénario central de croissance du PIB publié dans l'Instruction cadre.

Un premier calcul est réalisé avec une valeur du temps de 23 €2000/h pour les VL⁴. Avec cette valeur, les résultats économiques se rapprochent de ceux calculés par liaison OD avec des valeurs du temps pour les VL différenciées selon la distance parcourue. Les résultats sont exprimés en €2000 et ont été **actualisés pour l'année 2004** :

Catégories	Avantages	Valeur monétaire (en M€2000)	Poids monétaire
Usagers VL et PL	Temps VL	1 002,5	74,8 %
	Temps PL	94,6	7,1 %
	Entretien et dépréciation VL	- 4,9	0,4 %
	Entretien et dépréciation PL	3,6	0,3 %
	Carburant VL	- 59,8	4,5 %
	Carburant PL	- 4,1	0,3 %
	Malus d'inconfort	- 99,5	7,4 %
Collectivité	Sécurité	- 18,3	1,4 %
	Pollution de l'air	24,6 ⁵	1,8 %
	Effet de serre	- 28,5	2,1 %
Indicateurs			
Coût d'investissement actualisé (en M€2000)		275	
Somme actualisée de l'avantage global (en M€2000)		875	
Avantage net à l'année de mise en service (en M€2000)		17	
<i>Bénéfice actualisé en 2004 (en M€2000)</i>		600	
<i>Bénéfice actualisé par unité monétaire investie (B/I)</i>		2,2	
<i>Taux de rentabilité interne (TRI)</i>		9,4 %	

Bilan socio-économique du contournement autoroutier d'Arles, avec une valeur du temps de 23 € pour les VL

Ce premier calcul permet de rappeler la prépondérance des avantages de temps dans le bilan socio-économique : ils représentent ici 82 % de la somme actualisée (en valeur absolue) de l'avantage global. En comparaison, les avantages de pollution de l'air et d'effet de serre contribuent chacun à hauteur de 2 % de cette somme actualisée (en valeur absolue). Les avantages de bruit ne sont pas pris en compte dans le bilan socio-économique (voir le paragraphe 3.1.1 du chapitre III).

Un second calcul est effectué avec une valeur du temps de 13,41 €2000/h pour les VL, correspondant à la valeur du temps normalisée pour un calcul économique réalisé sur des OD dont la distance est comprise entre 20 et 50 km. Les résultats ont aussi été actualisés pour l'année 2004 :

⁴ Il s'agit de la valeur du temps moyenne des usagers VL empruntant l'infrastructure en projet, celui-ci assurant une fonction de transit pour des flux à longue distance avec une valeur du temps plus élevée d'après l'Instruction cadre.

⁵ On remarque que les avantages de pollution de l'air sont positifs. En effet, une partie du trafic de la RN113, en traversée d'Arles, se reporte sur le contournement lors de sa mise en service. Une section au caractère très urbain est donc délestée au profit d'une section interurbaine, ce qui diminue les coûts de pollution atmosphérique sur le réseau en situation de projet (par rapport à la situation de référence).

Catégories	Avantages	Valeur monétaire (en M€2000)	Poids monétaire
Usagers VL et PL	Temps VL	562,4	62,5 %
	Temps PL	94,6	10,5 %
	Entretien et dépréciation VL	- 4,9	0,5 %
	Entretien et dépréciation PL	3,6	0,4 %
	Carburant VL	- 59,8	6,6 %
	Carburant PL	- 4,1	0,5 %
	Malus d'inconfort	- 99,5	11,1 %
Collectivité	Sécurité	- 18,3	2,0 %
	Pollution de l'air	24,6	2,7 %
	Effet de serre	- 28,5	3,2 %
Indicateurs			
Coût d'investissement actualisé (en M€2000)		275	
Somme actualisée de l'avantage global (en M€2000)		435	
Avantage net à l'année de mise en service (en M€2000)		6	
<i>Bénéfice actualisé en 2004 (en M€2000)</i>		160	
<i>Bénéfice actualisé par unité monétaire investie (B/I)</i>		0,6	
<i>Taux de rentabilité interne (TRI)</i>		5,7 %	

Bilan socio-économique du contournement autoroutier d'Arles, avec une valeur du temps de 13,41 € pour les VL

Avec cette valeur du temps réduite d'environ 40 % pour les VL, le poids monétaire des avantages de temps diminue, mais ces derniers restent prépondérants dans le bilan socio-économique avec 73 % de la somme actualisée (en valeur absolue) de l'avantage global. Les *avantages* de pollution de l'air et d'effet de serre demeurent marginaux, avec une contribution de 3 % à cette somme actualisée (en valeur absolue) pour chacune de ces externalités.

Les valeurs obtenues pour l'évaluation socio-économique du contournement autoroutier d'Arles correspondent à celles obtenues pour d'autres projets d'infrastructures routières :

- l'avantage de pollution atmosphérique est marginal et reste généralement inférieur à 2 % de l'avantage global (2,7 % pour l'exemple retenu ici) ;
- l'avantage d'effet de serre représente entre 0 et 5 % de l'avantage global (3,2 % pour l'exemple retenu ici) ;
- les avantages pour les usagers VL et PL, représentés en très grande partie par les avantages de gains de temps, ont un poids significatif dans les bilans socio-économiques où ils sont compris entre 80 et 95 % de l'avantage global (92,1 % pour l'exemple retenu ici) ;
- l'avantage de sécurité représente entre 0 et 10 % de l'avantage global (2 % pour l'exemple retenu ici).

On peut donc en conclure que le projet retenu pour effectuer les tests de sensibilité pour les besoins de cette étude est représentatif de la moyenne des projets.

Il faut ajouter que la modification de la valeur tutélaire accordée au temps modifie significativement le bilan socio-économique :

- le bénéfice actualisé en 2004 subit une baisse d'environ 75 % ;
- le TRI perd 3,7 points.

En conclusion, il faut souligner le poids monétaire très important accordé actuellement aux gains de temps dans l'évaluation socio-économique de projets d'infrastructures. Face à ces avantages de temps, les avantages accordés aux externalités environnementales sont marginaux (pour la pollution atmosphérique et l'effet de serre) ou nuls (pour le bruit).

2 - Benchmark international

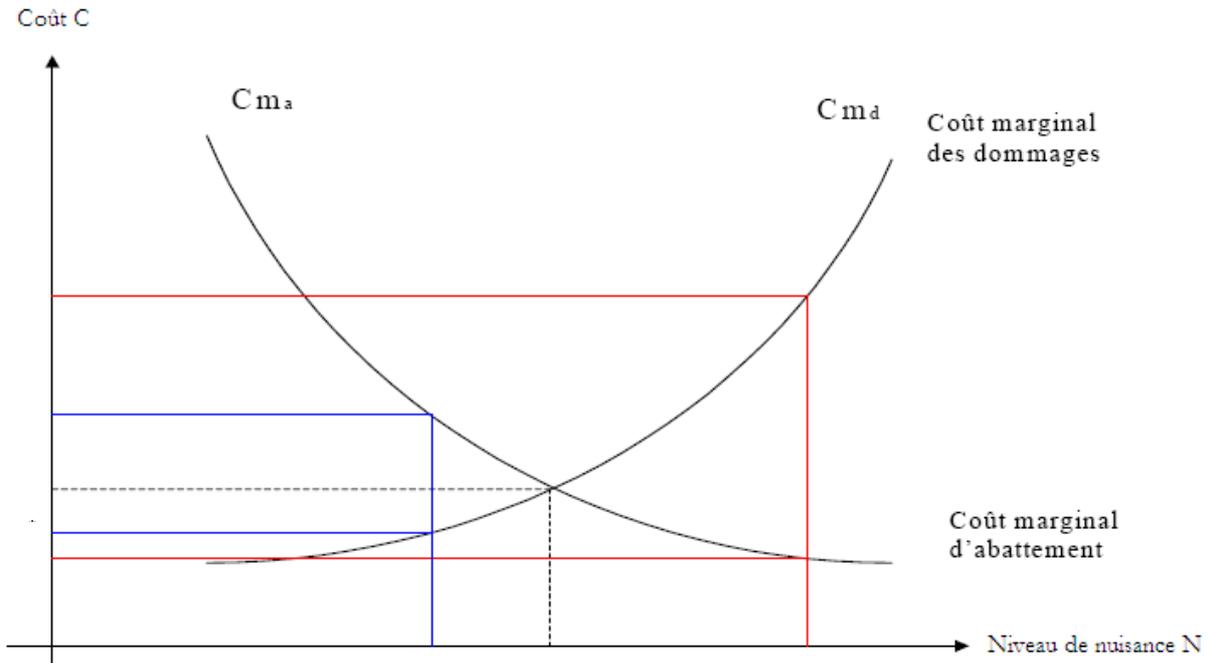
Le benchmark réalisé pour cette étude s'est appuyé à la fois sur les pratiques en vigueur dans certains pays (paragraphe 3.2) et sur les études de comparaisons des méthodes déjà réalisées par la Commission Européenne (paragraphe 3.3). Il débute par un panorama des différents types de coûts externes et des méthodes de monétarisation existantes pour les déterminer, rappelant que cette revue internationale ne doit pas concerner uniquement les coûts externes relevés dans la littérature, mais aussi les approches et méthodes de monétarisation mobilisées pour les déterminer (paragraphe 3.1).

2.1 - Types de coûts externes et méthodes de monétarisation

La revue de la littérature existante montre qu'il existe différents types de coûts pour une même externalité environnementale, dépendant de la méthode retenue pour évaluer l'impact de ces effets sur la collectivité. Voici une description des principales « familles » de coûts externes rencontrées au cours de l'étude bibliographique :

- **le coût des dommages**, qui consiste à quantifier puis monétariser les pertes et nuisances pour la collectivité imputables à l'externalité devant être valorisée, ce qui nécessite généralement une expertise scientifique pour la mesure de l'impact (élaboration de fonctions dose-réponse, production de modèles, ...)
- les coûts de réduction ou d'abattement (les **coûts d'évitement** peuvent aussi être inclus dans ce type de coûts externes), qui se basent sur l'estimation du coût des mesures permettant de réduire les effets de l'externalité à monétariser ;
- les consentements à payer (ou à recevoir), qui visent à déduire la valeur accordée par la société aux effets d'une externalité à partir de dispositions à payer individuelles pour réduire ces effets.

Ces divers types de coûts externes se distinguent donc par leur approche pour appréhender l'impact d'une externalité. La mise en œuvre d'une des approches plutôt qu'une autre peut par conséquent aboutir à des résultats très différents, n'ayant pas vocation à être comparés. Ce constat peut s'illustrer avec une comparaison des valeurs obtenues par le coût des dommages et par les coûts d'abattement (ou de réduction), représentées sur le graphique suivant :



Coût marginal des dommages et coût marginal d'abattement

Cet exemple montre que, pour un même niveau de nuisances (émissions de polluants, bruit, pertes de biodiversité, ...), les deux types de coûts externes sont différents :

- lorsque le niveau de nuisances est bas (N_1 sur le graphique ci-dessus par exemple), le coût des dommages résultant est faible mais le coût d'abattement est lui élevé, l'effort nécessaire pour réduire encore davantage le niveau de nuisances étant important pour la collectivité (voir les coûts C_{d1} et C_{a1} sur le graphique ci-dessus : $C_{d1} < C_{a1}$) ;
- lorsque le niveau de nuisances est haut (N_2 sur le graphique ci-dessus par exemple), le coût des dommages résultant est élevé mais le coût d'abattement est faible, puisque l'effort nécessaire pour réduire le niveau de nuisances est modéré (voir les coûts C_{d2} et C_{a2} sur le graphique ci-dessus : $C_{d2} > C_{a2}$) ;
- pour un niveau de nuisance dit optimum (N^* sur le graphique ci-dessus), le coût des dommages et le coût d'abattement sont égaux (C^* sur le graphique ci-dessus).

En outre, le choix d'un type de coût externe permet d'arrêter une approche pour l'évaluation des impacts d'une externalité sur la collectivité, mais il ne fixe pas de méthode pour les monétariser. Il existe divers procédés de monétarisation, répertoriés ci-après :

- **les méthodes de préférences déclarées (évaluation contingente, ...)** ;
- **les méthodes de préférences révélées (les prix hédonistes, les coûts de remplacement, ...)** ;
- **les pertes de production** ;

La définition de ces différentes méthodes figure dans le glossaire, en fin de rapport.

En conclusion, il faut garder en mémoire que les coûts externes présentés dans la littérature peuvent mesurer différemment les impacts d'un effet externe sur la collectivité (selon le type de coût externe) et, même lorsque cette mesure est identique, les instruments employés pour la monétariser peuvent varier et fournir des résultats différents (selon la méthode de monétarisation). Les comparaisons entre les coûts relevés dans les différentes études, qui sont faites dans la suite du rapport, doivent donc être relativisées car elles peuvent concerner des approches qui ne sont pas strictement identiques.

2.2 - Revue des documents d'évaluation socio-économique des infrastructures de transport en vigueur à l'étranger

Plusieurs documents d'évaluation socio-économique étrangers ont été consultés pour les besoins de l'étude. Le Conseil Général des Ponts et Chaussées a réalisé en 2005 une analyse comparative portant sur les méthodes d'évaluation des grandes infrastructures de transport dans différents pays (Allemagne, Grande-Bretagne, États-Unis, Finlande et Italie) [I-9]. Cette analyse a constitué le point d'entrée de la revue des documents d'évaluation étrangers effectuée pour les besoins de notre étude. Dans cette partie, sont finalement présentés les cas :

- **du Royaume-Uni**, pour le détail avec lequel la méthode d'évaluation socio-économique est exposée en ligne (<http://www.dft.gov.uk/webtag/>) ;
- **de l'Allemagne**, pour son approche parfois différente de ce qui peut être appliqué dans les autres pays européens ;
- **des États-Unis**, pour apporter un exemple qui concerne un pays non-européen.

2.2.1 - Grande-Bretagne – The New Approach To Appraisal (NATA)

La Grande-Bretagne a été l'une des premières à utiliser l'analyse coûts/avantages (*COst Benefit Analysis* – COBA) pour l'évaluation de ses projets d'infrastructures, dès la fin des années 50. Le ministère des Transports britannique (*Department for Transport* – DfT) s'est ensuite orienté vers une évaluation plus qualitative et prenant en compte davantage d'aspects que les seuls avantages monétarisables. Appelée *New Approach To Appraisal* (NATA) [I-10], cette nouvelle méthode d'évaluation des projets routiers et autoroutiers entre en vigueur en 1998. Elle est étendue aux autres modes de transport en 2000 dans le *Guidance On the Methodology for the Multi-modal Studies*⁶ [I-11] (GOMMS). Cette méthode d'évaluation a pour objectif de :

- permettre le choix entre différentes options ;
- définir des priorités entre les propositions ;
- évaluer le rapport qualité/prix.

Le NATA se présente sous la forme d'une analyse multi-critères sans agrégation, qui est menée en quatre étapes :

- **évaluation de l'atteinte des cinq objectifs arrêtés par le Gouvernement britannique**, eux-mêmes déclinés en 23 sous-objectifs, dans un tableau de synthèse d'une page appelé Appraisal Summary Table (AST) présenté ci-après ;
- **évaluation liée aux objectifs locaux et régionaux**, menée de la même manière que ce qui est fait précédemment avec les objectifs nationaux, à l'aide d'indicateurs adaptés à l'échelle considérée ;
- **évaluation de l'amélioration des problèmes**, par comparaison des différentes options de projet (*do something*) avec la situation initiale d'une part et la situation de référence (*do minimum*) d'autre part ; cette analyse doit être synthétique (elle peut se présenter sous la forme d'une carte) ;
- **analyses complémentaires** sur les trois critères supplémentaires fixés par le Gouvernement britannique :
 - distribution et équité : désagrégation des résultats de l'AST (méthode de type compte de surplus) en fonction des différentes catégories d'utilisateurs (caractéristiques socio-économiques, modes et motifs de déplacements, lieux de résidence, ...), de la localisation (analyses spatiales de l'accès au système de transport), des différents opérateurs, ... ;
 - aspects pratiques et acceptabilité : planification des différentes étapes de mise en œuvre du projet (délais, partitionnement, conflits, ...), adopté lors d'une concertation publique ;

⁶ La version du GOMMS actuellement en vigueur est disponible intégralement, sous forme de Transport Analysis Guidance (TAG) Unit, sur le site du DfT : <http://www.dft.gov.uk/webtag/documents/index.php>. Pour plus de détails sur les activités du DfT et les documents relatifs à la stratégie qu'il adopte, il est conseillé de se référer à l'adresse suivante : <http://www.dft.gov.uk/about/strategy/>.

- faisabilité financière : bilan financier⁷ pour le secteur public (en distinguant le local du national), le secteur privé et les opérateurs, accompagné d'une étude des besoins en subventions et de leur utilité.

Option		Description	Problèmes	Valeur actuelle des coûts pour le public
Objectifs	Sous-objectifs	Impacts qualitatifs	Évaluation quantitative	Évaluation
Environnement	Bruit	Changements dans la gêne occasionnée par le bruit		Gain/perte net de population impactée
	Qualité locale de l'air	Changements dans l'exposition humaine aux NO ₂ et PM ₁₀		Concentrations pondérées par rapport à l'exposition
	Gaz à effet de serre	Changements dans les émissions de CO ₂		Tonnes de CO ₂
	Paysage	Impact sur les propriétés physiques et culturelles du paysage	Echelle à 7 notes	
	Paysage urbain	Impact sur les propriétés physiques et sociales de l'environnement urbain	Echelle à 7 notes	
	Héritage des ressources historiques	Impact sur l'environnement historique anthropique	Echelle à 7 notes	
	Biodiversité	Impact sur la biodiversité et le patrimoine de la planète	Echelle à 7 notes	
	Eau	Impact sur les propriétés de l'eau	Echelle à 7 notes	
	Formes physiques	Impact sur la demande en pistes cyclables et piétonnes pour les trajets d'au moins 30'	Echelle à 7 notes	
	Ambiance du parcours	Impact sur les diverses mesures de qualité d'un trajet	Echelle à 7 notes	
Sécurité	Accidents	Impact monétaire sur le nombre d'accidents et de victimes		Avantage actualisé (en M€ de l'année d'actualisation)
	Sécurité	Changements dans la vulnérabilité aux infractions et en termes d'usagers affectés	Echelle à 7 notes	
Economie	Comptes publics	Coûts nets engagés par une instance du gouvernement local ou central		Coût actualisé (en M€ de l'année d'actualisation)
	Efficacité économique pour les entreprises et les opérateurs de transport	Changements monétaires dans les temps de parcours, les frais des usagers (dont les péages) et les coûts de fonctionnement des véhicules à la charge des usagers		Avantage actualisé (en M€ de l'année d'actualisation)
	Efficacité économique pour les usagers			Avantage actualisé (en M€ de l'année d'actualisation)
	Fiabilité	Impact sur la fiabilité des temps de parcours	Echelle à 7 notes	
	Impacts économiques globaux	Impact sur l'activité économique et les emplois dans la zone de requalification	Echelle à 7 notes	
Accessibilité	Valeur de l'option	Avantages relatifs au choix d'utiliser un autre mode de transport		Avantage actualisé (en M€ de l'année d'actualisation)
	Rupture	Impact sur le détachement de parcelles dans les modes de transports non-motorisés	Echelle à 7 notes	
	Accès au système de transport	Changement dans l'accès aux transports publics pour les personnes non-motorisées	Echelle à 7 notes	
Intégration	Interopérabilité	Changements dans la qualité des zones de connexion	Echelle à 7 notes	
	Politique d'urbanisme	Intégration du projet dans les politiques et les projets d'aménagement du territoire	Echelle à 7 notes	
	Autres politiques gouvernementales	Impact du projet sur les autres politiques gouvernementales	Echelle à 7 notes	

Les 23 sous-objectifs de l'Appraisal Summary Table

⁷ Ce n'est plus un coût actualisé que l'on regarde, mais un coût net prenant en compte l'inflation.

2.2.2 - Allemagne

La méthode d'évaluation socio-économique en vigueur à l'heure actuelle a été fixée dans un document publié en 2003 (*Guide méthodologique d'évaluation – Plan fédéral des infrastructures de transports 2003* [I-12]) par le ministère des Transports, de la Construction et du Logement allemand (*Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung – BMVBS*). Elle a été mise au point dans le but de proposer une évaluation uniforme pour l'ensemble des projets inscrits au plan d'investissements de transport fédéral (*Bundesverkehrswegeplan – BVWP*), suite aux différentes recommandations d'un conseil scientifique consultatif du ministère des transports (notamment une meilleure appréhension des effets environnementaux). L'institut IWW (*Institut für Wirtschaftspolitik und Wirtschaftsforschung*) de l'université de Karlsruhe a largement contribué à établir cette méthode, qui doit permettre :

- de sélectionner les projets routiers prioritaires ;
- de hiérarchiser et sélectionner les projets de modes alternatifs, notamment ferroviaires et fluviaux.

Après avoir été sélectionnés, les projets sont examinés par les responsables politiques au niveau local et fédéral. Une liste de projets est alors retenue et soumise au vote du Parlement ; il s'agit du schéma d'infrastructures de transport fédéral, établi environ tous les dix ans. Une fois adopté, ce schéma est promulgué en loi.

L'évaluation proposée dans le guide méthodologique d'évaluation est constituée d'une analyse coûts-avantages prenant en compte :

- les avantages de temps ;
- les avantages de sécurité ;
- les impacts environnementaux, avec une monétarisation des effets du bruit, de la pollution atmosphérique et de l'effet de serre ;
- la prise en compte de l'équité, avec une monétarisation des effets de coupure, des impacts sur l'emploi (construction et exploitation de l'infrastructure) et des compensations (pondération des avantages pour les habitants des zones défavorisées, bonus pour les gains de temps sur les échanges internationaux).

Le rapport de la somme des avantages actualisés sur la somme des coûts actualisés a été retenu comme indicateur présenté en résultat du bilan socio-économique. Le projet est classé prioritaire lorsque ce rapport est supérieur à 3 et il est rejeté lorsqu'il est inférieur à 1 (pour une valeur du rapport comprise entre 1 et 3, le projet est placé sur liste d'attente).

L'analyse coûts-avantages est complétée par deux études non-monétarisées :

- une évaluation des impacts sur l'espace (effets de redistribution, reports modaux dans les zones urbaines) ;
- une évaluation des risques sur l'environnement.

2.2.3 - États-Unis

Comme la Grande-Bretagne, les États-Unis évaluent leurs projets d'infrastructures de transport depuis de très nombreuses années (Titre VI du *Civil Right Act* de 1964 et le *Federal-aid highway Act* de 1970). Ces évaluations sont menées par les agences de transport en charge du projet (organisations de planification métropolitaine⁸, opérateurs autoroutiers, ferroviaires, ...) suivant une méthodologie commune, proposée par le ministère des Transports américains (*U.S. Department of Transportation*). La *Federal Highway Agency* (FHWA) propose par exemple un guide méthodologique pour l'évaluation des projets autoroutiers, intitulé *Economic Analysis Primer* et publié en 2003 [I-13]. Les évaluations permettent notamment aux États de justifier si leur projet d'infrastructure est éligible à une subvention de l'Etat fédéral.

La FHWA recommande de mener des analyses coûts/avantages sur la durée de vie du projet⁹. Les indicateurs privilégiés pour présenter les résultats sont la valeur nette actualisée (*net present value*) et le ratio bénéfices actualisés sur investissement initial (*benefit-cost ratio*). La valeur annuelle actualisée (*equivalent uniform annual value*) et le taux de rentabilité interne (*internal rate of return*) peuvent aussi être employés selon les agences de transport. Les éléments suivants sont pris en compte dans le calcul :

- les coûts pour la puissance publique ;
- les coûts et avantages pendant la période de chantier ;
- les coûts et avantages après la mise en service de l'infrastructure ;
- les externalités (la monétarisation de ces dernières n'est pas systématique).

De même qu'en France avec l'étude d'impact environnemental, la question des externalités dues à la mise en service d'un projet d'infrastructure est abordée dans une étude d'impact environnemental (*National Environmental Policy Act* de 1969). Cette dernière décrit notamment les possibles effets de ces externalités et les mesures pouvant être prises pour les réduire. Cette étude d'impact environnemental ne propose toutefois pas de monétarisation des externalités. Celle-ci est éventuellement réalisée dans le cadre de l'analyse coûts-avantages soit en utilisant des valeurs de référence déterminées par les économistes et les scientifiques soit en monétarisant les mesures de réduction identifiées dans l'étude d'impact environnemental.

Les évaluations économique et environnementale décrites précédemment sont accompagnées de deux études complémentaires :

- **une analyse de risque** : la FHWA recommande de traiter spécifiquement la question des incertitudes à long terme (tests de sensibilité, analyses probabilistes du type méthode de Monte-Carlo, ...) plutôt que de la prendre en compte via un taux d'actualisation modifié¹⁰ ;
- **une étude des impacts sur les territoires** (*Economic Impact Analysis – EIA*) pour les projets bénéficiant de subventions de l'Etat fédéral : elle doit permettre de décrire et éventuellement de quantifier les effets de l'infrastructure sur les économies locales, régionales et nationales (études de marchés, enquêtes, modèles économétriques, ...).

⁸ Elles sont désignées comme *Metropolitan Planning Organizations* dans le document de référence.

⁹ La durée de vie du projet n'est pas fixée. Elle est de l'ordre de 30 à 40 ans pour une infrastructure routière, elle est encore plus longue pour un pont.

¹⁰ La FHWA recommande un taux d'actualisation égal au taux d'intérêts des emprunts d'Etat (la durée de remboursement des emprunts doit être comparable à la durée de vie du projet) diminué du taux d'inflation. Les valeurs obtenues par les agences de transports sont comprises entre 3 et 5 % (l'U.S. Office of Management and Budget a observé en janvier 2003 l'utilisation d'un taux de 3,2 % pour des périodes d'évaluation de 30 ans).

2.3 - Revue des principales études menées à l'échelle européenne depuis 2001

La Commission Européenne joue un rôle prépondérant dans la production d'études à l'échelle européenne : elle commande de nombreux travaux aux bureaux d'études et aux universités, afin de favoriser l'harmonisation des pratiques dans les Etats membres en matière d'évaluation socio-économique de projets de transport. Les principaux travaux sont présentés dans ce paragraphe (objectifs, méthode utilisée, principaux résultats, ...) :

- le projet *ExternE* (depuis 1995) [I-14] ;
- le rapport *Unification of accounts and marginal costs for transport efficiency* (2003), dit étude UNITE [I-15, I-16, I-17] ;
- *Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment* (2006), dit étude HEATCO [I-18, I-19] ;
- *Handbook on estimation of external costs in the transport sector* (2007), dit étude IMPACT [I-20].

2.3.1 - Le projet ExternE (1995 – 1999 – 2005)

Le projet ExternE a été initié par la Direction Générale de la Recherche (*DG Research*) dans le cadre du programme Joule II (1991-1994) de la Commission Européenne¹¹. Ce projet marque le début des préoccupations en matière d'évaluation des externalités générées par la production et l'utilisation de l'énergie. Associant des ingénieurs, des économistes et des épidémiologistes, il vise à mettre en place une méthode unifiée d'évaluation du coût de ces effets externes. Pour y parvenir, une méthode dite de « cheminement des incidences » (*Impact pathway approach*) a été développée ; elle se base sur la reconstitution de la chaîne d'évènements, de l'origine (émissions de polluants, nuisances sonores, ...) jusqu'aux impacts finaux des externalités sur la société (effets sanitaires, effets sur les écosystèmes, ...). Les premiers résultats du projet ExternE sont publiés en 1995.

Le projet ExternE se poursuit après cette première publication, dans le cadre du programme JOULE III (1994-1998) de la Commission Européenne¹². Il s'oriente dans trois directions distinctes :

- l'approfondissement et la mise à jour de la méthodologie (projet ExternE Core) ;
- la mise en place d'une banque de données à l'échelle européenne (projet ExternE National Implementation) ;
- l'application aux impacts énergétiques des transports (projet ExternE Transport).

Les résultats du projet ExternE Transport ont été publiés en 1999. L'évolution des méthodes de valorisation des externalités et le progrès technique ont entraîné une nécessaire mise à jour des résultats de cette étude en 2005 [I-14].

La méthode de « cheminement des incidences », à laquelle de nombreuses études ont eu recours depuis sa première mise en application en 1995, a été développée dans le cadre du projet ExternE.

¹¹ Le programme Joule II a été financé par le 3^{ème} Programme cadre de la Commission Européenne.

¹² Le programme Joule III a été financé par le 4^{ème} Programme cadre de la Commission Européenne.

Le rapport de mise à jour de 2005 propose des valeurs pour internaliser les coûts de pollution atmosphérique, de nuisances sonores, d'effet de serre et d'artificialisation des sols. Les effets sur la pollution des sols et des eaux sont aussi abordés, de même que la dégradation des bâtiments et les baisses de rendement des récoltes dues à la pollution atmosphérique. Aucune valeur monétaire n'est toutefois proposée pour ces coûts externes.

2.3.2 - Unification of accounts and marginal costs for transport efficiency (2003)

Dans l'objectif de promouvoir des politiques de transport reflétant davantage les coûts sociaux complets générés par ce secteur, une étude intitulée *Unification of accounts and marginal costs for transport efficiency* (UNITE) a été commandée par la DG TREN. Financée par le 5^{ème} Programme cadre de la Commission Européenne, elle apporte aux décideurs des éléments sur la tarification de l'utilisation des infrastructures (cadre d'application, état de l'art, valeurs recommandées). Pilotée par l'*Institute for Transport Studies* (ITS) de l'université de Leeds, elle a associé de nombreux autres bureaux d'études et universités :

- l'université de Stuttgart (Allemagne) – Institute of Energy Economics and the Rational Use of Energy (IER) ;
- le Centre d'Enseignement et de Recherche en Analyse Socio-économique (CERAS) de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées (France) ;
- ISIS (Italie) ;
- Ecoplan – Economic Research and Policy Consultancy (Suisse) ;
- INFRAS (Suisse) ;

L'étude UNITE se base en partie sur la littérature existante à ce sujet, en particulier le rapport rendu par le groupe de haut niveau sur la tarification des infrastructures de transport [I-21] (*High Level Group on Infrastructure Charging*) et le projet ExternE (voir la présentation au paragraphe précédent). Elle s'achève en 2003 ; seize livrables ont été publiés au total. Seuls trois d'entre eux sont abordés dans cette étude :

- le livrable relatif à la présentation de la méthodologie employée pour établir les coûts marginaux recommandés (livrable 3 [I-15]) ;
- le livrable donnant des recommandations pour le cas français (livrable 8 – annexe 4 [I-16]) ;
- le livrable spécifique aux coûts marginaux environnementaux (livrable 11 [I-17]).

Le livrable 11, dédié aux coûts environnementaux, propose des valeurs pour internaliser les coûts de pollution atmosphérique, de nuisances sonores et d'effet de serre. Il se base notamment sur la méthode de « cheminement des incidences » pour la monétarisation de la pollution de l'air et du bruit. Il aborde aussi les effets des infrastructures de transport sur la perte des écosystèmes et de la biodiversité ainsi que la pollution des sols et des eaux, sans toutefois proposer de valorisations pour ces externalités.

2.3.3 - Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment (2006)

A la suite de l'élargissement de l'UE en 2004, la DG TREN sollicite une étude sur les méthodologies d'évaluation employées dans les 25 Etats membres et en Suisse. Cette étude, financée par le 6^{ème} Programme cadre de la Commission Européenne et intitulée HEATCO (*Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment*), a été menée par plusieurs bureaux d'études spécialisés dans les transports et des universitaires :

- l'université de Stuttgart (Allemagne) – Institute of Energy Economics and the Rational Use of Energy (IER), qui a piloté cette étude par l'intermédiaire des docteurs R. Friedrich et P. Bickel ;
- l'université de Leeds (Grande-Bretagne) – Institute for Transport Studies (ITS) ;
- ISIS (Italie) ;
- Ecoplan – Economic Research and Policy Consultancy (Suisse) ;
- COWI (Danemark) ;

L'étude, finalisée en 2006, doit servir à la mise en place d'un processus d'évaluation standard à l'échelle européenne, qui permettrait d'évaluer de façon cohérente les grands projets transnationaux d'infrastructure (une liste de projets prioritaires sur le réseau transeuropéen de transport à l'horizon 2020 a été établie par un groupe de haut niveau en 2003). Elle est restituée sous la forme de deux livrables :

- le livrable 2 « État de l'art de l'évaluation de projets » [I-18], qui s'inscrit dans la continuité des conclusions des projets européens EUNET et IASON, propose un cadre d'évaluation socio-économique commun à l'ensemble des pays de l'UE ;
- le livrable 5 « Proposition d'instructions harmonisées » [I-19], qui s'appuie sur les conclusions du projet européen UNITE, fournit quelques recommandations pour la valorisation des coûts externes, notamment les externalités environnementales.

Sur ce dernier point, seule la monétarisation des externalités de pollution atmosphérique, bruit et effet de serre est préconisée dans le livrable 5. Il s'agit en effet des éléments les plus couramment monétarisés dans les évaluations de projets des Etats membres de l'UE, du fait de la connaissance scientifique de leurs impacts et de l'existence de méthodes de valorisation relativement robustes. Ces externalités ont été valorisées à l'aide du logiciel Eco-sense, développé et utilisé dans les projets ExternE et UNITE.

HEATCO propose au final des valeurs communes à l'ensemble de l'UE pour les coûts de pollution atmosphérique et d'effet de serre et des valeurs différenciées par pays pour le coût du bruit.

2.3.4 - Handbook on estimation of external costs in the transport sector (2007)

Lors de la révision de la Directive 1999/62/EC (« directive Eurovignette ») en 2006, le Parlement Européen et le Conseil prévoient dans l'article 11 de la version amendée (Directive 2006/38/EC) l'élaboration d'un « modèle universel, transparent et compréhensible pour l'évaluation de tous les coûts externes, lequel doit servir de base pour le calcul des frais d'infrastructure ». Ce modèle doit se baser sur une revue de « l'ensemble des éléments, notamment les coûts relatifs aux aspects environnementaux, de bruit, de congestion et de santé ».

La réalisation du modèle d'évaluation des coûts externes, commandé par la Direction Générale TRansports et ENergie (DG TREN) de la Commission Européenne, est effectuée par des bureaux d'études spécialisés dans les transports et des universitaires :

- CE Delft (Pays-Bas), qui s'est vu confier le pilotage de l'étude ;

- INFRAS (Suisse) ;
- Fraunhofer Gesellschaft – ISI ;
- l'université de Gdansk ;
- l'université de Karlsruhe (Allemagne) – Institute of Economic Policy Research (IWW).

Ce travail est une revue des recherches et des études existantes sur l'évaluation des coûts externes dans le secteur des transports. Présenté en décembre 2007¹³, il s'inscrit dans le cadre d'une étude plus large sur les mesures et les politiques d'internalisation des coûts externes dus au transport (*Internalisation Measures and Policies for All external Costs of Transport – IMPACT*). Il a été complété par deux livrables supplémentaires, sur les coûts d'infrastructures en Europe (avril 2008) et les politiques et mesures d'internalisation en Europe (juin 2008).

Le *Handbook on estimation of external costs in the transport sector* présente les différentes méthodes utilisées pour la valorisation des coûts externes en Europe et les données nécessaires pour les mettre en œuvre, ainsi que les résultats obtenus et pouvant être recommandés à la Commission Européenne [I-20]. Le détail des travaux consultés est donné dans la bibliographie, les principaux étant :

- les projets de recherche européens (UNITE, ExternE, GRACE, HEATCO) et nationaux (notamment ceux menés en Suisse, Grande-Bretagne, Pays-Bas, Allemagne et Autriche) sur l'estimation des coûts externes ;
- les politiques de tarification nationales (les péages urbains de Londres et Stockholm ou la vignette pour les poids lourds en Suisse par exemple) ;
- les précédents travaux menés au niveau de l'Union Européenne (UE).

Cette large revue permet de fournir des valeurs européennes de référence pour les coûts externes traditionnellement valorisés (pollution de l'air, bruit et effet de serre). Elle s'est aussi intéressée à des externalités rarement prises en compte à l'heure actuelle dans l'évaluation socio-économique, par manque d'études sur le sujet et/ou par absence de valorisations, telles que la perte des habitats naturels ou la pollution des sols et des eaux.

2.3.5 - Conclusion

La revue de la bibliographie internationale indique que la prise en compte et la monétarisation sont quasi-systématiques pour les externalités de pollution de l'air, d'émissions de gaz à effet de serre et de bruit. Il existe beaucoup moins de données quantitatives et chiffrées pour les autres externalités.

Les chapitres suivants vont revenir sur chacune des externalités suivantes :

- la pollution atmosphérique ;
- les nuisances sonores ;
- les émissions de gaz à effet de serre ;
- la perte de la biodiversité ;
- les autres externalités (pollution des sols et des eaux et atteintes aux paysages).

¹³ Une nouvelle version a été présentée en février 2008.

Chapitre II

Internalisation des coûts de pollution atmosphérique

Le secteur des transports, notamment le transport routier, est la principale source d'émissions de polluants dans l'atmosphère à l'heure actuelle :

- le secteur des transports routiers est le principal émetteur d'oxydes d'azote (NO_x) ;
- il est un important émetteur de particules en suspension (PM), de monoxyde de carbone (CO) et de Composés Organiques Volatils (COV), avec le secteur du bâtiment et le secteur résidentiel.

Afin de limiter la pollution atmosphérique due aux transports, plusieurs mesures ont été prises à l'échelle nationale et européenne, en particulier depuis le début des années 1990 :

- des valeurs maximales pour les rejets de polluants des véhicules neufs, dites « normes EURO », ont été fixées par la Commission Européenne à partir de 1993 :

Normes	Mise en application (tous types)	Véhicules diesel				Véhicules essence		
		CO (g/km)	NO _x (g/km)	Hydrocarbures + NO _x (g/km)	PM (g/km)	CO (g/km)	NO _x (g/km)	Hydrocarbures (g/km)
Euro 1	1993	2,72		0,97	0,14	2,72	Limitation « Hydrocarbures » + NO _x " identique à celle des véhicules diesel pour les normes EURO 1 et 2.	
Euro 2	1997	1,0		0,7	0,08	2,2		
Euro 3	2001	0,64	0,5	0,56	0,05	2,3	0,15	0,2
Euro 4	2005	0,5	0,25	0,3	0,025	1,0	0,08	0,1
Euro 5	01/09/2009	0,5	0,18	0,23	0,005	1,0	0,06	0,1

Valeurs limites d'émissions fixées par les normes EURO pour les véhicules légers

Normes	Directives de référence	Mise en application (tous types)	NO _x (g/kWh)	CO (g/kWh)	Hydrocarbures (g/kWh)	PM (g/kWh)
Euro 0	88/77		14,4	11,2	2,4	-
Euro 1	91/542 (A)	01/10/1993	9	4,9	1,23	0,36
Euro 2	91/542 (B)	01/10/1996	7	4	1,1	0,15
Euro 3	1999/96	01/10/2001	5	2,1	0,66	0,13
Euro 4	1999/96	01/10/2006	3,5	1,5	0,46	0,02
Euro 5	1999/96	01/10/2009	2	1,5	0,46	0,02

Valeurs limites d'émissions fixées par les normes EURO pour les poids lourds, bus et cars [II-1, II-2, II-3]

- le progrès technique (pots catalytiques, filtres à particules, ...) a permis de diminuer le volume et la part du secteur du transport dans les émissions de polluants (cette amélioration des véhicules en termes d'émissions de polluants est une conséquence de l'introduction des normes) ;
- l'évolution des normes sur les carburants a entraîné la quasi-disparition des émissions de dioxyde de soufre (SO₂) et de plomb (Pb) ;
- en France, la Loi n°96-1236 sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Energie (LAURE) impose aux maîtres d'ouvrage de mener des études d'impact des projets sur la pollution atmosphérique [II-4]. Plus généralement, la LAURE impose la mise en place de Plan pour la Protection de l'Atmosphère (PPA) et de Plan Régional pour la Qualité de l'Air (PRQA), qui peuvent entraîner l'introduction de mesures de gestion spécifiques au domaine des transports.

Dans le cadre du calcul socio-économique, l'Etat intègre les effets sanitaires de la pollution atmosphérique pour favoriser les projets d'infrastructures qui minimisent ces effets. On peut se

demander aujourd'hui si ce niveau d'intégration est suffisant, compte tenu des progrès de la recherche scientifique, des pratiques dans les autres pays, ...

1 - Effets de la pollution atmosphérique

Les effets de la pollution atmosphérique sur l'environnement sont multiples. Les principaux cités sont :

- les impacts sur la santé, à court (pathologies respiratoires) et long terme (cancer, pathologies respiratoires chroniques, augmentation de la mortalité) ;
- les dégradations de bâtiments ;
- les dommages causés aux écosystèmes.

Le détail de ces différents effets, associés aux polluants qui en sont responsables, est donné dans le tableau suivant :

Polluants	Origine du polluant	Effets sur la santé (sous certaines concentrations)	Effets sur les bâtiments et les écosystèmes
Oxydes d'azote NO ₂		Irritant pour les bronches Augmente la fréquence et la gravité des crises d'asthme Favorise les infections pulmonaires chez les enfants	Acidification Formation d'ozone Altération de la couche d'ozone
Particules fines PM	Combustion incomplète Abrasion des pneus et des disques de frein	Irritant et altération des voies respiratoires Propriétés mutagènes et cancérogènes en fonction de la composition	Salissure des bâtiments
Dioxyde de soufre SO ₂	Oxydation du soufre contenu dans les combustibles fossiles	Troubles respiratoires	Acidification Dégradation des bâtiments
Composés Organiques Volatils (COV)	Combustion incomplète des combustibles fossiles	Toxicité (dépendante du produit) Cancers pour certains (benzène par exemple)	Formation d'ozone
Monoxyde de carbone CO	Combustion incomplète des combustibles fossiles	Se fixe à la place de l'oxygène sur l'hémoglobine du sang Exposition prolongée peut conduire au coma et à la mort	Formation d'ozone

Effets sanitaires des polluants émis par le secteur des transports [II-5]

L'évaluation des impacts sur la santé est un point crucial dans la démarche visant à fixer un coût de la pollution atmosphérique. Cette évaluation nécessite de pouvoir isoler précisément les effets dus à la pollution atmosphérique d'autres effets générés par des agents extérieurs et pouvant être semblables ; les facteurs environnementaux (démographie, météorologie, ...), la consommation de tabac ou l'activité industrielle peuvent être cités parmi ces agents. La connaissance scientifique doit encore s'améliorer sur ce point, afin de préciser l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique.

Peu d'études récentes sont disponibles pour les effets sur les bâtiments et les écosystèmes. Deux explications peuvent être avancées :

- les dommages aux bâtiments et aux écosystèmes sont principalement causés par le SO₂ (corrosion, pluies acides, ...), dont les émissions ont très fortement chuté dans le secteur des transports jusqu'à quasiment disparaître ;
- les PM entraînent aussi des dommages (encrassement des façades), dont le coût économique est bien inférieur à celui des effets sanitaires de la pollution atmosphérique (le coût des effets de la

pollution de l'air sur les bâtiments est environ 20 à 100 fois inférieur à celui des effets sur la santé [I-6]).

La pollution atmosphérique comporte aussi certains effets secondaires, à l'impact a priori plus limité et étant peu maîtrisés à l'heure actuelle, tels que les nuisances olfactives et les effets sur la faune.

2 - Difficultés méthodologiques pour la monétarisation

2.1 - Polluants primaires et polluants secondaires

Une quantité importante de polluants est rejetée dans l'air par le secteur des transports : NO_x, SO₂, CO, PM (PM₁₀, PM_{2,5} et PM_i), COV (benzène, aldéhydes, ...), les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques HAP (famille de composés chimiques constitués d'atomes de carbone et d'hydrogène, dont la structure des molécules comprend au moins deux cycles aromatiques condensés), plomb, cadmium, cuivre, ... Actuellement, les études d'impact peuvent prendre en compte 16 substances, sélectionnées parmi plusieurs centaines.

Ces polluants, émis directement par une source, sont qualifiés de polluants primaires et ont un impact relativement local (inhalation de particules, odeurs, ...). Ils s'opposent aux polluants dits secondaires, formés dans l'atmosphère par réaction chimique entre polluants primaires¹⁴, qui ont une échelle d'action beaucoup plus large (pluies acides, intoxication à l'ozone, ...).

La monétarisation des effets externes de la pollution de l'air nécessite donc une méthodologie adaptée à cette particularité.

2.2 - Le choix des indicateurs de pollution

2.2.1 - Pourquoi choisir des indicateurs de pollution ?

La diversité des polluants émis par le secteur des transports et les différents effets qu'ils entraînent amènent plusieurs problèmes :

- bien que la connaissance scientifique ait progressé et que les conséquences de la pollution atmosphérique sur la santé soient mieux maîtrisées, des incertitudes demeurent encore sur les interactions entre polluants (faut-il additionner les risques pour chaque polluant avec des possibilités de double-compte ? ou les effets de certains polluants doivent-ils être négligés car résultant de la combinaison de plusieurs polluants ?) ;
- bien que des points de relevés de la pollution existent sur l'ensemble du territoire, il n'est pas possible de mesurer régulièrement les concentrations de tous les polluants : il est donc nécessaire de cibler les composés chimiques émis majoritairement par le secteur des transports et dont les effets sanitaires sont avérés.

Ces contraintes imposent de retenir des indicateurs parmi les différents polluants, afin de mesurer au mieux la pollution de l'air due au transport.

¹⁴ On peut citer par exemple l'ozone, polluant secondaire formé par réaction entre les oxydes d'azote et les composés organiques volatils, sous l'effet du rayonnement solaire.

2.2.2 - Inventaire des indicateurs de pollution de l'air due au transport

En pratique, les indicateurs de pollution sont choisis en fonction de la connaissance de leurs effets sanitaires, leur part d'émissions à mettre sur le compte du transport et les réglementations en vigueur sur la qualité de l'air (LAURE en France). On peut citer comme exemples d'indicateurs [II-7] :

- les NO_x, dont les transports routiers sont la principale source d'émission (le développement des pots catalytiques a permis de réduire ces émissions depuis 1990), ont un impact sanitaire reconnu. De plus, ils contribuent à la formation de l'ozone. Ses concentrations dans l'air sont réglementées aux niveaux européens et français. En particulier, la LAURE impose de mesurer les concentrations de NO₂ et de les intégrer à l'indice ATMO (indice de qualité de l'air) ;
- le benzène, produit par la combustion des produits pétroliers, est en partie émis par le secteur des transports (14% des émissions en 2007, loin derrière le secteur résidentiel-tertiaire). Depuis 2000, la réglementation européenne limite à 0,8% son volume dans les carburants. Le benzène a été classé parmi les « cancérogènes certains pour l'homme » par l'OMS et retenu comme substance prioritaire dans le Plan National Santé Environnement défini pour la période 2004-2008¹⁵, le suivi de sa concentration dans l'atmosphère est donc recommandé [II-8] ;
- les particules en suspension PM, principalement émises par les véhicules diesel, sont toxiques (présence de métaux lourds et d'hydrocarbures) et pénètrent profondément dans les poumons, ayant de graves conséquences sur la santé. Le suivi des PM10 et PM2.5 est obligatoire d'après la législation européenne. Le suivi des concentrations de particules encore plus fines (PM1.0 par exemple) est fortement recommandé dans le futur [II-9] ;
- l'ozone O₃ est un polluant secondaire, ayant une échelle de dispersion beaucoup plus large que les polluants locaux. Toutefois, sa connaissance reste encore imparfaite (difficultés de modélisation de la dispersion dans l'atmosphère) et son état est relativement instable (formation de NO₂ par réaction avec le NO), empêchant d'en faire un indicateur de pollution due au transport fiable ;
- les HAP, principalement absorbés par les PM, ne sont pas assez maîtrisés actuellement (effets sanitaires, effets sur la faune et la flore, effets sur les sols) et la mesure de leur concentration reste marginale. Ils sont pris en compte (avec le benzo-a-pyrène comme représentant) dans certaines études d'impact lorsque des études de risques sanitaires sont réalisées ;
- le soufre SO₂ et le plomb Pb ont vu leur concentration dans l'air fortement diminuer depuis 1990, sous l'effet de la mise en application de réglementations françaises et européennes limitant leur teneur dans les carburants, et sont par conséquent peu à peu délaissés en tant qu'indicateurs de la pollution due aux transports.

3 - Méthodes de valorisation

La revue des différentes études internationales a permis d'identifier deux types de méthodes d'évaluation du coût de la pollution atmosphérique :

- les méthodes basées sur l'estimation du coût global de pollution de l'air due au transport et l'utilisation de modèles d'émissions, dite descendante (*top-down approach*) ;
- les méthodes fondées sur les caractéristiques particulières de chaque véhicule et l'utilisation de modèles de dispersion, dite ascendante (*bottom-up approach*).

¹⁵ Un deuxième Plan National Santé Environnement a été défini pour la période 2009-2013 ; il décline les engagements du Grenelle de l'environnement en matière de santé et d'environnement. Le benzène fait toujours partie des substances à suivre en priorité dans ce nouveau Plan.

3.1 - Méthode top-down

La méthode dite « top-down » vise à évaluer un coût moyen par véhicule des dommages causés par la pollution de l'air, à partir du coût global de la pollution sur un territoire délimité (région, pays, continent).

3.1.1 - Une méthode basée sur l'exposition

Une cartographie des concentrations en polluants est réalisée à partir de recueils de mesures de pollution. En croisant les niveaux de concentration avec les données de répartition spatiale des populations (recensements INSEE fournissant la population à l'îlot, base de données CORINE LAND COVER donnant l'occupation des sols, photographies aériennes), il est possible d'estimer l'exposition de la population aux polluants (nombre de personnes exposées, doses de polluants inhalées ou ingérées). Cette étape d'évaluation de l'exposition est une des principales sources d'incertitudes introduites par l'approche top-down. En effet, l'estimation ne correspond pas à une exposition réelle :

- elle ne prend en compte ni la durée d'exposition des populations ni l'occupation effective des bâtiments et logements ;
- elle se base sur des données de pollution de l'air ponctuelles, qui ignorent la dispersion et les éventuelles réactions qui peuvent avoir lieu entre polluants avant inhalation par la population.

3.1.2 - Monétarisation des impacts

La deuxième étape de l'évaluation consiste à déduire, à partir de l'inventaire de personnes exposées établi précédemment, les impacts de la pollution de l'air pouvant être attendus. Cette estimation nécessite l'usage de fonctions dose-réponse (les termes « fonction exposition-réponse » ou « fonction concentration-réponse » peuvent aussi être utilisés) basées sur les conclusions d'études épidémiologiques pour les effets sanitaires¹⁶ et d'études d'impact pour les effets sur les bâtiments et les écosystèmes. Ces fonctions donnent l'impact physique sur un récepteur (la population par exemple) d'une absorption de polluant, par rapport à la quantité de polluant absorbée par ce récepteur (en pratique, il s'agit plutôt de la concentration en polluant dans l'air ambiant). Les impacts physiques peuvent être un nombre de décès ou d'hospitalisations supplémentaires, des salissures (dans le cas où les bâtiments sont les récepteurs), ... Les impacts identifiés sont ensuite monétarisés, selon l'une des méthodes de monétarisation suivantes :

- **Méthode d'évaluation des dommages** : la valorisation se fait sur la base des dépenses effectuées pour compenser les effets négatifs de la pollution atmosphérique générée par le secteur des transports (frais médicaux, pertes de production pendant les éventuels jours d'arrêt maladie, coûts d'entretien des bâtiments dégradés, ...) ;
- **Méthode des préférences déclarées (évaluations contingentes)** : elle est utilisée, par exemple, pour apprécier la perte de valeur des bâtiments dégradés par la pollution atmosphérique ou la perte de qualité de vie due à une bronchite chronique ;
- **Méthode des préférences révélées** : elle est utilisée en particulier pour apprécier la perte de valeur des bâtiments dégradés par la pollution atmosphérique (*prix hédonistes*).

Parmi les impacts monétarisés précédemment cités, certains concernent des effets mortels de la pollution atmosphérique. Par conséquent, leur monétarisation doit être cohérente avec celle de la perte d'une vie humaine lors d'un accident. Les situations étant différentes (nombre d'années perdues par les victimes plus faible, victimes plus âgées, ...), il est toutefois nécessaire que la valeur retenue soit adaptée au contexte particulier du décès causé par la pollution atmosphérique.

¹⁶ Pour plus de précisions sur les notions d'études épidémiologiques et de fonctions dose-réponse, il est conseillé de se référer à la fiche réalisée dans le cadre du débat public pour le volet santé [II-10] (validée par la Direction générale de la Santé).

Au final cette étape de monétarisation fournit le coût global de la pollution atmosphérique. Il s'agit de ne retenir de ce coût que la contribution des transports. Cette estimation est généralement effectuée en calculant la part des émissions de polluants dues à ce seul secteur (cette donnée est relativement accessible¹⁷) et en faisant l'hypothèse que cette part correspond à la contribution des transports. Cette hypothèse est discutable car les effets de la pollution atmosphérique ne sont pas proportionnels aux émissions de polluants :

- les effets de la pollution atmosphérique dépendent fortement de la densité du milieu d'émission ;
- la toxicité de certains polluants est supérieure à d'autres.

La part de la pollution routière dans le coût total de la pollution atmosphérique est un sujet qui reste à approfondir.

3.1.3 - Inconvénients d'une approche top-down

L'approche top-down fournit en résultat un coût moyen par véhicule. Le coût global de la pollution de l'air due aux transports doit donc être ventilé selon les catégories pour lesquelles un coût moyen est attendu. Ces catégories peuvent concerner :

- le type de véhicule pour un coût différencié pour les VL, PL, trains, ... ;
- la densité de la zone traversée pour un coût différencié pour les zones urbaines, rurales, ... ;
- la norme d'émission pour un coût différencié pour les différentes normes EURO ;

La ventilation se fait au prorata des parcours au sein de chacune de ces catégories sur l'ensemble du territoire d'étude (en v.km ou en train.km), pondérés par leurs niveaux d'émission. Ces différents niveaux sont accessibles via les inventaires d'émission¹⁸.

Ce mode d'imputation des coûts de pollution atmosphérique a plusieurs inconvénients :

- l'exposition réelle de la population est une donnée nécessaire pour évaluer l'impact et le coût de la pollution de l'air. Or les inventaires sont basés sur des relevés d'émissions, qui ne permettent pas de déduire directement les concentrations de polluants dans l'atmosphère : réactions entre polluants, effet des conditions atmosphériques, dispersion¹⁹, ...
- les niveaux d'émissions proposés dans les inventaires distinguent plusieurs dizaines de classes de véhicules, en fonction de différentes données d'entrée : type de carburant, vitesse moyenne, pente, normes EURO d'émission, ... Le passage aux niveaux d'émission requis pour la ventilation des coûts de pollution atmosphérique (niveaux d'émission de chacune des catégories de ventilation qui ont été définies) demande un travail d'agrégation qui nécessite un important volume de données ;
- l'imputation des coûts dépend de la qualité de l'inventaire d'émission utilisé, sur lequel des incertitudes liées aux mesures existent : variation selon les laboratoires, le régime du moteur (nécessité de distinguer les mesures au démarrage ou à chaud), la température et l'humidité ambiante, ... Le projet européen ARTEMIS (*Assessment and Reliability of Transport Emission*

¹⁷ En France, le Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique (CITEPA) remplit la fonction de centre national de référence des émissions dans l'air. A ce titre, le CITEPA détermine régulièrement les quantités rejetées dans l'atmosphère provenant de différentes sources pour diverses substances. Les inventaires sont consultables en ligne, à l'adresse suivante : <http://www.citepa.org/emissions/index.htm#substances>.

¹⁸ Un inventaire d'émission est une évaluation de la quantité d'une substance polluante émise par un émetteur donné pour une zone géographique et une période de temps données. On peut citer par exemple l'inventaire européen EMEP/CORINAIR, consultable en ligne à l'adresse suivante : <http://www.eea.europa.eu/publications/EMEP/CORINAIR5/>.

¹⁹ Des études de valorisation basées sur les inventaires d'émissions (approche top-down) utilisent des modèles de dispersion pour évaluer les concentrations de polluants dans l'atmosphère. Cette pratique permet d'améliorer la connaissance de l'exposition réelle de la population, mais elle introduit de nouvelles incertitudes dues à l'utilisation de modèles de dispersion, que nous détaillons plus bas (cf. paragraphe 3.2.3 de ce chapitre).

Models and Inventory Systems), qui s'est achevé en 2005, a abouti sur des recommandations pour la standardisation des collectes de données (en particulier pour les poids lourds) et pour les situations de trafic à prendre en compte afin de réaliser des modélisations significatives (possibilités d'agrégation et de transfert vers d'autres modes).

3.2 - Méthode bottom-up

L'approche dite « *bottom-up* » est une approche individuelle, qui déduit le coût marginal de la pollution atmosphérique à partir des émissions de polluants d'un véhicule isolé. La méthode dite de « cheminement des incidences » (*Impact Pathway Approach*), mise au point dans le cadre du projet ExternE, est la plus couramment utilisée pour mettre en oeuvre cette approche. Elle consiste à reproduire le processus de pollution de l'air par un véhicule quelconque, de sa cause initiale (émissions de polluants) à ses conséquences finales (impacts négatifs sur la santé, le bâti et les écosystèmes).

3.2.1 - Une méthode basée sur la dispersion

L'application de la méthode de « cheminement des incidences » permet une grande latitude dans le choix du véhicule suivi, qui peut être différencié selon :

- la silhouette : véhicule particulier, poids lourd, ... ;
- le type de moteur et de carburant : puissance du moteur, véhicule essence ou diesel, ... ;
- le style de conduite : fortes accélérations et décélérations, ...

Ainsi, le coût marginal de pollution de l'air obtenu en résultat est sensible à ces différents paramètres et permet d'isoler ceux ayant une influence sur les émissions de polluants. Cet aspect de l'évaluation par une méthode bottom-up est intéressant car, contrairement à l'approche top-down, il permet de prendre en compte de nombreuses situations de trafic. Cet aspect peut être utile pour dégager certains besoins de normes (sur la composition des carburants ou les systèmes de filtration par exemple) visant à limiter les émissions de polluants.

Ce large horizon de choix nécessite cependant de connaître les émissions en polluants de chaque type de véhicule. Ces données sont répertoriées dans les inventaires d'émission. Il faut ensuite appliquer aux émissions de polluants du véhicule un modèle de dispersion²⁰, afin de tenir compte de l'influence sur les concentrations des conditions météorologiques (la température et l'ensoleillement joue un rôle indispensable dans la production de l'ozone par exemple), d'éventuelles réactions chimiques (production d'ozone à partir du NO₂, formation de NO₂ par réaction entre l'ozone et le NO, ...) et de la topographie. Ce travail permet d'évaluer l'impact de l'ajout d'un véhicule sur l'exposition des populations (par rapport à une situation que l'on peut qualifier « de référence », où le véhicule ne circulerait pas) : c'est une approche dite marginaliste.

3.2.2 - Évaluation et monétarisation des impacts

La suite de la démarche est similaire à celle entreprise avec l'approche « *top-down* » :

- les populations supplémentaires exposées suite à l'ajout du véhicule sont quantifiées, à l'aide des résultats obtenus en sortie du modèle de dispersion et de données de populations (population à l'îlot, base de données CORINE LANDCOVER, ...)

²⁰ On peut notamment citer le logiciel de modélisation ADMS (*Atmospheric Dispersion Modelling System*), qui prend en compte l'influence des bâtiments, la topographie et les conditions météorologiques. Ce logiciel intègre aussi un modèle chimique pour les réactions dans l'atmosphère (formation de polluants secondaires). ADMS est capable de modéliser la dispersion du CO, des NO_x, du benzène et du SO₂ ; le suivi des PM doit lui encore s'améliorer.

- les impacts sur la population de la pollution d'un véhicule supplémentaire sont ensuite estimés à l'aide de fonctions dose-réponse (nombre de personnes et de jours d'hospitalisation supplémentaires pour des pathologies respiratoires, effets sur la mortalité, ...);
- les effets sont ensuite monétarisés à l'aide des méthodes de monétarisation présentées dans la description de l'approche top-down (évaluation des dommages, préférences déclarées et/ou préférences révélées).

La valeur alors obtenue est généralement donnée pour un parcours d'un kilomètre, afin d'obtenir un coût marginal de la pollution atmosphérique. Cette valeur peut aussi être exprimée pour un kilogramme de polluant émis ce qui permet, en connaissant les quantités de polluants qu'ils rejettent, de transférer ce résultat à tous les types de véhicule.

3.2.3 - Inconvénients d'une approche bottom-up

L'application d'une méthode bottom-up pour valoriser les effets de la pollution de l'air peut se voir opposer deux critiques :

- le passage des émissions de polluants à l'exposition des populations est un point essentiel de l'approche, basé sur l'utilisation de modèles de dispersion et dépendant donc fortement des limites actuelles de ces derniers : difficultés pour modéliser la formation de certains polluants secondaires, approximations sur le milieu traversé, ... ;
- les émissions de polluants ne sont pas linéaires par rapport au trafic, rendant délicate l'approche marginaliste de type bottom-up (la somme des coûts marginaux de pollution atmosphérique n'est pas obligatoirement égale au coût global des émissions de polluants) ;
- la spécificité du résultat obtenu est, comme indiqué plus haut, un atout mais ce dernier peut se transformer en inconvénient pour le calcul d'un coût global²¹ de la pollution atmosphérique (à l'échelle d'un pays par exemple) : le transfert d'une valorisation marginale, spécifique à un territoire et un type de véhicule, vers un coût global nécessite une importante quantité de données

4 - Revue internationale des études de valorisation des coûts de pollution atmosphérique

4.1 - État des lieux en France

4.1.1 - Le rapport Boiteux (2001)

Une méthode de valorisation de type top-down

Le groupe Boiteux a retenu une méthode de type top-down pour fixer le coût de la pollution de l'air engendrée par le transport. Dans un premier temps, le groupe s'est attaché à évaluer l'impact sanitaire global de cette pollution en France²². Puis, dans un deuxième temps, il a réparti ce coût total selon le type de véhicule (VL ou PL) et la densité du milieu traversé (urbain dense, urbain diffus, rase campagne).

Pour l'évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique due au transport en France, le groupe Boiteux s'est appuyé sur une étude menée dans le cadre du programme

²¹ Cette remarque est également valable pour le calcul d'un coût moyen.

²² Les PM₁₀ ont été retenues en tant qu'indicateur du niveau de pollution locale.

PRIMEQUAL/PREDIT en France, en Suisse et en Autriche, que l'OMS a publiée en 2000²³ [II-11]. Cette étude donne un risque relatif de mortalité dû à une augmentation de la concentration de particules en suspension PM₁₀. Le choix de cet indicateur se justifie par :

- la bonne connaissance de ses effets sanitaires, acquise grâce aux nombreuses études toxicologiques et épidémiologiques menées sur les particules en suspension ;
- le volume d'émission de particules en suspension des véhicules diesel ;
- les facilités de mesure de ces concentrations dans les pays étudiés.

Au final, l'accroissement du risque de mortalité proposé par l'étude est de + 4,3% pour une augmentation de 10 µg/m³ (intervalle de confiance à 95% : [+ 2,6% ; + 6,1%]). En appliquant ce taux à la population « à risque », c'est-à-dire l'ensemble de la population urbaine française, le nombre de décès imputables à la pollution atmosphérique due au transport est de l'ordre de 17 600 (intervalle de confiance à 95% = [10 600 ; 24 600])²⁴.

Ce nombre de décès est ensuite monétarisé via la valeur de la vie humaine de 1,5 millions d'€2000. Deux nuances ont toutefois été apportées par le groupe à cette valeur :

- la victime d'un accident de la route voit son espérance de vie réduite en moyenne de 40 ans, contre 10 pour celle de la pollution de l'air. Pour tenir compte de cette différence, le groupe a décidé d'appliquer à la valeur de la vie humaine un coefficient de 0,56, sur la base d'une actualisation à 8% ;
- l'âge moyen d'une victime d'accident de la route est de 35-40 ans, contre 65-70 ans pour celle de la pollution. Pour tenir compte de la différence de perte de qualité de vie entre les victimes, le groupe a décidé d'appliquer un coefficient de 0,6.

La valeur de la vie finalement utilisée pour valoriser la pollution atmosphérique est de 504 000 €. Cette valeur permet de déduire le seul coût de la mortalité, auquel il faut ajouter le coût des autres effets sanitaires (morbidité).

Pour évaluer le coût des effets sanitaires non-mortels de la pollution de l'air, le groupe choisit de suivre les recommandations de l'OMS, qui préconise un coût de la morbidité égal à 30% du coût de la mortalité due à la pollution de l'air.

Coûts de la pollution atmosphérique par type de véhicules et de milieux traversés

Au final, le groupe juge que les conclusions de l'OMS devraient être confirmées et retient la borne inférieure de 10 600 décès proposée dans l'étude, pour aboutir à un impact évalué à 6,9 milliards d'€2000. Ce coût global est ensuite réparti entre les différentes catégories de véhicules selon leur part dans le trafic tous modes, en pondérant ces catégories par les consommations unitaires des véhicules (ou de leur niveau d'émission lorsqu'il était disponible). Le coût par catégorie de véhicules est alors différencié selon la densité de la zone traversée afin de tenir compte de l'exposition des populations ; trois zones sont distinguées :

- l'urbain dense, pour des densités supérieures à 420 habitants/km² ;
- l'urbain diffus, pour des densités comprises entre 37 et 420 habitants/km² ;
- la rase campagne pour des densités inférieures à 37 habitants/km².

Le groupe Boiteux en déduit les coûts de pollution atmosphérique suivants :

²³ Ces travaux sont basés sur une étude de cohorte [II-12] menée entre 1979 et 1983 dans six villes américaines.

²⁴ Il s'agit uniquement de la mortalité due aux transports. Cette estimation est basée sur l'hypothèse que 55 % des effets de la pollution de l'air sont à mettre sur le compte des émissions du secteur des transports.

Types de véhicules	Urbain dense	Urbain diffus	Rase campagne	Moyenne
VL	2,9	1,0	0,1	0,9
PL	28,2	9,9	0,6	6,2

Coûts de pollution atmosphérique pour les VL et PL (€2000ct/km)

Types de véhicules	Urbain dense	Urbain diffus	Rase campagne
Train diesel (fret)	457,6	160,4	10,5
Train diesel (voyageurs)	163,8	57,4	3,8

Coûts de pollution atmosphérique pour les trains diesel (€2000ct/km)

Pour les VL et les PL, le groupe de travail a considéré ces coûts comme résultant du produit de deux valeurs, l'une proportionnelle aux émissions de polluants et l'autre à la valeur de la vie humaine. Il préconise par conséquent une évolution prenant en compte ces deux aspects :

- une réduction de 9,4 % par an pour les VL et 6,5 % par an pour les PL est appliquée pendant la période 2000-2020 afin de tenir compte du progrès technique ;
- une augmentation comme l'évolution de la dépense de consommation par tête pour la valeur de la vie.

Il faut noter que le taux de réduction pour les VL a été révisé à 5,5 % par an pour la période 2000-2020 dans l'Instruction cadre de 2005.

Aucune règle d'évolution n'est proposée pour les coûts de pollution atmosphérique dus au secteur ferroviaire, ni dans le rapport Boiteux ni dans l'Instruction cadre.

Pour le transport maritime, le groupe de travail recommande de négliger les coûts de pollution atmosphérique en raison du manque de données sur les émissions d'une part et de la distance importante qu'il existe entre ces émissions et la population. Il préconise toutefois de développer des études spécifiques à ce secteur, notamment pour les émissions de NO_x et de SO_x.

4.1.2 - La circulaire interministérielle Equipement/Santé/Ecologie n°2005-273 (25 février 2005)

La circulaire interministérielle n°2005-273 [II-13] a renforcé la prise en compte des effets sanitaires de la pollution atmosphérique dans les volets « air et santé » des études d'impacts environnementaux des infrastructures de transport. Outre la réalisation d'études de risques sanitaires pour les études les plus complexes, elle impose en particulier l'Indice Pollution Population (IPP), qui s'exprime sous la forme suivante :

$$IPP = \sum_i CC_i \times Population_i$$

avec CC_i la concentration en polluant de la maille i
 et $POPULATION_i$ le nombre d'habitants de la maille i

Cet IPP a été défini par le Sétra et le Certu en 2001 [II-14], afin de proposer un indicateur de l'impact de la pollution atmosphérique sur les populations. Pour le calcul de cet indice, il faut tout d'abord définir une bande d'étude autour du projet d'infrastructure qui soit adaptée à l'influence du projet sur la pollution atmosphérique à l'échelle locale (dépend des trafics journaliers et de la densité de population). Puis cette bande d'étude est découpée en mailles d'égales dimensions, comprises entre 50 et 200 mètres, pour chacune desquelles est calculée la concentration en polluant. Dans la définition initiale de 2001, le NO_x était retenu en tant qu'indicateur ; la circulaire interministérielle de 2005 l'a remplacé par le benzène (conclusions d'un groupe d'experts piloté par l'Institut de Veille Sanitaire [II-15]). Un modèle de dispersion prenant notamment en compte la vitesse du vent est ensuite appliqué à chacune des mailles de la bande d'étude, afin d'établir un Cadastre des Emissions Influencées par le Vent (CEIV). Les concentrations en benzène de chaque maille, répertoriées sur le CEIV, sont finalement multipliées par la population de l'aire considérée. Des détails sur le calcul de l'IPP sont disponibles dans la note méthodologique jointe en annexe de la circulaire interministérielle de 2005 [II-16].

Cet indicateur n'a pas pour finalité d'aboutir à une monétarisation de la pollution de l'air. Toutefois, la Direction des Etudes Economiques et de l'Evaluation Environnementale (D4E) a réalisé en 2005 une étude visant à proposer une valeur monétaire à l'IPP [II-17]. La méthode qu'elle propose est basée sur :

- **la perte d'espérance de vie**, estimée au cours d'études épidémiologiques : le gain moyen d'espérance de vie pour une réduction de l'exposition aux PM_{10} de $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est de 5 mois par personne (pour une espérance de vie moyenne de 80 ans) ;
- **la valeur de l'année de vie perdue** spécifique aux impacts sanitaires de la pollution due aux transports, établie par évaluation contingente, permet de monétariser la perte d'espérance de vie retenue précédemment.

En retenant une valeur centrale de l'année de vie perdue égale à 50 000 €2004, cette étude propose une valeur annuelle du point d'IPP, par polluant :

- 26,2 €2004/pers. $\mu\text{gNO}_2/\text{m}^3$ pour le NO_2 (intervalle de confiance à 95% : [12 € ; 46 €]) ;
- 40,3 €2004/pers. $\mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$ pour les PM_{10} (intervalle de confiance à 95% : [19 € ; 70 €]).

Aucune monétarisation de la pollution de l'air se basant sur ces valeurs n'est faite à ce jour. Cette étude propose toutefois des hypothèses de valorisation novatrices en France.

4.2 - La méthode d'évaluation retenue en Grande-Bretagne

La pollution atmosphérique est un des sous-objectifs à évaluer dans l'*Appraisal Summary Table* (AST), sous l'appellation de « Qualité locale de l'air ». Le Ministère des transports britannique (*Department for Transport* – Dft) recommande une évaluation quantitative mais non-monétarisée de cette externalité dans l'évaluation des projets d'infrastructures. Il propose un indicateur pour cette évaluation : la concentration en polluant pondérée par l'exposition. Cet indicateur est du même type que l'IPP, défini précédemment.

Le Ministère des transports britannique recommande de prendre en compte les PM_{10} et les NO_x du fait de leurs impacts sanitaires et de leurs concentrations dans les émissions du secteur des transports. Il s'agit tout d'abord de découper l'aire d'étude en zones fines et de calculer les émissions de ces polluants, en tonnes par an, pour chaque zone. Ce calcul peut être réalisé à partir des résultats de la modélisation des trafics en situation de projet, avec les variations de trafics et l'évolution des vitesses

moyennes, par mode et par zone fine²⁵. Ces émissions sont ensuite multipliées par le nombre d'habitants de la zone fine, ce qui permet de fournir pour chacune d'elles l'indicateur recommandé par le Ministère des transports britannique.

Cet indicateur est calculé à la fois en situation projet (*do-something*) et en situation de référence (*do-minimum*). La différence entre les deux permet de déterminer les zones pour lesquelles le projet a un impact positif (ou négatif). Au final, ces différences sont sommées pour l'ensemble des zones ce qui donne l'évolution de la concentration en polluant dans l'aire d'étude, pondérée par l'exposition de la population, et permet de conclure sur le gain (ou la perte) de qualité de l'air.

La difficulté à monétariser les effets de la pollution de l'air et quelques lacunes toujours existantes sur leur connaissance ont incité le Ministère des transports britannique à ne pas proposer de valeur monétaire pour la pollution atmosphérique. Cette externalité peut toutefois intervenir directement dans le choix d'une option, si l'impact qu'elle a sur la population est significatif par rapport aux coûts. Dans ce cas précis, le Ministère des transports britannique laisse la possibilité de monétariser les émissions de polluants (ce qui peut éventuellement modifier le ratio BCR²⁶), avec des valeurs établies par un groupe interministériel (*Interdepartmental Group on Costs and Benefits – IGCB*) pour le compte de l'équivalent britannique du Ministère de l'environnement (*Department for Environment, Food and Rural Affairs – DEFRA*), par une approche dite de « cheminement des incidences » [II-18] :

Polluants	Valeur centrale	Sensibilité à la relation exposition/impacts	Test de sensibilité recommandé par le COMEAP ²⁷
NOx	1 093	[851 ; 1 241]	[214 ; 2475]
SOx	1 868	[1 510 ; 2 123]	[595 ; 3 948]
PM (Londres)	[170 334 ; 260 771]	[133 364 ; 296 331]	[34 745 ; 672 563]
PM (urbain dense)	[83 779 ; 134 825]	[65 598 ; 153 210]	[17 090 ; 347 729]
PM (urbain diffus)	[39 948 ; 99 870]	[31 278 ; 113 489]	[8 149 ; 257 578]
PM (rase campagne)	17 200	[13 466 ; 19 545]	[3 509 ; 44 360]
PM (moyenne)	55 483	[43 441 ; 63 048]	[11 318 ; 143 099]

Valeurs par tonne de polluants émis et tests de sensibilité proposées par le DEFRA (en €2008/t)

Les fonctions dose-réponse employées pour l'évaluation des impacts de la pollution atmosphérique sont extraites de la même étude de cohorte que celle reprise par le groupe de travail présidé par Marcel Boiteux (étude de cohorte de Pope [II-12]). Pour la monétarisation de ces impacts, le DEFRA s'est ensuite appuyé sur une évaluation contingente réalisée entre novembre 2002 et janvier 2003 en Angleterre, au Pays de Galles et en Ecosse, auprès de 665 personnes. Cette étude a permis de valoriser une année de vie (selon l'état de santé, bon ou mauvais) et la morbidité (admission à l'hôpital pour des difficultés respiratoires, gêne respiratoire quotidienne) [II-19].

²⁵ Le détail de ce calcul est donné dans le *Design manual for roads and bridges* (DMRB) 11.3.1, consultable en ligne à l'adresse suivante : <http://www.standardsforhighways.co.uk/dmrb/vol11/section3/11s3p01.pdf>.

²⁶ On rappelle qu'il s'agit du ratio avantages actualisés sur coûts actualisés (*benefit-cost ratio*).

²⁷ Le *Committee on the Medical Effects of Air Pollution* (COMEAP) est un comité constitué d'experts indépendants, qui apporte ses compétences au gouvernement britannique sur les questions de toxicité ou d'effets sanitaires de la pollution de l'air. Le COMEAP a publié en juin 2009 un rapport d'étude sur les effets de la pollution atmosphérique sur la mortalité à long terme [II-20].

4.3 - Les études européennes

Plusieurs études européennes visant à monétariser les effets de la pollution atmosphérique ont été menées depuis 2001 et les conclusions du rapport Boiteux. Les principaux résultats obtenus et les méthodes employées sont résumés dans les tableaux suivants :

		UNITE - Deliverable 11 (2003)	HEATCO (2006) - INFRAS (2008)	ExternE (2001)	Rapport Boiteux (2001)	DEFRA (2006) (valeurs en €/t)
Année de base		1998	2000	1999	2000	2008
Coût de la pollution atmosphérique (€/vkm)	Urbain	Pas de données	Pas de données	Pas de données	2,9	[83 779 ; 134 825]
	Périurbain	EURO 2 : essence [0,12 ; 0,25] diesel [0,26 ; 1,45] EURO 4 : essence [0,08 ; 0,14] diesel [0,20 ; 0,37]	Essence : [0,17 ; 0,24] Diesel : [1,53 ; 2,65]	Essence : [0,26 ; 1,48] Diesel : [0,96 ; 6,47]	1,0	[39 948 ; 99 870]
	Interurbain	EURO 2 : essence [0,11 ; 0,37] diesel [0,26 ; 1,91] EURO 4 : essence [0,04 ; 0,15] diesel [0,11 ; 0,24]	Essence : [0,09 ; 0,15] Diesel : [0,89 ; 1,80]	Essence : [0,09 ; 0,21] Diesel : [0,21 ; 0,43]	0,1	17 200
Effets pris en compte		Santé, culture et bâtiments	Santé, culture et bâtiments	Santé, culture et bâtiments	Santé	Santé, culture et bâtiments
Méthode appliquée		Méthode bottom-up (<i>Impact Pathway Approach</i>) valorisant les effets des PM _{2,5}	Méthode bottom-up (<i>Impact Pathway Approach</i>)	Méthode bottom-up (<i>Impact Pathway Approach</i>)	Méthode top-down	Méthode bottom-up (<i>Impact Pathway Approach</i>)
Remarques		Etude menée dans les villes de Helsinki, Stuttgart, Karlsruhe, Berlin, Strasbourg et Florence.	Véhicules aux normes EURO 3 ²⁸ . Basé sur les études HEATCO et CBA (fourchettes de valeurs selon la valeur de l'année de vie).	Véhicules aux normes EURO 2. Etude menée en Belgique, Finlande, Allemagne, Grèce, Pays-Bas et Grande-Bretagne.	Méthode décrite au paragraphe 4.1.1 de ce chapitre.	Deux tests de sensibilité : sensibilité à la relation dose-réponse retenue et recommandations du COMEAP. Calcul pour les PM, existe aussi pour les NOx et les SOx

Coûts de la pollution atmosphérique pour les véhicules légers

²⁸ En se basant sur un véhicule EURO 3, les coûts proposés peuvent difficilement être utilisés pour des évaluations à long terme.

		UNITE - Deliverable 11 (2003)	INFRAS (2008)	Rapport Boiteux
Année de base		1998	2000	2000
Coût de la pollution atmosphérique (€/t/vkm)	Urbain	Pas de données	Pas de données	28,2
	Périurbain	[4,69 ; 17,52]	[10,6 ; 23,4]	9,9
	Interurbain	[2,09 ; 7,46]	[8,5 ; 21,4]	0,6
Effets pris en compte		Santé, culture et bâtiments	Santé, culture et bâtiments	Santé
Méthode appliquée		Méthode bottom-up (<i>Impact Pathway Approach</i>) valorisant les effets des PM _{2,5}	Méthode bottom-up (<i>Impact Pathway Approach</i>)	Méthode top-down
Remarques		Véhicules aux normes EURO 2. Etude menée dans les villes de Helsinki, Stuttgart, Karlsruhe, Berlin, Strasbourg et Florence	Basé sur les études HEATCO et CBA (fourchettes de valeurs selon la valeur de l'année de vie).	Pas de différenciation selon la norme EURO.

Coûts de la pollution atmosphérique pour les poids lourds

		UNITE - Deliverable 11 (2003)	INFRAS (2008)	ExternE (2001)	Rapport Boiteux
Année de base		1998	2000	1999	2000
Coût de la pollution atmosphérique (€/t/vkm)	Urbain	2,51 5,24 (tram) 11,22 (métro)	[144,8 ; 297,2] (voyageurs) [366,8 ; 752,6] (fret)	[0,05 ; 1,6] (tram) 2 (métro)	163,8 (voyageurs) 457,6 (fret)
	Interurbain (voyageurs)	[16,23 ; 25,41] 41,76 pour un train grande vitesse	[90,7 ; 203,6]	[60 ; 320]	[3,8 ; 57,4]
	Interurbain (fret)	[14,76 ; 32,03]	[305,8 ; 686,4]	[80 ; 385]	[10,5 ; 160,4]
Effets pris en compte		Santé, culture et bâtiments	Santé, culture et bâtiments	Santé, culture et bâtiments	Santé
Méthode appliquée		Méthode bottom-up (<i>Impact Pathway Approach</i>) valorisant les effets des PM _{2,5}	Méthode bottom-up (<i>Impact Pathway Approach</i>)	Méthode bottom-up	Méthode top-down
Remarques		Etude menée dans les villes de Stuttgart, Karlsruhe, Berlin, Strasbourg et Florence	Basée sur les études HEATCO et CBA (fourchettes de valeurs selon la valeur de l'année de vie).	Etude menée en Finlande, Allemagne, Pays-Bas et Grande-Bretagne.	Distinction entre le périurbain (valeur haute) et l'interurbain (valeur basse)

Coûts de la pollution atmosphérique pour le transport ferroviaire

Cette revue des principales études européennes ayant été publiées depuis le rapport Boiteux de 2001 amène deux remarques :

- il existe une distinction des coûts de pollution de l'air pour les VL selon le type de carburant (et éventuellement selon la norme EURO), avec des valeurs pouvant être dix fois plus élevées pour les véhicules diesel ;
- les valeurs recommandées dans le rapport Boiteux se situent dans le bas de la fourchette des valeurs relevées à l'échelle européenne.

4.4 - Évolution du contexte depuis les travaux du groupe Boiteux en 2001

4.4.1 - Évolution du contexte scientifique

La méthodologie de l'étude OMS (dite OMS 1) sur laquelle s'est basé le groupe de travail présidé par Marcel Boiteux pour valoriser la pollution atmosphérique a été validée dans un rapport publié en 2005 [II-21]. Toutefois, cette étude OMS 1 a été assez critiquée et ce, dès sa sortie, compte tenu :

- de la transférabilité à un cas européen, et plus particulièrement français, des fonctions dose-réponse employées (on rappelle qu'elles sont issues d'une étude américaine [II-12]²⁹). Sur ce point, il faut noter que deux études de cohorte ont depuis été réalisées en Europe, notamment une en France [II-22], et ont confirmé ces fonctions ;
- des données utilisées pour caractériser l'exposition de la population à la pollution atmosphérique (durée d'exposition et niveau de pollution de référence).

D'autres études, réalisées suivant les mêmes principes généraux, ont été menées depuis 2001. Elles sont généralement basées sur la même étude de cohorte que celle retenue dans l'étude OMS 1 ; seules les données d'exposition diffèrent (durées d'exposition plus ou moins longues et niveau de pollution de référence relevé). Le nombre de décès attribués à la pollution atmosphérique (et donc au secteur des transports) a généralement été revu à la baisse par rapport au nombre retenu dans le rapport Boiteux. Il faut néanmoins souligner que seule la mortalité à long terme due à la pollution de l'air a été prise en compte à l'époque. Des études ont montré depuis 2001 qu'il existe un risque de mortalité à court terme, notamment des études de l'AFSSE [II-23] et de l'OMS (dite OMS 2 [I-24]). Ces effets ne sont aujourd'hui pas pris en compte dans la monétarisation.

Pour une description des différentes études épidémiologiques et études d'impacts sanitaires de la pollution atmosphérique due aux transports, il est conseillé de se référer à la fiche « Impact sanitaire de la pollution atmosphérique d'origine routière » publiée par le CETE de Lyon [II-25].

4.4.2 - La valeur de l'année de vie perdue

La valorisation de la pollution atmosphérique se basant sur la valeur de la vie humaine (utilisée pour monétariser les impacts de l'insécurité routière) est aujourd'hui sujette à caution.

En effet, contrairement à l'insécurité routière, la pollution atmosphérique n'est ni une cause directe (conséquence de problèmes respiratoires ou cardiaques), ni une cause isolée de décès (influences de facteurs extérieurs tels que le tabagisme ou l'inactivité). De plus, et ce point a été soulevé par le groupe Boiteux, la mortalité due à la pollution de l'air concerne majoritairement des personnes âgées, qui voient leur espérance de vie amputée de 10 ans en moyenne (contre 40 pour une victime d'un accident de la route) et qui peuvent être sujettes à d'autres pathologies détériorant les conditions de vie.

Ces différences montrent clairement la distinction qui doit être faite entre une victime de l'insécurité routière et une victime de la pollution atmosphérique. La transposition de la valeur de la vie humaine dans le cadre de la monétarisation des effets sanitaires de la pollution atmosphérique ne semble donc pas parfaitement adaptée, malgré les corrections prises en compte dans le calcul.

Une méthodologie alternative a été développée dans le cadre du projet ExternE. Elle se base sur la perte d'espérance de vie (*Lost of life Expectancy*) due à une exposition aux polluants et sur la valeur de l'année de vie perdue (*Value of Life Year*). Ces deux paramètres apparaissent mieux appropriés pour valoriser les effets sanitaires de la pollution de l'air.

²⁹ Cette étude de cohorte a été poursuivie jusqu'à 2000 et a fait l'objet d'une publication en 2002 [II-26] confirmant l'existence d'une relation entre les concentrations de particules en suspension et le risque de mortalité ; ce risque relatif est même revu à la hausse avec un taux d'accroissement de 1,06 pour une augmentation des concentrations en PM₁₀ de 10 µg/m³ (intervalle de confiance à 95% : [1,02 ; 1,11])

Cependant, la valeur de l'année de vie perdue calculée dans le cadre du projet ExternE est toujours basée sur la valeur de la vie humaine alors qu'elle nécessiterait de mener des évaluations contingentes spécifiques. De telles évaluations ont été menées en France, et plus particulièrement dans les Bouches-du-Rhône, par le Groupement de Recherche en Economie Quantitative d'Aix-Marseille (GREQAM). Ce dernier a abouti à une valeur moyenne de l'année de vie (spécifique au risque mortel lié à la pollution de l'air) de 150 000 €2008 [II-27].

5 - Tests de sensibilité

L'analyse de la méthode française de la monétarisation de la pollution de l'air et sa mise en perspective par rapport aux progrès des connaissances scientifiques d'une part et aux pratiques à l'étranger d'autre part permet d'imaginer cinq scénarios de revalorisation de cette externalité dans le bilan socio-économique. Ce paragraphe décrit ces scénarios et analyse leurs effets pour le cas du contournement d'Arles.

5.1 - Les différents scénarii à tester

5.1.1 - Scénario 1 : test de la valeur haute de l'intervalle recommandé par le groupe Boiteux

Parmi les principales recommandations du rapport figurent des tests de sensibilité à plus ou moins 70 % sur les valeurs d'internalisation du coût de la pollution atmosphérique. L'Instruction cadre de 2005 a suivi ces recommandations, en conseillant de réaliser les tests de sensibilité proposés par le groupe de travail. Dans la pratique, ces tests de sensibilité sont rarement menés.

Le premier test consiste à appliquer les recommandations du rapport Boiteux, reprises dans l'Instruction cadre, et de réaliser un test de sensibilité du bilan socio-économique à la valeur d'internalisation haute (+ 70 %) préconisée pour la pollution atmosphérique. Le bilan socio-économique réalisé dans le cadre du scénario 1 se fait donc suivant les recommandations de l'Instruction cadre, à l'exception des coûts de pollution atmosphérique qui sont remplacés par les valeurs suivantes :

Types de véhicules	Urbain dense	Urbain diffus	Rase campagne
VL	4,9	1,7	0,2
PL	47,9	16,8	1,0

Coûts de pollution atmosphérique pris dans le scénario 1 pour les VL et PL (€2000ct/km)

5.1.2 - Scénario 2 : mise à jour de la valeur Boiteux et prise en compte des effets sur les bâtiments et les écosystèmes

Le scénario 2 est un scénario « Boiteux révisé ». Il est établi sur la base des valeurs calculées par le groupe de travail en 2001, en intégrant les évolutions de la connaissance scientifique sur les effets sanitaires de la pollution de l'air d'une part et la révision du taux d'actualisation depuis 2001 d'autre part :

- les valeurs Boiteux révisées sont basées sur la valeur centrale du nombre de décès imputables à la pollution atmosphérique due au transport, à savoir 17 600³⁰, et non pas sur la valeur basse retenue par le groupe de travail en 2001 (10 600). Cette hypothèse permet d'appliquer un principe de précaution dans la mesure où l'on sait que les effets sanitaires à court terme ne sont actuellement pas pris en compte ;

³⁰ Cette valeur correspond au test de sensibilité à + 70 % recommandé dans l'Instruction cadre et effectué dans le cadre du scénario 1.

- le taux d'actualisation de 8 % retenu par le groupe Boiteux pour le calcul de la valeur de la vie utilisée pour la valorisation de la pollution atmosphérique a été révisé à 4 % en 2005.

Ce calcul actualisé de la valeur de la pollution atmosphérique aboutit à un coût global de 17 milliards d'€2000 [II-28].

Cette valeur est augmentée de 5 % afin de prendre en compte les effets de la pollution de l'air sur les bâtiments (le nombre d'études portant sur le coût des effets sur les écosystèmes est très limité). Ce résultat est extrait d'une étude française sur les dégradations causées par le SO₂ [II-6], qui indique que le coût des effets sur les bâtiments est de l'ordre de 5 % du coût des effets sanitaires.

On applique ensuite à ce coût global la même ventilation par catégorie de véhicules et type de milieux traversés que celle retenue dans le rapport Boiteux, ce qui donne les coûts de pollution atmosphérique suivants :

Types de véhicules	Urbain dense	Urbain diffus	Rase campagne
VL	7,8	2,7	0,3
PL	76,1	26,7	1,6

Coûts de pollution atmosphérique pris dans le scénario 2 pour les VL et PL (€2000ct/km)

5.1.3 - Scénario 3 : valorisation par la perte d'espérance de vie

Les coûts de pollution atmosphérique du scénario 3 sont basés sur une méthode de valorisation des coûts de la pollution atmosphérique par la perte d'espérance de vie, proposée par la D4E en 2005 (voir paragraphe 4.1.2 de ce chapitre). On rappelle que cette étude propose une valeur annuelle du point d'IPP, à partir du coût de l'année de vie perdue. Une valeur centrale de 50 000 €2004 (basée sur des évaluations contingentes françaises [II-29] et anglaises [II-19], les plus récentes disponibles à cette époque) a été retenue pour ce coût.

Cette nouvelle méthode de valorisation de la pollution atmosphérique donne un coût global de pollution atmosphérique de 16,3 milliards d'€2004 par an (intervalle de confiance à 95% : [6,1 G€ ; 28,4G€]). En retenant la valeur haute de ce coût global, on aboutit à une multiplication par 4 de celui retenu par le groupe de travail présidé par Marcel Boiteux :

Types de véhicules	Urbain dense	Urbain diffus	Rase campagne
VL	11,6	4,0	0,4
PL	112,8	39,6	2,4

Coûts de pollution atmosphérique pris dans le scénario 3 pour les VL et PL (€2000ct/km)

Le scénario 3 est celui pour lequel les valeurs d'internalisation des coûts de pollution atmosphérique sont maximales. D'autre part, on rappelle que l'étude du GREQAM mentionnée au 4.4.2 recommande une valeur de l'année de vie perdue de 150 000 €2008, supérieure à celle retenue par la D4E.

5.1.4 - Scénario 4 : modification de la règle d'évolution annuelle des valeurs d'internalisation

Le rapport Boiteux fournit des hypothèses d'évolution des émissions polluantes, afin de fixer la règle d'évolution des coûts de pollution atmosphérique. Ces hypothèses ont été modifiées dans l'Instruction cadre, avec des prévisions de réduction des émissions de 5,5 % par an pour les VL et 6,5 % par an pour les PL (pour la période 2000-2020). La méthode de détermination de ces nouvelles valeurs n'est pas explicitée.

L'inventaire CITEPA entre 2000 et 2008 montre que les émissions de NO_x et de PM₁₀ ont diminué respectivement de 25 et 31 %, soit des réductions annuelles respectives de 2,8 et 3,4 %. Ces évolutions sont inférieures aux taux de réduction des émissions de polluants préconisés par le rapport Boiteux. On rappelle que ces polluants sont généralement utilisés comme indicateurs de pollution, du fait de leurs effets sur la santé.

Il s'agit dans ce scénario 4 d'appliquer un taux de réduction des émissions de polluants plus modéré, afin de ne pas sous-estimer les coûts de pollution atmosphérique pendant la période 2000-2020. Une diminution des émissions de 4 % par an semble adaptée [I-28], ce qui donne les évolutions de coûts de pollution atmosphérique suivants :

Règles d'évolution	2000-2020	2020-2025	2025-2050	Après 2050
VL	- 2,7 %	+ 1,4 %	+ 1,3 %	0 %
PL	- 2,7 %	+ 1,4 %	+ 1,3 %	0 %

Règle d'évolution retenue dans le scénario 4

5.1.5 - Scénario 5 : scénario maximaliste

Le scénario 5 combine des coûts d'internalisation multipliés par 4 (scénario 3) et une évolution de la réduction des émissions polluantes plus pénalisante que celle recommandée dans l'Instruction cadre de 2005 (scénario 4) :

Types de véhicules	Urbain dense	Urbain diffus	Rase campagne	Règles d'évolution	2000-2020	2020-2025	2025-2050	Après 2050
				VL	11,6	4,0	0,4	VL
PL	112,8	39,6	2,4	PL	- 2,7 %	+ 1,4 %	+ 1,3 %	0 %

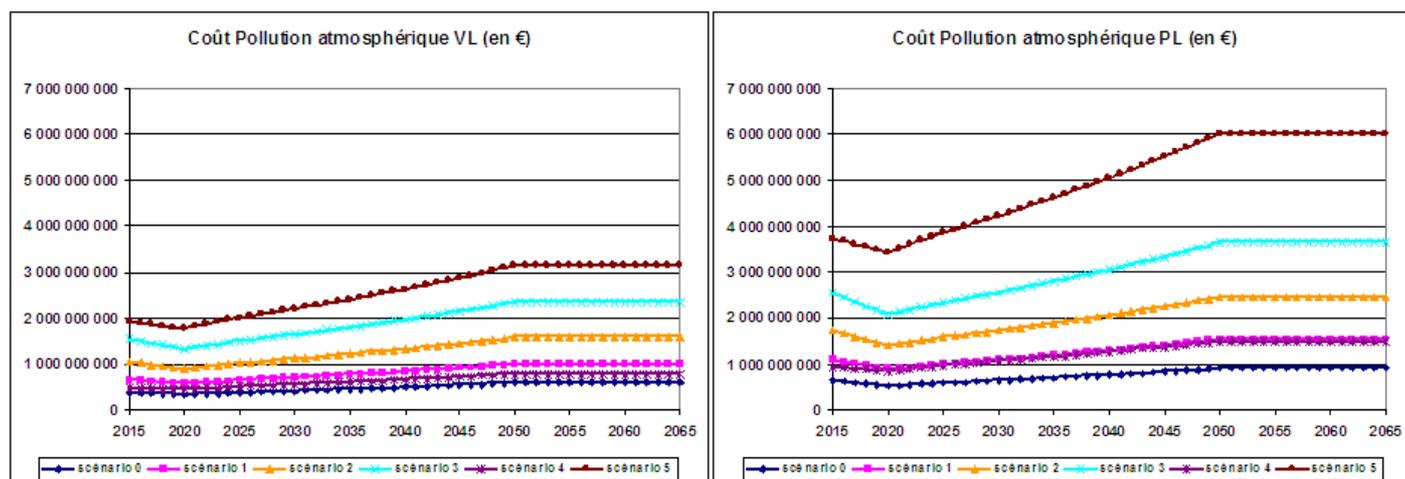
Coûts de pollution atmosphérique et évolutions pris dans le scénario 5 pour les VL et PL (€2000ct/km)

5.2 - Résultats et conclusions

5.2.1 - Évolution du coût annuel de pollution atmosphérique sur la durée de vie du projet

A la mise en service du contournement autoroutier d'Arles, les coûts de pollution atmosphériques sont représentés annuellement par type de véhicules sur une durée d'exploitation de 50 ans (durée de vie estimée du projet) selon les différents scénarios à tester :

Évolution du coût annuel de pollution atmosphérique pour les VL et les PL (en €) sur une période de 50 ans



Le test réalisé avec le scénario maximaliste (valeurs Boiteux multipliées par 4 et règle d'évolution modifiée) donne un coût annuel de pollution atmosphérique sur la durée de vie du projet nettement supérieur aux autres scénarii, aussi bien pour les VL que pour les PL.

En plus de ce résultat attendu, il est intéressant de noter que les coûts annuels de pollution des PL sont très proches pour les scénarii 1 (valeurs Boiteux multipliées par 1,7) et 4 (règle d'évolution modifiée) sur la durée de vie du projet. Ce constat met en évidence l'influence de la règle d'évolution pendant la période 2000-2020 sur le coût annuel de pollution atmosphérique. Cette proximité est moins évidente pour les VL car la modification de la règle d'évolution du scénario 4 leur est moins favorable que pour les PL (les VL passent de - 4,1 % à - 2,7 %, contre - 5,1 % à - 2,7 % pour les PL).

5.2.2 - Somme actualisée des avantages de pollution atmosphérique sur la durée de vie du projet

La différence des coûts due aux émissions de polluants entre les situations de référence et avec projet donne la somme actualisée des avantages, calculée sur la durée de vie de l'infrastructure (50 ans). La comparaison de cette somme pour les différents scénarii, par rapport à celle obtenue en suivant les recommandations de l'Instruction cadre, permet d'apprécier l'impact des différents coefficients multiplicateurs des valeurs tutélaires et de la modification d'évolution de ces valeurs. La somme des avantages suivante a été actualisée pour l'année 2004 :

Scénarii	Avantages VL	Avantages PL ³¹	Avantages VL+PL	Évolution / scénario 0
Scénario 0 Valeurs Instruction cadre Evolution Instruction cadre	6,4	18,2	24,6	
Scénario 1 Valeurs Instruction cadre x 1,7 Evolution Instruction cadre	10,8	30,9	41,7	+ 70 %
Scénario 2 Valeurs Instruction cadre x 2,7 Evolution Instruction cadre	17,2	49,1	66,3	+ 170 %
Scénario 3 Valeurs Instruction cadre x 4 Evolution Instruction cadre	25,5	72,8	98,3	+ 300 %
Scénario 4 Valeurs Instruction cadre Evolution Instruction cadre modifiée	8,4	29,6	38,0	+ 54 %
Scénario 5 Valeurs Instruction cadre x 4 Evolution Instruction cadre modifiée	33,7	118,3	152,0	+ 518 %

Somme actualisée des avantages de pollution atmosphérique (en millions d'€2000) sur une période de 50 ans

Dans les trois premiers scénarii testés, les seules modifications introduites sont des modifications des valeurs tutélaires accordées au coût de pollution atmosphérique. On remarque que ces modifications ont entraîné des évolutions identiques sur la somme actualisée des coûts annuels de pollution atmosphérique pendant la période d'exploitation du projet (multiplications respectives par 1,7, 2,7 et 4). Les valeurs accordées à la pollution atmosphérique sont des coûts marginaux ; la multiplication de ces coûts par une constante entraîne donc une multiplication de la somme actualisée des coûts annuels par la même constante.

Nous avons souligné auparavant l'influence de la règle d'évolution sur le coût annuel de pollution atmosphérique. Le test réalisé avec le scénario 4 permet d'évaluer cet impact : la modification de la règle d'évolution aboutit à une multiplication par 1,5 de la somme des coûts annuels de pollution atmosphérique (sur 50 ans), soit quasiment l'évolution amenée par le test de sensibilité à + 70 %.

Le scénario 5 aboutit à une multiplication par 6 de la somme des coûts annuels de pollution atmosphérique par rapport au calcul effectué selon les recommandations de l'Instruction cadre (les coûts sont multipliés par 5,3 pour les VL et par 6,2 pour les PL, du fait de la modification différente de la règle d'évolution pour les 2 modes). Cette évolution est à mettre sur le compte :

- de la multiplication par 4 des valeurs tutélaires accordées à la pollution atmosphérique d'une part (multiplication de la somme des coûts par 4) ;
- de la modification de la règle d'évolution des valeurs d'autre part (multiplication de la somme des coûts par 1,5).

³¹ Il est intéressant de noter que la part de l'avantage PL se situe entre 74 et 78% de l'avantage total de pollution atmosphérique selon les scénarii.

5.2.3 - Variation du poids monétaire de la pollution atmosphérique dans l'avantage global du projet

La variation du poids monétaire de la pollution atmosphérique dans l'avantage global du projet est le dernier résultat des tests de sensibilité à examiner. La comparaison se fait en sommant la valeur absolue des avantages. Le poids monétaire de la pollution atmosphérique au sein de l'avantage global de l'évaluation économique est renseigné pour chaque scénario dans les tableaux ci-dessous :

Scénarii	Avantage net global (somme des valeurs absolues)	Avantages pollution atmosphérique	Poids dans l'avantage global
Scénario 0 Valeurs Instruction cadre Evolution Instruction cadre	1340,5	24,6	1,8 %
Scénario 1 Valeurs Instruction cadre x 1,7 Evolution Instruction cadre	1357,6	41,7	3,1 %
Scénario 2 Valeurs Instruction cadre x 2,7 Evolution Instruction cadre	1382,2	66,3	4,8 %
Scénario 3 Valeurs Instruction cadre x 4 Evolution Instruction cadre	1414,2	98,3	7,0 %
Scénario 4 Valeurs Instruction cadre Evolution Instruction cadre modifiée	1353,9	38,0	2,8 %
Scénario 5 Valeurs Instruction cadre x 4 Evolution Instruction cadre modifiée	1467,9	152,0	10,4 %

Poids monétaire de la pollution atmosphérique au sein de l'avantage global (somme des valeurs absolues)

En sommant les valeurs absolues des avantages, il est possible d'apprécier le poids de l'externalité "pollution atmosphérique" sur le cumul des avantages :

- la multiplication par 4 des valeurs tutélaires permet de gagner 5,2 points sur l'avantage de pollution atmosphérique dans l'avantage global ;
- la modification de la règle d'évolution aboutit à une augmentation d'un point de l'avantage de pollution atmosphérique au sein de l'avantage global.

Le scénario 5, qui combine ces deux modifications, voit un gain de 8,6 points de l'avantage de pollution atmosphérique au sein de l'avantage global. Il faut noter qu'en parallèle, les avantages de temps ont perdu 4,3 points par rapport au scénario 0, pour atteindre 77,6 % de l'avantage global du projet.

Une deuxième comparaison a été réalisée avec une valeur du temps de 13,41 €/h pour les VL, correspondant à la valeur du temps normalisée pour un calcul économique réalisé sur des OD dont la distance est comprise entre 20 et 50 km. Cette valeur, plus faible que la valeur de 23 €/h utilisée précédemment, donne les résultats suivants :

Scénarii	Avantage net global (somme des valeurs absolues)	Avantages pollution atmosphérique	Poids dans l'avantage global
Scénario 0 Valeurs Instruction cadre Evolution Instruction cadre	900,3	24,6	2,7 %
Scénario 1 Valeurs Instruction cadre x 1,7 Evolution Instruction cadre	917,4	41,7	4,5 %
Scénario 2 Valeurs Instruction cadre x 2,7 Evolution Instruction cadre	942,0	66,3	7,0 %
Scénario 3 Valeurs Instruction cadre x 4 Evolution Instruction cadre	974,0	98,3	10,1 %
Scénario 4 Valeurs Instruction cadre Evolution Instruction cadre modifiée	913,7	38,0	4,2 %
Scénario 5 Valeurs Instruction cadre x 4 Evolution Instruction cadre modifiée	1027,7	152,0	14,8 %

Poids monétaire de la pollution atmosphérique au sein de l'avantage global (somme des valeurs absolues)

Avec cette valeur du temps de 13,41 €/h, contre 23 €/h dans la comparaison précédente, le poids monétaire de la pollution atmosphérique atteint 14,8 % de l'avantage global, soit un gain de 12,1 points par rapport au scénario 0. Les avantages de temps ont eux chuté de 9,1 points, pour culminer à 63,9 % de l'avantage global. Ce test montre le rôle prépondérant de la valeur du temps sur l'avantage global : une hausse de cette valeur diminue de manière non négligeable le poids des différents autres avantages, notamment ceux liés à la pollution atmosphérique.

5.2.4 - Conclusions

Les tests de sensibilité réalisés font apparaître une élasticité non négligeable du poids monétaire de l'avantage de pollution atmosphérique au sein du bilan économique du projet de contournement autoroutier d'Arles. Ce poids monétaire est toutefois largement dépendant de la valeur du temps.

Il faut noter le rôle important joué par la règle d'évolution des coûts de pollution atmosphérique ; l'influence de sa modification reste toutefois marginale si elle n'est pas couplée à une augmentation des valeurs tutélaires. Cette dernière peut être justifiée par une nouvelle approche de monétarisation basée sur la valeur de l'année de vie perdue.

6 - Conclusion et recommandations

Le Sétra propose de modifier les valeurs tutélaires accordées à la pollution atmosphérique, à travers non seulement leurs valeurs de base mais également leurs règles d'évolution dans le temps. La revue de la littérature française et internationale permet de donner plusieurs pistes de réflexion pour justifier ces modifications :

- la valeur de la vie retenue dans le rapport Boiteux pour la pollution de l'air doit être révisée (valeur basée sur un taux d'actualisation à 8 %, coefficient de 0,6 appliqué pour tenir compte de la différence de perte de qualité de vie³²). Les études européennes les plus récentes, notamment l'étude INFRAS (2008) de la Commission Européenne, se basent sur la valeur de l'année de vie perdue pour valoriser la mortalité due à la pollution de l'air. Cette valeur peut être établie par des évaluations contingentes (les travaux du GREQAM, présentés au paragraphe 5.1.3, par exemple) ;
- le rapport Boiteux valorise les seuls effets de long terme sur la santé. Des études réalisées depuis 2001 ont mis en avant la mortalité à court terme due à la pollution atmosphérique. Ces effets doivent être intégrés au coût retenu pour l'évaluation socio-économique ;
- les évolutions technologiques ont permis de réduire le volume et la part relative des émissions de nombreux polluants (NO_x, soufre, plomb, ...). La contribution du secteur des transports reste toutefois stable, ou en-deçà des prévisions émises lors de la rédaction de l'Instruction cadre, pour d'autres polluants aux effets sanitaires avérés (particules en suspension PM, benzène, ...).

Sur ce dernier point, il faut toutefois prendre en compte l'inertie du parc pour réagir aux différentes réglementations (il est probable que les émissions de PM soient divisées par deux d'ici 2020 avec la généralisation des filtres à particules par exemple). L'actualisation des données utilisées pour la valorisation de la pollution de l'air, notamment celles concernant le parc roulant³³, est essentielle pour proposer des règles d'évolution des émissions cohérente et pour disposer d'une meilleure estimation de la part de véhicules diesel (la distinction des coûts de pollution de l'air selon le type de carburant relevée dans la littérature européenne illustre l'enjeu de la connaissance de cette part).

A ce stade, il semble déjà qu'une révision à la hausse des valeurs tutélaires accordées à la pollution de l'air puisse être envisagée :

- multiplication des valeurs par un coefficient compris entre 2 et 3 ;
- modification de la règle d'évolution des coûts au cours du temps (réduction des émissions).

Différents points méritent d'être approfondis pour affiner cette révision :

- les effets de la pollution atmosphérique sur la mortalité à court terme ;
- la monétarisation de la mortalité due à la pollution de l'air par l'année de vie perdue, éventuellement par des évaluations contingentes.

³² La construction des valeurs retenues dans le rapport Boiteux a été détaillée au paragraphe 4.1.1.

³³ L'INRETS a réalisé une étude à ce sujet, suite à une commande de l'ADEME : *Évaluation du parc, du trafic et des émissions de polluants du transport routier en France sur la période 1970-2025*. Il s'agit d'une actualisation de la thèse de Béatrice Bourdeau, réalisée en 1998 [II-30].

Chapitre III

Internalisation du coût des nuisances sonores

Le bruit dans les transports est la deuxième préoccupation de la population (56 %) derrière la pollution de l'air (78 %) d'après une enquête nationale menée auprès de 2000 personnes en 2005 par l'INRETS³⁴. Il s'agit même de la principale lorsque l'on considère uniquement les nuisances ressenties au domicile. Ce bruit a différentes origines, dépendant de la vitesse de circulation :

- pour des vitesses de circulation réduites (inférieures à 60 km/h), le bruit des moteurs, qui correspond au bruit maximal du véhicule mesuré selon des méthodes normées à l'échelle européenne, est prépondérant ;
- pour des vitesses de circulation plus élevées, le bruit de roulement lié au contact entre la roue et l'infrastructure qui la supporte (chaussée ou rail) devient prédominant.

1 - Effets des nuisances sonores

Le bruit a des effets très divers sur les personnes exposées. Ces effets sont généralement regroupés en deux catégories : les effets sanitaires et la gêne.

2 - Effets sanitaires des nuisances sonores

Les études menées jusqu'à présent sur l'impact du bruit mettent en avant de nombreux effets sanitaires [III-2]. Ces effets sont à la fois physiologiques et psychologiques :

- **les effets sur le système auditif** : le système auditif est endommagé (exposition à des niveaux sonores supérieurs à 120 dB), ce qui peut entraîner une surdité partielle ou totale ;
- **les effets extra-auditifs** : on peut citer l'altération du sommeil [III-3] (durée d'endormissement plus longue, éveils nocturnes, ...) pouvant entraîner des répercussions importantes sur le long terme (fatigue chronique excessive, baisse de la vigilance diurne, anxiété, ...), et les effets sur la santé mentale (stress, comportements agressifs) ;
- éventuellement, le système cardio-vasculaire peut connaître des désordres (hypertension [III-4], troubles ischémiques, risque accru d'arrêts cardiaques [III-5]), tout comme le système endocrinien (sécrétion d'hormones liées au stress) et le système immunitaire (capacités de défenses réduites).

Ces derniers effets, de même que ceux qualifiés d'extra-auditifs, sont difficiles à établir et nécessitent de poursuivre les études menées sur le sujet. De plus, la plupart de ces effets ne sont observables qu'à long terme, si bien qu'il est difficile d'isoler la part à mettre sur le compte du bruit (rôle de la consommation de tabac, de l'alimentation, des facteurs environnementaux, de la qualité de l'air, ...). L'exemple des effets sur le système cardio-vasculaire illustre parfaitement cette difficulté.

Des études complémentaires doivent aussi être menées sur les conséquences actuellement mal connues de la multiexposition (exposition à différentes sources de bruit) et de la coexposition (bruit couplé à de hautes températures, une exposition à des agents chimiques, ...) [III-2].

³⁴ Cette enquête a été soutenue par le PREDIT et financée par l'ADEME. Elle fournit des indicateurs relatifs à la gêne de la population occasionnée par le bruit [III-1].

2.1 - Gêne causée par les nuisances sonores

Aux effets sanitaires s'ajoutent les effets qualifiés de subjectifs, au premier rang desquels figure la gêne. Chaque individu a une réponse différente à l'exposition au bruit, qui varie en fonction de ses prédispositions physiologiques et psychologiques, de la source d'émission, ... Des relations entre la gêne (part de la population adulte qui est gênée) et le niveau d'exposition existent toutefois dans le secteur des transports, en fonction du mode de l'émetteur (routier, aérien ou ferroviaire) [III-6].

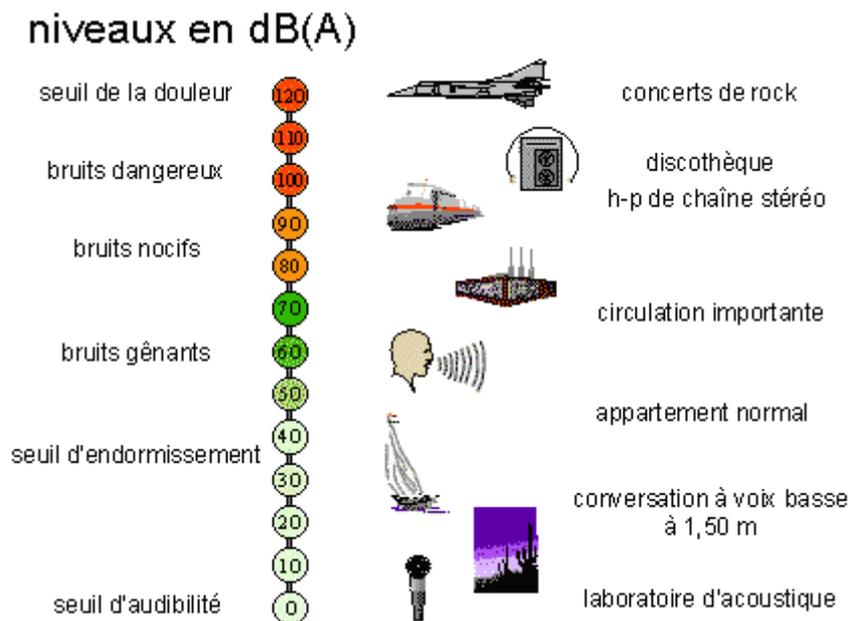
Cette connaissance des relations entre le niveau d'exposition et la part de personnes gênées reste toutefois très imparfaite. Le niveau d'exposition n'explique en effet qu'une part de la gêne ressentie, d'autres paramètres doivent aussi être pris en compte (durée d'exposition, fréquence, paramètres non-acoustiques, ...).

2.2 - Les indicateurs de bruit

2.2.1 - Quelques rappels sur la notion de bruit et sa mesure

On rappelle que le bruit est dû à une variation de la pression de l'air, appelée « pression acoustique », autour de sa valeur habituelle (la pression atmosphérique, de l'ordre de 1015 hPa). Cette pression acoustique s'étend de $2 \cdot 10^{-5}$ (limite de l'audition) à 20 Pa (seuil de la douleur) pour les bruits audibles par l'homme. Une échelle logarithmique de mesure, appelée « niveau de pression acoustique », est utilisée. Elle s'exprime en décibels (dB).

Afin de refléter au mieux la perception humaine du bruit, il a fallu tenir compte de la sensibilité fréquentielle de l'oreille en modulant les basses et hautes fréquences par une pondération : il s'agit du dB pondéré A ou dB(A). La sensibilité de l'oreille humaine aux niveaux de bruit mesurés en dB(A) est illustrée sur l'échelle suivante :



Perception du bruit par l'oreille humaine selon le niveau sonore en dB(A)
(source : DDASS des Pays de la Loire – Ministère de la Santé)

2.2.2 - Indicateurs de bruit couramment utilisés

Il existe deux grandes familles d'indicateurs de bruit :

- les indicateurs caractérisant un événement sonore ponctuel (le passage d'une voiture par exemple) ;
- les indicateurs décrivant une exposition de long terme (prise en compte du cumul des bruits sur une période donnée).

Plusieurs exemples d'indicateurs sont donnés dans le tableau suivant :

Evènement sonore	Exposition de long terme
<ul style="list-style-type: none"> – L_{max} : il s'agit du niveau sonore maximum perçu pendant la période de mesure. Cet indicateur est le plus répandu sur le plan international pour décrire un événement sonore. – SEL (<i>Sound exposure level</i>) : cet indicateur intègre la durée T de l'événement sonore ; il s'agit du niveau de bruit qui aurait été produit en 1 seconde avec la même énergie que le bruit réellement perçu pendant la période T considérée. 	<ul style="list-style-type: none"> – L_{Aeq}(T) : il s'agit du niveau de bruit constant qui aurait été produit avec la même énergie que le bruit réellement perçu pendant la période T considérée. Il se calcule de la manière suivante : $L_{Aeq} = 10 \log \left(\frac{1}{T} \sum_T 10^{\frac{L_A(\Delta T_i)}{10}} \Delta T_i \right)$ pour une mesure pendant la période T où ΔT_i est l'intervalle de temps entre deux mesures et LA est le niveau sonore mesuré pendant l'intervalle ΔT_i. – L_{den} : il s'agit du niveau de bruit moyen sur une journée, pondéré pour les périodes jour (6h-18h), soirée (18h-22h) et nuit (22h-6h) selon la gêne ressentie. Il se calcule de la manière suivante : $L_{den} = 10 \log \left[\frac{1}{24} \left(12 \times 10^{\frac{L(\text{jour})}{10}} + 4 \times 10^{\frac{L(\text{soirée})+5}{10}} + 8 \times 10^{\frac{L(\text{nuit})+10}{10}} \right) \right]$ – L₉₀ : il s'agit du niveau de bruit atteint ou dépassé pendant 90 % du temps d'exposition. Cet indicateur caractérise le niveau du bruit de fond. – L₁₀ : il s'agit du niveau de bruit atteint ou dépassé pendant 10 % du temps d'exposition. Cet indicateur caractérise le niveau du bruit de crête.

Description des différents indicateurs utilisés sur le plan international pour mesurer le bruit des transports

2.2.3 - Quelques faiblesses des indicateurs de bruit

Comme indiqué au paragraphe précédent, le niveau d'exposition n'est pas l'unique paramètre à prendre en compte pour expliquer les effets du bruit (effets sur la santé et gêne). Il doit être complété par des données complémentaires :

- **la fréquence** : à intensité égale, les bruits aigus (fréquence élevée) sont plus nocifs que les bruits graves ;
- **le ressenti d'un bruit perturbateur** : à intensité égale, un bruit soudain et imprévisible est plus nocif qu'un bruit continu.

Ces paramètres sont généralement pris en compte lors du calcul des indicateurs de bruit, soit par agrégation (les fréquences sont intégrées par l'intermédiaire de la pondération A utilisée pour le calcul du L_{Aeq} par exemple) soit indirectement (le ressenti d'un bruit perturbateur peut être évalué en utilisant les indicateurs L₁₀ et L₉₀ par exemple), ce qui réduit la capacité d'analyse des effets de ces seuls paramètres.

De plus, les indicateurs sont dépendants **de la mesure du niveau de bruit**, qui peut considérablement varier d'un pays à l'autre. En France par exemple, les mesures sont réalisées à 2 m en avant des façades des bâtiments³⁵. Les indicateurs calculés à partir de ces mesures prennent donc en compte le bruit parvenu directement de l'infrastructure et le bruit qui s'est réfléchi contre la façade, soit le double du niveau sonore qui

³⁵ Les mesures sont réalisées conformément aux normes NF S 31-085 [III-7] pour le bruit routier et NF S 31-088 [III-8] pour le bruit ferroviaire.

aurait été mesuré en « champ libre » (en l'absence de façade). Ce mode de mesure introduit donc une surestimation de 3 dB(A) par rapport à une mesure ou un indicateur donné en champ libre, comme dans les pays d'Europe du Nord par exemple. Il faut donc, lors de comparaison sur la question du bruit entre différents pays, être vigilant sur les modes de mesure en vigueur³⁶.

Malgré la représentation partielle de l'exposition qu'ils fournissent, les indicateurs de bruit permettent tout de même d'effectuer des comparaisons de l'exposition au bruit à différents endroits et à différents moments. Ils sont aussi un outil pour réaliser des prévisions sur les niveaux de bruit à partir d'un lot d'hypothèses (trafic, vitesse, ...). Ce travail de projection est nécessaire pour simuler les effets des nuisances sonores causées par une infrastructure de transport et rend donc nécessaire l'utilisation des indicateurs de bruit pour l'évaluation économique.

3 - Méthodes de valorisation

La valorisation des nuisances sonores se fait selon des méthodes identiques à celles employées pour la valorisation de la pollution atmosphérique par des approches « *top-down* » ou « *bottom-up* ». Quelques nuances doivent toutefois être apportées par rapport aux méthodes de valorisation de la pollution de l'air :

- la perception des nuisances sonores est différente selon la période de la journée (le bruit est en particulier plus gênant la nuit) et selon le mode de transport responsable du bruit auquel la population est exposée (route ou fer) ;
- une partie du coût du bruit peut être internalisée grâce à la mise en place d'équipements spécifiques (murs anti-bruit, revêtement silencieux pour les chaussées, ...) : il faut veiller à ce que ces effets soient exclus de la valorisation, afin d'éviter les doubles-comptes.

3.1 - Quelques précautions à prendre

3.1.1 - Distinguer la période de la journée

Les effets du bruit sont davantage marqués pendant la période de nuit (effets sur le sommeil en particulier). Cette différence est généralement prise en compte par :

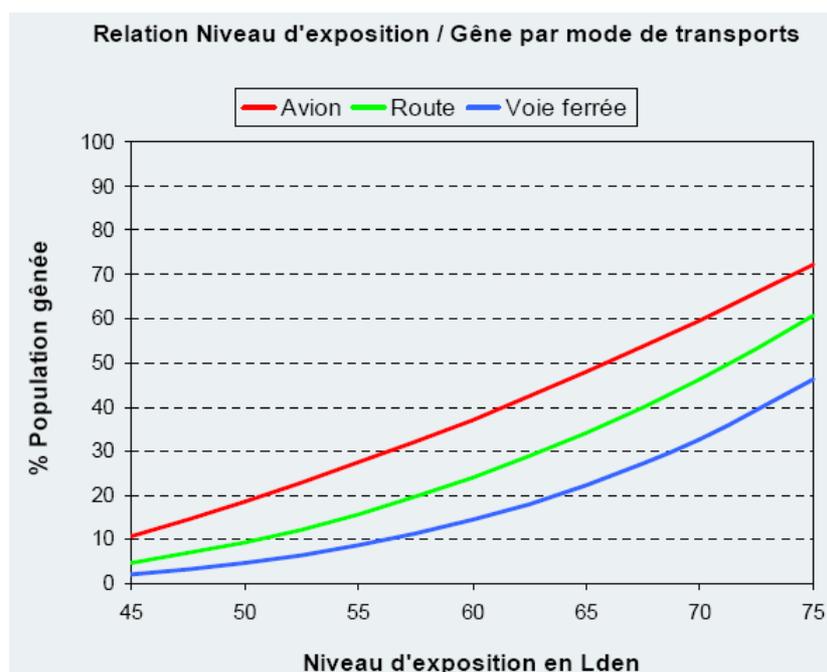
- **les réglementations relatives au bruit des transports**, qui peuvent imposer des seuils maximums d'exposition différents pour le jour et la nuit ;
- **les indicateurs d'exposition**, qui peuvent intégrer la période de nuit et l'affecter d'un coefficient de pondération différent de celui de la période de jour, pour tenir compte des effets plus importants : c'est la position qu'a privilégié la Commission Européenne en imposant le Lden comme indicateur du niveau sonore (5 dB(A) supplémentaires en soirée, 10 la nuit) dans sa directive relative à l'évaluation et la gestion du bruit dans l'environnement³⁷ [III-9].

3.1.2 - Différencier les modes de transport

Les enquêtes menées pour évaluer la gêne causée par le bruit montrent des réponses variables selon les modes : pour des niveaux d'exposition identiques, la gêne suscitée par le bruit ferroviaire est généralement moins élevée que celle due au bruit routier (bonus ferroviaire). Des relations exprimant la part de population gênée en fonction des niveaux d'exposition sont proposées dans la littérature, notamment celles de la Commission Européenne [III-6] :

³⁶ Il faut aussi s'assurer que les indicateurs qui sont donnés ne correspondent pas à des mesures ponctuelles mais bien à des relevés annuels, afin de prendre en compte les variations de bruit saisonnières (ces variations sont liées à des changements de météo, aux arrivées de touristes, ...).

³⁷ Le contenu de cette directive est détaillé au paragraphe 9.3.1 de ce chapitre.



Relation entre les niveaux d'exposition (en Lden) et la gêne occasionnée selon les modes

Pour tenir compte de cet écart de perception du bruit, des abattements sur les niveaux de bruit sont appliqués pour le mode ferroviaire. Ces bonus sont généralement compris entre 3 et 7 dB(A) [III-10].

3.1.3 - Éviter les double-comptes

Indépendamment de l'évaluation socio-économique des effets du bruit, des dispositions réglementaires peuvent être adoptées pour réduire ces nuisances. En France, la politique menée pour limiter les effets du bruit s'articule autour de trois points principaux [III-11] :

- **le classement des infrastructures de transport terrestre** : il s'agit d'une disposition préventive qui définit des secteurs sur lesquels les bâtiments construits après la mise en service de l'infrastructure doivent être isolés, l'opération étant à la charge du maître d'ouvrage de ces constructions neuves (article L. 571-10 du code de l'environnement) ;
- **le rattrapage des « points noirs » de bruit** (bâtiments exposés en façade à plus de 70 dB(A) le jour ou plus de 65 dB(A) la nuit) par des dispositifs de réduction (régulation du trafic et de la vitesse, murs antibruit, isolation de façades) : les modalités d'application de ce programme sont précisées dans la circulaire relative au bruit des infrastructures de transports terrestres du 25 mai 2004 [III-12] ;
- **la prise en compte *ex ante* des nuisances sonores amenées par la construction d'une infrastructure nouvelle ou par la modification d'une infrastructure existante** : en particulier, le maître d'ouvrage doit mettre en œuvre les mesures nécessaires (murs antibruit, revêtements plus silencieux, isolation de façades) pour respecter les seuils d'exposition réglementaires (article 12 de la loi du 31 décembre 1992 relative à la lutte contre le bruit [III-13] et décret n° 95-22 du 9 janvier 1995 [III-14]).

Ces différents dispositifs internalisent une partie du coût du bruit, notamment le dernier cité qui impose au maître d'ouvrage de prendre à sa charge cette part. Afin d'éviter les double-comptes, il faut donc être vigilant au moment d'intégrer dans le bilan socio-économique le coût des nuisances sonores pour la collectivité à ce que :

- soit les effets des mesures de réduction des nuisances sonores aient été intégrés au calcul de prévision du bruit de l'infrastructure en situation de projet (prise en compte de l'effet d'un mur antibruit sur la propagation du son par exemple) ;
- soit le coût des mesures de réduction des nuisances sonores pris en charge par le maître d'ouvrage de l'infrastructure ait été retranché du coût du bruit donné dans le bilan socio-économique, dans le cas où celui-ci est calculé à partir de prévisions de bruit ne prenant pas en compte ces mesures.

3.2 - Approche top-down

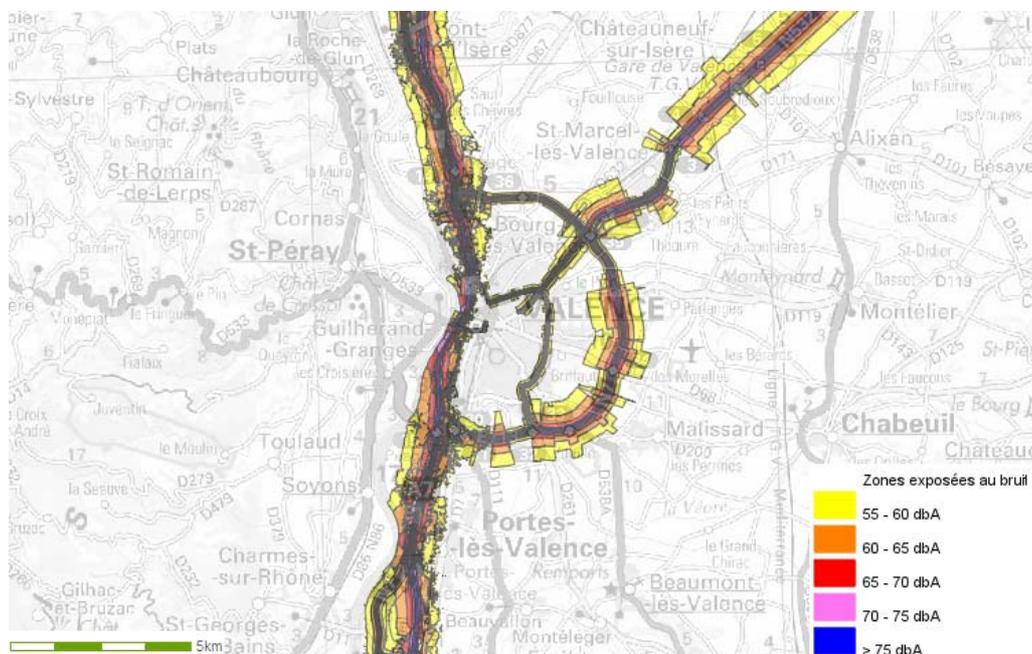
On rappelle que l'approche top-down est une approche globale, visant à établir le coût total des nuisances sonores générées par le secteur des transports. Eventuellement, un coût moyen du bruit par véhicule peut ensuite être déduit de ce coût global.

La méthode est semblable à celle utilisée pour le calcul du coût de la pollution atmosphérique : elle se base sur l'exposition de la population aux nuisances sonores.

3.2.1 - Cartographie de l'exposition de la population

Il s'agit dans un premier temps d'estimer le nombre de personnes exposées au bruit. Cette estimation se base sur l'exploitation de relevés effectués sur le terrain. En France, ces relevés sont généralement menés dans le cadre de la réalisation :

- **des cartes de bruits stratégiques** en application de la Directive 2002/49/EC [III-9] : il s'agit de cartes isophones, utilisant le L_{den} et le L_n ³⁸ comme indicateurs (voir l'exemple de carte donnée ci-dessous), accompagnées d'une évaluation du nombre de personnes exposées ;



Extrait de la carte de bruit stratégique du département de la Drôme, aux alentours de Valence, donnée en L_{den} (source : DDE 26)

³⁸ Le L_n correspond au niveau de bruit moyen pendant la période de nuit (la réglementation française fixe cette période entre 22 h et 6 h). Il se calcule de la même manière que le L_{Aeq} (22h-6h).

- **des études d'impacts** : elles doivent contenir les prévisions d'impacts relatifs au bruit du projet, par rapport aux hypothèses de trafic retenues. Le dossier doit préciser les méthodes utilisées et les mesures effectuées pour réaliser ces prévisions³⁹.

Les relevés de population exposée sont exprimés en fonction de différents niveaux de bruit. Ils sont ensuite croisés avec des données de population (recensements INSEE fournissant la population à l'îlot, base de données CORINE LANDCOVER, photographies aériennes), afin d'établir la cartographie des personnes exposées.

Comme pour la pollution atmosphérique, cette étape de l'évaluation est une des principales sources d'incertitudes. En effet, l'exposition de la population déterminée par l'approche top-down ne correspond pas à une perception réelle du bruit :

- elle ne prend en compte ni l'occupation effective des bâtiments et logements ni la durée d'exposition réelle des populations ;
- elle ne tient pas compte de la sensibilité aux nuisances sonores des personnes exposées (il faut tout de même noter que la Directive 2002/49/EC impose de s'intéresser au bruit dans certains bâtiments sensibles, notamment les écoles et les hôpitaux).

3.2.2 - Monétarisation des impacts

A partir de la cartographie établie précédemment, il est possible de déduire les impacts de l'exposition aux nuisances sonores. Cette estimation se base sur l'utilisation :

- **de fonctions dose-réponse pour les impacts sanitaires** : plusieurs relations existent entre le niveau d'exposition au bruit et le risque relatif pour certains effets sur la santé, tels que le risque relatif d'infarctus [III-4] ou les perturbations du sommeil [III-3] ;
- **des relations en fonction du niveau d'exposition pour les effets liés à la gêne** : comme nous l'avons déjà indiqué au 2.1.2, il existe des études établissant une corrélation entre la part de population gênée (ou très gênée) et le niveau du bruit.

La monétarisation vient à la suite de cet inventaire des effets de l'exposition au bruit. Elle est faite en distinguant les impacts sanitaires de ceux associés à la gêne, qui sont monétarisés selon des méthodes différentes :

- comme pour la pollution atmosphérique, les effets sanitaires sont valorisés avec des méthodes d'évaluation des dommages (coût des médicaments prescrits, pertes de production, ...) et d'évaluations contingentes (perte de qualité de vie due à une surdité partielle ou totale, valeur d'une année de vie perdue, ...) ;
- la gêne est monétarisée à l'aide de méthodes d'évaluations contingentes (consentement à payer pour réduire le niveau sonore) ou de préférences révélées (prix hédonistes pour évaluer la perte de valeur liée à une exposition au bruit).

Il faut noter que certaines études ne distinguent pas la monétarisation de ces deux types d'impacts et considèrent le coût des effets sanitaires comme étant égal à une part du coût de la gêne⁴⁰.

3.2.3 - Inconvénients d'une approche top-down

Comme pour la pollution atmosphérique, l'approche top-down fournit en résultat un coût moyen par véhicule. Le coût global des nuisances sonores dues aux transports doit donc être ventilé selon les catégories pour lesquelles un coût moyen est attendu. Ces catégories peuvent concerner :

- le type de véhicule, pour un coût différencié pour les VL, PL, trains, ... ;

³⁹ Le Sétra et le CERTU ont publié un document relatif aux études acoustiques à mener lors de la réalisation d'infrastructures de transport [III-14], auquel il est conseillé de se reporter pour plus d'informations.

⁴⁰ A titre d'exemple, une étude menée par INFRAS et *Herry Consulting* pour le compte de la Direction Environnement de l'OCDE [III-16] considère que les coûts sanitaires du bruit sont égaux à 50 % du coût de la gêne occasionnée par cette nuisance.

- la densité de la zone traversée, pour un coût différencié pour les zones urbaines, rurales, ... ;
- le type de motorisation, pour un coût différencié pour les moteurs selon leur niveau de bruit (valable pour les vitesses inférieures à 50 km/h) ;

La ventilation se fait au prorata des parcours au sein de chacune de ces catégories sur l'ensemble du périmètre d'étude (en v.km ou en train.km), éventuellement pondérés par des coefficients de correction prenant en compte les niveaux d'émission, différents selon les types de véhicules. Il existe des formules permettant le calcul de ces niveaux de bruit ; leur utilisation amène plusieurs incertitudes :

- l'exposition réelle de la population est une donnée nécessaire pour évaluer l'impact et le coût des nuisances sonores. Or les formules de calcul du bruit sont établies à partir de mesures effectuées sur le terrain, qui ne reflètent pas la perception réelle du bruit par les populations (mesures effectuées en façade et non pas à l'intérieur des bâtiments, pas de prise en compte de l'occupation effective des bâtiments et de la sensibilité au bruit des personnes exposées, ...).
- les formules de calcul du bruit dépendent de très nombreux paramètres : âge et vitesse du véhicule, déclivité et type de revêtement de la chaussée, niveaux de trafic, ... Leur utilisation pour la ventilation des coûts du bruit en coûts marginaux pour différentes catégories de véhicule (calcul des émissions sonores pour chacune des catégories) demande un travail de désagrégation qui nécessite un important volume de données.
- les formules de calcul du bruit sont validées par des modèles de prévision et dépendent donc de la qualité de ces derniers.

3.3 - Approche bottom-up

L'approche bottom-up est elle aussi semblable à ce qui est fait pour la pollution, avec l'utilisation d'une méthode de « cheminement des incidences » (*Impact Pathway Approach*). Cette approche fournit un coût marginal du bruit à partir des émissions sonores d'un véhicule.

3.3.1 - Description de l'approche

L'application de la méthode de « cheminement des incidences » permet une grande latitude dans le choix du véhicule suivi, qui peut être différencié selon :

- la silhouette : véhicule particulier, poids lourd, ... ;
- le mode de conduite : accélérations brusques, vitesse régulière, ... ;
- le type de zone traversée : urbaine, rurale.

Cette large palette de choix permet de valoriser le coût du bruit en fonction de situations bien plus variées que celles proposées par une approche top-down. Mais elle impose en contrepartie une bonne connaissance des niveaux d'émissions sonores, en fonction des différents paramètres retenus pour décrire ces multiples situations. Les formules de prévision du bruit permettent de calculer ces niveaux. Le Sétra a publié un document à ce sujet, pour le mode routier exclusivement [III-17]. Un modèle de propagation est ensuite appliqué à ces niveaux d'émissions sonores, afin de tenir compte de l'influence des conditions météorologiques (température, vent, ...) et de la topographie (rôle du relief et de la végétation, réflexion sur les bâtiments, ...). Un document du Sétra portant sur cette question est disponible [III-18]. Ce travail permet d'évaluer l'impact de l'ajout d'un véhicule sur l'exposition des populations (par rapport à une situation que l'on peut qualifier « de référence », où le véhicule ne circulerait pas).

La suite de la démarche est similaire à celle entreprise avec l'approche »top-down « :

- les populations supplémentaires exposées au bruit suite à l'ajout d'un véhicule sont quantifiées, à l'aide des résultats de propagation du son et de données de populations (population à l'îlot, base de données CORINE LANDCOVER, ...) ;
- les impacts sur la population du bruit émis par un véhicule supplémentaire sont ensuite estimés à l'aide de fonctions dose-réponse (effets sur la mortalité, le sommeil, ...) et/ou de relations entre la gêne et le niveau sonore ;

- ces effets sont finalement monétarisés à l'aide de méthodes adaptées (voir paragraphe 2.2.2) : évaluations contingentes, prix hédonistes, coût des dommages, ...

La valeur alors obtenue est généralement donnée pour un parcours d'un kilomètre pour un véhicule donné, afin d'obtenir un coût marginal des nuisances sonores.

3.3.2 - Inconvénients d'une approche bottom-up

Que ce soit pour la pollution de l'air ou pour le bruit, l'approche bottom-up se base sur les mêmes principes de calcul : elle repose sur l'utilisation de modèles de propagation (il s'agit de l'équivalent pour le bruit des modèles de dispersion utilisés pour la pollution de l'air) et permet d'obtenir un coût marginal en résultat. Les inconvénients de son utilisation pour la valorisation du bruit sont donc similaires à ceux relevés pour la pollution atmosphérique :

- l'utilisation de modèles de propagation, pour passer d'un niveau d'émissions sonores à une exposition de la population, introduit une incertitude liée à la qualité de ces modèles ;
- la valorisation des nuisances sonores par un coût marginal facilite la prise en compte de l'externalité dans le calcul socio-économique, mais elle peut devenir problématique si ce coût doit être calculé sur un périmètre relativement étendu (calcul du coût du bruit en France par exemple) : le transfert d'une valorisation marginale, spécifique à un territoire et un type de véhicule, vers un coût global nécessite une importante quantité de données.
- la nature logarithmique du bruit rend l'approche marginaliste délicate : la somme des coûts marginaux du bruit n'est pas obligatoirement égale au coût global des nuisances sonores (le coût marginal du bruit est différent de son coût moyen : il dépend du niveau préalable du fond sonore⁴¹).

4 - Revue internationale des études de valorisation des coûts des nuisances sonores

4.1 - État des lieux en France

4.1.1 - Le rapport Boiteux

Une approche basée sur la méthode des prix hédonistes

Pour la valorisation des nuisances sonores, le groupe de travail s'est basé sur un rapport synthétisant les études menées depuis 1970 sur la corrélation entre le niveau de bruit ambiant et la dépréciation des prix de l'immobilier [III-19]. Ces études s'appuient sur la méthode des prix hédonistes, qui consiste à identifier la baisse des valeurs de l'immobilier consécutive à une exposition à des niveaux sonores plus élevés. Les prix révélés par ces enquêtes permettent de donner un coût aux nuisances sonores, en fonction de différents niveaux de bruit. Ce coût est donné sous la forme de taux de dépréciation des loyers :

LAeq de jour en façade (en dB(A))	[60 ; 65]	[65 ; 70]	[70 ; 75]	> 75
Dépréciation (en % par dB(A))	0,8 %	0,9 %	1 %	1,1 %

Dépréciations des valeurs immobilières en fonction des niveaux d'exposition au bruit déterminées par enquête

⁴¹ L'ajout d'un véhicule dans une situation où le fond sonore est déjà relativement élevé (entrée d'une voiture sur une autoroute ou passage d'un train en zone urbaine dense) modifie peu le niveau de bruit ambiant et, à l'inverse, un tel ajout dans une situation où le niveau de bruit est très bas (passage d'une voiture ou d'un train dans une zone rurale) modifie considérablement le niveau sonore et, par conséquent, les effets sur la gêne et la santé.

Aucune valeur n'est proposée pour une exposition à des niveaux de bruit inférieurs à 60 dB(A), qui est le seuil réglementaire maximum d'exposition. Pourtant, une part de la population, estimée à 20 % de la population adulte [III-20], est très gênée par des niveaux de bruit inférieurs à ce seuil. Le groupe de travail a donc choisi de fixer un coût pour des niveaux de nuisances sonores compris entre 55 et 60 dB(A) (ce seuil d'exposition de 55 dB(A) est recommandé par l'OMS [III-21]) : il le prend égal à une dépréciation de 0,4 % par dB(A), pour des niveaux sonores compris entre 55 et 60 dB(A).

Conformément à la réglementation relative aux transports terrestres (décret n° 95-21 et 95-22 du 9 janvier 1995 [III-14]), la période de nuit (entre 22 et 6 heures dans la réglementation française) est différenciée du reste de la journée. Le groupe propose la valorisation suivante pour cette période :

- la valeur du bruit pendant la nuit est égale à la valeur d'une exposition pendant la journée au même niveau sonore augmenté de 5 dB(A) ;
- le seuil minimum pour la valorisation du bruit de nuit est de 50 dB(A).

La valeur d'une journée entière d'exposition aux nuisances sonores est égale à la somme des valeurs du bruit pendant le jour et pendant la nuit (sans pondération entre les deux périodes).

Prise en compte des effets sanitaires

Comme souligné en début de paragraphe, ces valeurs sont basées sur la dépréciation de l'immobilier due à l'exposition au bruit. Elles révèlent donc uniquement le coût accordé par la population à la gêne occasionnée par le bruit. Le rapport Boiteux préconise d'y ajouter le coût des effets sanitaires. Afin d'éviter les doubles-comptes, le groupe de travail a partagé ces effets en deux catégories : ceux pouvant être pris en compte dans la gêne (notamment les perturbations du sommeil) et ceux dits de long terme (problèmes cardio-vasculaires, problèmes de surdité, ...), qui apparaissent pour des niveaux d'exposition supérieurs à 70 dB(A) [III-22] (65 dB(A) la nuit). Seuls ces derniers sont intégrés à la valeur du bruit, via une majoration de 30 % de la valeur de la gêne établie précédemment [III-23]. Le groupe de travail indique que cette approche est fragile et reste à perfectionner (besoin d'approfondir les connaissances sur l'évaluation des nuisances sonores nocturnes et sur les effets sanitaires à long terme d'une exposition au bruit).

Coût des nuisances sonores selon le niveau d'exposition

Les taux de dépréciation finalement retenus par le groupe Boiteux permettent de déduire le coût du bruit en fonction de la valeur locative du logement exposé. Comme cette valeur dépend fortement de la zone de résidence⁴², son emploi amènerait une large dispersion du coût du bruit. Cette situation (le coût de l'exposition au bruit pour deux logements de caractéristiques identiques et soumis à une même exposition sonore peut être différent) n'étant pas acceptable d'un point de vue socio-économique, le groupe de travail a décidé de fixer une valeur locative V du logement égale à 473 €2000 (555 €2000 pour un logement individuel et 346 €2000 pour un logement collectif), conformément au prix du loyer mensuel au m² du secteur locatif publié par l'INSEE en 1996 (5,49 €/m²).

Au final, les recommandations du rapport Boiteux sur la valeur à accorder aux nuisances sonores peuvent être résumées dans le tableau suivant :

L _{Aeq} de jour en façade (en dB(A)), noté L _j	Valorisation de la nuisance de jour V _j	L _{Aeq} de nuit en façade (en dB(A)), noté L _n	Valorisation de la nuisance de nuit V _n
< 55	0	< 50	0
[55 ; 60]	0,5*[0,004.(L _j -55)] .V	[50 ; 55]	0,5*[0,004.(L _j -50)] .V
[60 ; 65]	0,5*[0,008.(L _j -60)+0,02] .V	[55 ; 60]	0,5*[0,008.(L _j -55)+0,02] .V

⁴² Cette tendance se vérifie encore à l'heure actuelle : un rapport publié par le Ministère du logement et de la ville en juin 2007 (consultable en ligne : <http://lesrapports.ladocumentationfrancaise.fr/BRP/074000547/0000.pdf>) montre que le loyer moyen à Paris (17,7 €/m²) est deux fois plus élevé qu'en province (7,9 €/m²).

[65 ; 70]	$0,5*[0,009.(Lj-65)+0,06] .V$	[60 ; 65]	$0,5*[0,009.(Lj-60)+0,06] .V$
[70 ;75]	$0,5*[0,013.(Lj-70)+0,105] .V$	[65 ; 70]	$0,5*[0,013.(Lj-65)+0,105] .V$
> 75	$0,5*[0,0143.(Lj-75)+0,17] .V$	> 70	$0,5*[0,0143.(Lj-70)+0,17] .V$

Valeurs proposées dans le rapport Boiteux pour le coût des nuisances sonores (en €2000 par logement exposé par an)

Cette valeur V doit être indexée sur le taux de croissance du PIB (corrélation avec le prix de l'immobilier d'habitation sur de longues périodes).

Monétarisation du bruit dans les études socio-économiques

Les avantages de bruit ne sont jamais intégrés au bilan socio-économique dans les évaluations standard pratiquées par le Ministère⁴³. La méthode de monétarisation nécessite d'utiliser des modèles de prévision du bruit et d'en déduire, à partir des prévisions de trafic, une cartographie de l'exposition des logements aux niveaux de bruit retenus dans le rapport Boiteux. La mise en œuvre dans le cadre du bilan socio-économique nécessiterait de simuler cette exposition à différents horizons, en fonction des niveaux de trafic correspondants. Or les évaluations sont en général réalisées à un stade des études où le tracé n'est pas assez précis pour déterminer le nombre de logements exposés et leur niveau d'exposition.

4.1.2 - Études sur la couverture des coûts des infrastructures routières

Dans la continuité des préoccupations de la Commission Européenne sur la tarification des infrastructures routières, notamment pour les poids lourds, le Ministère de l'Équipement a lancé en 2003 une étude sur la couverture des coûts des infrastructures routières [III-24]. Réalisée conjointement par la Direction des Routes (DR), le Sétra et la Direction des Etudes Economiques et de l'Evaluation Environnementale (D4E), cette étude comporte en particulier une estimation des coûts du bruit sur différents types de sections⁴⁴.

L'étude se base sur le montant accordé pour la mise en œuvre du programme national de réduction des points noirs en vigueur à l'époque, à savoir 110 millions d'€ par an sur dix ans. Ce programme vise uniquement les points du réseau routier national où le niveau d'émissions sonores est égal ou supérieur à 70 dB(A). Afin de prendre en compte les sections du réseau supportant des niveaux de bruit compris entre 60 (seuil réglementaire en France) et 70 dB(A), l'étude propose de doubler le montant consacré à la suppression des points noirs.

Le coût alors obtenu est ventilé pour l'année 2000 selon les trafics par type de véhicules (VL, PL, VUL, car et bus) et par section (autoroutes concédées, routes nationales, routes départementales, routes communales). Un coefficient d'équivalence acoustique de 10 est introduit entre les VL et les PL : il correspond à une moyenne des valeurs recommandées par la circulaire sur l'évaluation des projets routiers de 1998 [III-25], qui s'échelonnent entre 4 et 20 selon le milieu traversé et les conditions de circulation. En ce qui concerne les VUL, une approche spécifique a été retenue pour tenir compte de l'hétérogénéité des silhouettes au sein de ce parc de véhicules : 1/3 des VUL correspondent à un PL sur le plan des émissions sonores, les 2/3 restants sont eux assimilés à un VL.

⁴³ Certaines études acoustiques réalisées dans le cadre des études préalables proposent une monétarisation des effets du bruit selon la méthodologie recommandée dans l'Instruction cadre (voir l'exemple du prolongement de l'A16). Ce travail n'est toutefois pas systématique et intervient généralement après l'évaluation socio-économique du projet.

⁴⁴ L'approche retenue se base sur les *coûts d'évitement*.

Cette étude propose donc un calcul du coût du bruit basé sur la méthode des *coûts d'évitement*. En conclusion, les valeurs suivantes sont proposées :

Coût du bruit (en €ct2000/vkm)	PL	VL	VUL
Autoroutes concédées	0,1	0,02	0,1
Routes nationales	0,6	0,06	0,2
Routes départementales	0,5	0,05	0,2
Routes communales	0,4	0,03	0,1

Coûts marginaux du bruit sur des sections-types du réseau (en €ct2000/vkm)

Cette méthode conduit à proposer des valeurs simples à utiliser mais présentant l'inconvénient de ne pas tenir compte de l'exposition réelle des riverains puisqu'elles ne dépendent pas du type de milieux traversés (urbain, rural, ...).

4.2 - Les documents d'évaluation économique à l'étranger

4.2.1 - En Grande-Bretagne

Le bruit est un des sous-objectifs à évaluer dans l'*Appraisal Summary Table* (AST), la grille d'évaluation des projets d'infrastructures mise en place par le Ministère des transports britannique (*Department for Transport – Dft*). Pour cette externalité, ce dernier recommande une double évaluation quantitative :

- la première estimation concerne le nombre de personnes exposées à long terme (50 ans après mise en service du projet) en situation de projet (*do-something*), par rapport à la situation de référence (*do-minimum*) : cette estimation nécessite l'utilisation d'un modèle de trafic, afin de disposer des données nécessaires au calcul du niveau de bruit à long terme (niveau de trafic, vitesses moyennes, répartition entre les VL et les PL pour un projet routier). Une cartographie des niveaux de bruit au voisinage du projet est établie à partir des résultats de ce modèle ;
- la seconde évaluation est une approche monétarisée de l'impact du bruit causé par une nouvelle infrastructure de transport, qui se base sur des coûts annuels d'exposition par logement (en fonction du niveau sonore) recommandés par le DfT. Ces recommandations sont issues d'une étude de prix hédonistes menée dans la ville de Birmingham en 1997⁴⁵ [III-26]. Il faut noter que le coût du bruit doit être calculé en situation de référence et de projet, à l'année de mise en service et 15 ans après cette ouverture.

Le passage de l'évaluation monétaire du coût du bruit (basée sur l'exposition des ménages) à l'estimation du nombre de personnes exposées nécessite des données sur la densité de population dans la zone d'étude et sur l'occupation des bâtiments. Si ces données ne sont pas disponibles, le Dft recommande d'utiliser le taux d'occupation moyen des bâtiments en Grande-Bretagne (2,36 personnes par ménage).

⁴⁵ Le transfert des résultats de cette étude à l'ensemble de la Grande-Bretagne a été critiqué, du fait de la spécificité du cas étudié (contexte urbain dense de Birmingham).

Pour la monétarisation des nuisances sonores, le Ministère des transports britannique retient le LAeq 18h en tant qu'indicateur. Les valeurs suivantes sont proposées :

LAeq 18h (en dB(A))	Coût du bruit (en €2002 par ménage et par an)	LAeq 18h (en dB(A))	Coût du bruit (en €2002 par ménage et par an)	LAeq 18h (en dB(A))	Coût du bruit (en €2002 par ménage et par an)
45	8,4	57	40,0	69	71,7
46	11,1	58	42,7	70	74,3
47	13,7	59	45,3	71	76,9
48	16,3	60	48,0	72	79,6
49	19,0	61	50,6	73	82,2
50	21,6	62	53,2	74	84,9
51	24,2	63	55,9	75	87,5
52	26,9	64	58,5	76	90,1
53	29,5	65	61,1	77	92,8
54	32,1	66	63,8	78	95,4
55	34,8	67	66,4	79	98,0
56	37,4	68	69,0	> 80	98,0

Valeurs accordées au coût du bruit dans les projets de transport en Grande-Bretagne en fonction du niveau d'exposition des ménages (en €2002 par ménage et par an)

Pour des niveaux sonores inférieurs à 45 dB(A), le coût du bruit est considéré comme étant nul. Il est précisé que ces valeurs sont indexées sur la croissance de la consommation finale des ménages. Le bénéfice net (différence entre les coûts en projet et en référence) est calculé et actualisé sur la durée de vie du projet (60 ans) afin de fournir l'indicateur demandé dans l'AST (*present value of the change in noise discounted over the appraisal period*). Il faut noter que, contrairement aux pratiques usuelles en Europe, la *New Approach to Appraisal* n'introduit pas de distinction entre la gêne causée par le bruit du transport routier et celle suscitée par le bruit du transport ferroviaire.

4.2.2 - En Allemagne

Les nuisances sonores font partie des impacts environnementaux qui sont monétarisés et intégrés au bilan socio-économique de projets en Allemagne. La méthode d'évaluation proposée dans le *Guide méthodologique d'évaluation* de 2003 est différente selon que le projet d'infrastructure traverse une zone urbanisée ou non⁴⁶ :

- **en zone urbanisée**, il s'agit d'évaluer le nombre de personnes exposées à des niveaux de bruit supérieurs à 37 dB(A) pendant la période de nuit pour un projet routier (ce seuil est de 42 dB(A) pour un projet ferroviaire) et de monétariser le coût de la gêne subie ;
- **en zone non-urbanisée**, il s'agit d'évaluer le coût de la pose des barrières antibruit nécessaires pour atteindre les objectifs fixés en termes de nuisances sonores, à savoir des seuils maximaux de 59 dB(A) pour les zones protégées ou à usages récréatifs et 64 dB(A) pour les autres zones (une valeur de 62 dB(A) est retenue si l'on ne dispose pas de données sur le type de zones traversées).

⁴⁶ Dans les deux cas, il faut noter que l'évaluation du coût du bruit est mise en œuvre uniquement lorsque la différence entre le niveau sonore en projet et celui en référence est supérieure à 2 dB(A), à 100 mètres du bord de l'infrastructure.

Les valeurs suivantes sont proposées pour la monétarisation :

Coût du bruit	Méthode de détermination employée	Valeur
Coût de la gêne (zone urbanisée)	Evaluation contingente	54,71 €1998/personne exposée/an
Coût d'atteinte des objectifs de réduction du bruit (zone non-urbanisée)	Coûts d'évitement	[310 ; 3680] €1998/m murs nécessaires (dépend de la hauteur nécessaire pour les murs)

Valeurs accordées au coût du bruit dans les projets de transports en Allemagne

La valeur du coût de la gêne a été établie à partir des résultats d'enquêtes de préférences déclarées [III-23]. Il s'agit de la même étude que celle retenue dans le rapport Boiteux pour justifier la majoration de 30 % du coût de la gêne au-delà de 70 dB(A), afin de prendre en compte les effets sanitaires de long terme. Les coûts d'évitement utilisés dans les zones non-urbanisées sont basés sur une étude réalisée par la *Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt*⁴⁷) [III-27].

4.3 - Revue européenne

4.3.1 - Les cartes de bruit stratégiques

Depuis les travaux du groupe Boiteux en 2001, le Parlement européen et le Conseil de l'Union Européenne ont adopté la directive 2002/49/CE relative à l'évaluation et la gestion du bruit dans l'environnement [III-9]. Cette directive, adoptée le 25 juin 2002, impose la réalisation de « cartes de bruit stratégiques » pour les grandes agglomérations (plus de 100 000 habitants) et les grandes infrastructures de transports (TMJA supérieur à 8 200 véhicules/jour pour la route et à 82 trains/jour pour le fer). Celles-ci doivent fournir un diagnostic de l'exposition sonore des populations. La loi transposant cette directive dans le droit français [III-28], adoptée en 2005, a fixé deux échéances pour la réalisation des cartes de bruit stratégiques :

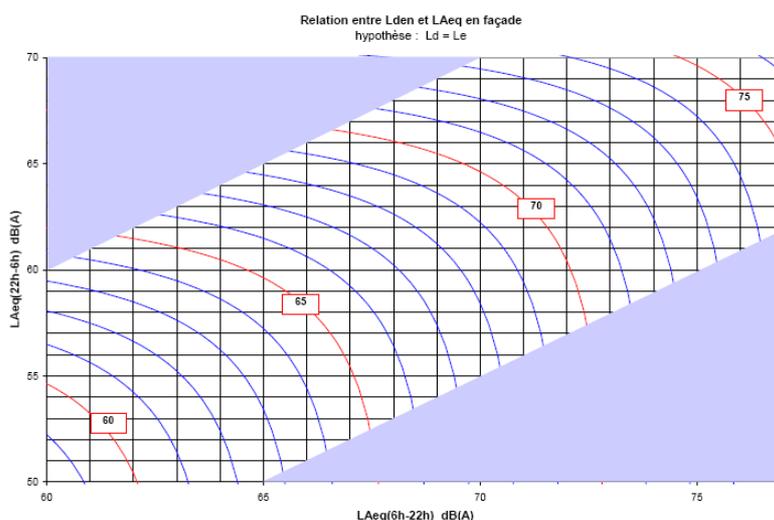
- le 30 juin 2007 pour les agglomérations de plus de 250 000 habitants et pour les infrastructures supportant un trafic supérieur à 16 400 véhicules/jour pour la route et à 164 trains/jour pour le fer ;
- le 30 juin 2012 pour toutes les autres agglomérations et toutes les autres infrastructures de transport visées par la directive.

La réalisation des cartes de bruit stratégiques, outre la production d'éléments graphiques (cartes d'exposition en Lden et en Ln, cartes de dépassement des valeurs limites, cartes d'évolution des niveaux sonores, ...), s'accompagne d'une restitution de données sous forme de tableaux (nombre de personnes vivant dans les bâtiments d'habitation exposés, nombre de bâtiments de santé ou d'enseignement exposés, surfaces exposées à différents niveaux sonores en km²) et d'un résumé non technique présentant les résultats de l'étude et la méthodologie employée pour son élaboration. Ces cartes de bruit stratégiques doivent ensuite servir de base à l'adoption de plans d'actions visant à prévenir ou à réduire les niveaux de bruit (« Plans de Prévention du Bruit dans l'Environnement »). Ces dispositifs (cartes de bruit stratégiques et plans d'actions) seront ensuite révisés tous les cinq ans. Deux guides méthodologiques détaillant la mise en application pratique de cette directive ont été publiés, respectivement par le Sétra pour les infrastructures routières et ferroviaires [III-29] et par le CERTU pour les agglomérations [III-30].

Les indicateurs Lden et Ln retenus dans la directive diffèrent de ceux utilisés habituellement en France, le LAeq(6h-22h) pour le jour et le LAeq(22h-6h) pour la nuit. De plus, le texte de la directive précise que ces

⁴⁷ Il s'agit d'une agence allemande fournissant une expertise au gouvernement fédéral (en particulier les ministères de l'Environnement, de la Santé et des Transports) dans le domaine de l'environnement. Leurs travaux sont disponibles en ligne à l'adresse suivante : <http://www.umweltbundesamt.de/index-e.htm>.

indicateurs sont calculés « sans tenir compte de la dernière réflexion du son sur la façade du bâtiment »⁴⁸, ce qui correspond à une correction de - 3 dB(A) par rapport au niveau sonore réel. Pour le Ln, la correspondance est immédiate : $L_n = LA_{eq}(22h-6h) - 3 \text{ dB(A)}$. Pour le Lden, la conversion nécessite l'utilisation d'abaques :



Relation entre les indicateurs Lden et LAeq (source : Sétra [C29])

L'utilisation des données des cartes de bruit stratégiques pour l'évaluation socio-économique nécessite donc :

- d'utiliser d'autres indicateurs que ceux employés à l'heure actuelle ;
- de disposer de coûts exprimés en fonction de l'indicateur Lden pour monétariser les effets des nuisances sonores à partir des données issues des cartes de bruit stratégiques.

4.3.2 - L'étude HEATCO

L'étude HEATCO propose dans l'annexe E de son livrable 5 (*Derivation of fall-back values for impacts due to noise* [III-31]) des coûts annuels par personne exposée, en fonction du niveau sonore exprimé en Lden⁴⁹. Comme pour la pollution atmosphérique, cette étude a privilégié une approche bottom-up afin de prendre en compte les caractéristiques des véhicules (modes, niveaux de trafic, distribution des vitesses, ...) et les spécificités des sites d'exposition (densité de population, topologie, ...).

Deux scénarii sont modélisés : un scénario de référence et un scénario avec projet. Les dommages causés par les nuisances sonores (effets sur la santé et gêne) sont monétarisés pour chacun de ces scénarii :

- les effets sanitaires, liés à une exposition à long terme, sont évalués à l'aide de fonctions dose-réponse (principalement valables pour des niveaux sonores supérieurs à 70 dB(A)) et monétarisés avec les valorisations proposées par la Commission Européenne⁵⁰ (valeur d'une année de vie perdue, coût d'un jour d'hospitalisation, ...)
- la gêne est estimée à partir des relations proposées par la Commission Européenne et monétarisée selon deux méthodes différentes, à savoir des évaluations contingentes (menées en Allemagne, Hongrie, Norvège, Espagne, Suède et Grande-Bretagne) d'une part et des méthodes de prix hédonistes d'autre part.

La différence des coûts entre les deux scénarii permet de donner le coût des nuisances sonores en fonction du niveau de bruit atteint au voisinage du projet. En valorisant la gêne avec des méthodes différentes, l'étude

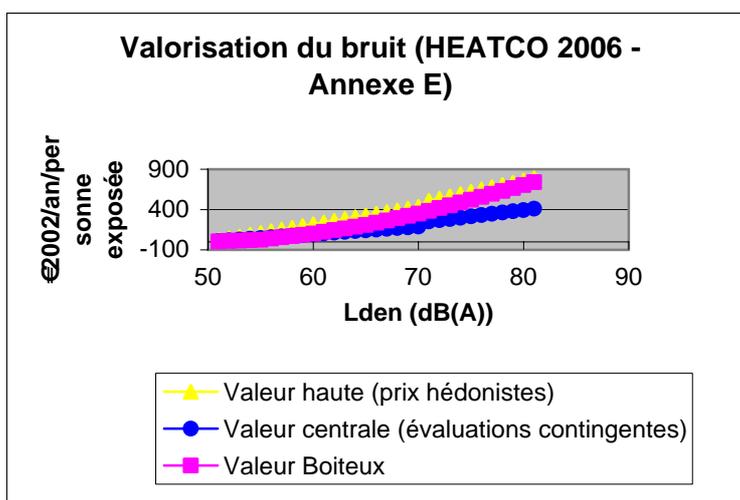
⁴⁸ Les cartes isophones et l'estimation des superficies exposées aux différents niveaux de bruit fixés dans la directive sont réalisées en tenant compte de la réflexion du son (pas de correction de 3 dB(A). Seule l'évaluation du nombre de bâtiments et des populations exposées doit prendre en compte cette réflexion et effectuer une correction de - 3 dB(A) sur les indicateurs mesurés (qui correspondent aux niveaux de bruit réels).

⁴⁹ Il faut noter que les périodes retenues sont différentes de celles utilisées en France (soirée de 19 à 23 h et nuit de 23 à 7 h).

⁵⁰ Ces valorisations sont extraites de la mise à jour de l'étude ExternE, effectuée en 2005 [III-32].

HEATCO peut proposer deux coûts annuels du bruit par personne exposée (en fonction du niveau sonore en Lden) : une valeur centrale basée sur des évaluations contingentes et une valeur haute basée sur la méthode des prix hédonistes.

Ces coûts sont transférés à chaque pays de l'Union Européenne par l'intermédiaire du PIB par habitant du PIB par habitant de l'UE ». Ce transfert permet de disposer de valeurs pour la France et de les comparer aux valeurs proposées dans le rapport Boiteux⁵¹, qui figurent sur le graphique suivant :



Valeurs centrales et valeurs hautes proposées par l'étude HEATCO et comparaison avec es recommandations du rapport Boiteux (en €2002/personne exposée/an)

⁵¹ Les valeurs dites Boiteux qui figurent sur le graphique ont été calculées pour des expositions à un niveau de bruit donné pour les périodes jour ET nuit, en émettant l'hypothèse qu'un ménage est constitué en France de 2,3 personnes (source : INSEE – *Enquêtes annuelles de recensement de 2004 à 2006*).

4.3.3 - Autres études européennes

Plusieurs études européennes autres que le programme HEATCO ont abordé la question de la monétarisation du bruit depuis 2001 et les conclusions du rapport Boiteux. Les principales études aboutissant à des coûts en €/ct/vkm sont résumées dans le tableau suivant :

		UNITE - Deliverable 11 (2003)	INFRAS/IWW (2004)	INFRAS (2008)	DR – Sétra – D4E (2003)	Rapport Boiteux (2001)
Année de base		1998	2000	2000	2000	2003
Coût des nuisances sonores (€/ct/vkm)	Urbain	Jour : [0,22 ; 1,50] Nuit : [0,53 ; 4,50]	0,94	Jour : [0,76 ; 1,85] Nuit : [1,39 ; 3,37]	Autoroutes : 0,02 Routes nationales : 0,06 Routes départementales : 0,05	1,23
	Périurbain			Jour : [0,04 ; 0,12] Nuit : [0,08 ; 0,22]		0,46
	Interurbain	Jour : [0,001 ; 0,12] Nuit : [0,002 ; 0,19]		Jour : [0,01 ; 0,014] Nuit : [0,01 ; 0,03]		0,04
Méthode appliquée		Méthode bottom-up	Méthode top-down	Méthode bottom-up (Impact Pathway Approach)	Coûts d'évitement	Prix hédonistes
Remarques		Mêmes relations dose-réponse que celles utilisées dans HEATCO pour les effets sanitaires.	Une évaluation par une méthode bottom-up a aussi été réalisée ; ses résultats ont été repris dans l'étude INFRAS de 2008.	Cette étude reprend les résultats d'INFRAS/IWW (2004) obtenus par la méthode bottom-up. Les valeurs sont différenciées selon le volume de trafic qui circule (faible ou dense).	Méthode décrite au paragraphe 3.1.2 de ce chapitre.	Ce calcul a été effectué en 2003 par le CERTU dans le cadre des comptes déplacements [III-33].

Coût des nuisances sonores pour les VL (en €/ct/vkm)

		UNITE - Deliverable 11 (2003)	INFRAS/IWW (2004)	INFRAS (2008)	DR – Sétra – D4E (2003)
Année de base		1998	2000	2000	2000
Coût des nuisances sonores (€/vkm)	Urbain	Jour : [7,7 ; 25,8] Nuit : [23,3 ; 78,3]	22,7	Jour : [7 ; 17] Nuit : [12,8 ; 31]	<i>Autoroutes</i> : 0,1 <i>Routes nationales</i> : 0,6 <i>Routes départementales</i> : 0,5
	Périurbain			Jour : [0,4 ; 1,1] Nuit : [0,7 ; 2]	
	Interurbain	Jour : [0,01 ; 3] Nuit : [0,02 ; 5,1]		Jour : [0,06 ; 0,13] Nuit : [0,11 ; 0,23]	
Méthode appliquée		Méthode bottom-up	Méthode top-down	Méthode bottom-up (<i>Impact Pathway Approach</i>)	Coûts d'évitement
Remarques		Mêmes relations dose-réponse que celles utilisées dans HEATCO pour les effets sanitaires.	Une évaluation par une méthode bottom-up a aussi été réalisée et reprise dans l'étude INFRAS (2008).	Résultats obtenus dans INFRAS/IWW (2004) par une méthode bottom-up. Valeurs différenciées selon le volume de trafic qui circule (faible ou dense).	Méthode décrite au paragraphe 3.1.2 de ce chapitre.

Coût des nuisances sonores pour les PL (en €/vkm)

		UNITE - Deliverable 11 (2003)	INFRAS/IWW (2003)	INFRAS (2008)
Année de base		1998	2000	2000
Coût des nuisances sonores (€/vkm)	Urbain/ Périurbain		Jour : [10,4 ; 40,1] Nuit : [34,4 ; 67,7]	Jour : [10,4 ; 101,1] Nuit : [34,4 ; 171,1]
	Interurbain (voyageurs)	Jour : [0,04 ; 5,5] Nuit : [0,03 ; 44,9]	Jour : [1,3 ; 2,6] Nuit : 4,3	Jour : [1,3 ; 2,6] Nuit : 4,3
	Interurbain (marchandises)	Jour : [0,3 ; 22,0] Nuit : [0,6 ; 10,0]	Jour : [2,6 ; 5,0] Nuit : 8,5	Jour : [2,6 ; 5,0] Nuit : 8,5
Méthode appliquée		Méthode bottom-up	Méthode bottom-up	Méthode bottom-up (<i>Impact Pathway Approach</i>)
Remarques		Mêmes relations dose-réponse que celles utilisées dans HEATCO pour les effets sanitaires.	Etude sur le coût du bruit ferroviaire uniquement. Une autre étude plus générale a été réalisée en 2004 par INFRAS/IWW.	Résultats obtenus dans INFRAS/IWW (2003 et 2004) par une méthode bottom-up. Valeurs différenciées selon le volume de trafic qui circule (faible ou dense).

Coût des nuisances sonores pour le transport ferroviaire (en €/vkm)

Cette revue des principales études européennes ayant été publiées depuis le rapport Boiteux de 2001 amène plusieurs remarques :

- il existe une distinction des coûts du bruit pour les VL selon la période, avec des valeurs en général deux à trois fois plus élevées la nuit que le jour ;
- les valeurs recommandées dans le rapport Boiteux et ramenées en coûts par vkm (calcul du CERTU, disponible pour les VL, mais aussi pour les deux-roues, les bus et les tramways) se situent dans la fourchette des valeurs relevées à l'échelle européenne ;
- les valeurs proposées par la DR, le Sétra et la D4E sont très inférieures aux valeurs minimales relevées à l'échelle européenne.

4 - Tests de sensibilité

L'analyse de la méthode française de la monétarisation des nuisances sonores et sa mise en perspective par rapport aux pratiques à l'étranger permet d'imaginer plusieurs scénarios de valorisation de cette externalité dans le bilan socio-économique. Il faut rappeler que le bruit n'est actuellement pas intégré au calcul (scénario 0). Ce paragraphe décrit deux scénarios encadrant le coût qui pourrait lui être attribué dans le bilan socio-économique et analyse leurs effets pour le cas du contournement d'Arles.

4.4 - Les différents scénarii à tester

4.4.1 - Scénario 1 : valeurs du bruit recommandées par la DR, le Sétra et la D4E

Le premier scénario consiste à intégrer le coût du bruit dans le bilan socio-économique, à partir de valeurs de références françaises déjà existantes. A ce titre, le rapport *Couverture des coûts des infrastructures routières*, présenté au paragraphe 3.1.2, présente l'avantage de proposer des coûts en vkm. Ces valeurs permettent une intégration simplifiée au bilan socio-économique, par l'intermédiaire des trafics. Les valeurs suivantes ont été retenues pour la simulation :

Types de véhicules	Coût du bruit (en €ct2000/vkm)
PL	0,6
VL	0,06

Coût du bruit pris dans le scénario 1 (en €2000ct/km)

Il s'agit des coûts les plus élevés proposés dans le rapport. Bien qu'ils soient applicables sur routes nationales et que le contournement d'Arles soit une section autoroutière, ces coûts permettront de tester la sensibilité du bilan socio-économique à l'introduction d'une valeur haute de l'avantage de bruit, selon des recommandations déjà existantes au sein du MEEDDM.

Comme le rapport Boiteux le recommande, ces valeurs sont indexées sur le taux de croissance du PIB.

4.4.2 - Scénario 2 : application des recommandations de l'étude HEATCO

Le Séttra a réalisé en 2008 une évaluation du coût du bruit à partir des données de cartes de bruit stratégiques. Cette évaluation a été réalisée pour l'autoroute A8 en traversée des Alpes-Maritimes, à l'aide des données fournies par la société concessionnaire ESCOTA :

- les cartes de bruit stratégiques pour la journée et la nuit ;
- les populations exposées aux différents niveaux de bruit, exprimés en Lden (exposition sur une journée) et en Ln (exposition de nuit).

Il faut noter que ces dernières sont distinguées selon deux catégories : les populations exposées dans l'agglomération niçoise et les populations exposées hors agglomération. Dans la suite, ces deux types de milieux traversés par l'A8 seront simplement qualifiés de « urbain » et « interurbain ».

A partir des coûts en 2002 € par personne exposée par an (en fonction du Lden) proposés dans l'étude HEATCO, il est possible de donner un coût annuel global du bruit pour les sections urbaines et interurbaines définies précédemment. Ce coût est ensuite divisé par le trafic équivalent annuel (égal au trafic_VL + 4*trafic_PL⁵²) pour obtenir des valeurs en €/ct2002/VL.km. Les valeurs pour les PL sont déduites en multipliant ces dernières par 4. Les valorisations du bruit suivantes sont obtenues, en €/ct2002/vkm :

Types de véhicules	Urbain	Interurbain
PL	8,1	2,3
VL	2,0	0,6

Coût du bruit pris dans le scénario 2 (en €/2000ct/km)

Ces valeurs ont été établies sur un exemple précis (traversée des Alpes-Maritimes par l'autoroute A8) et leur transfert sur l'exemple du contournement autoroutier d'Arles peut être critiqué, notamment du fait de la différence de densités entre les zones traversées. Il faut rappeler que le coût du bruit dépend fortement de la densité de la zone traversée. Ce transfert permet toutefois de fournir une estimation de la valeur maximale de l'avantage de bruit pouvant être espérée dans le bilan socio-économique du contournement d'Arles, ce qui est le principal objectif des tests de sensibilité réalisés.

Il faut ajouter que, comme pour le scénario précédent, les valeurs proposées pour ce test sont indexées sur le taux de croissance du PIB.

⁵² Un coefficient d'équivalence sonore de 4 entre le bruit des VL et celui des PL a été utilisé (recommandations spécifiques à l'étude réalisée en 2008 par le Séttra). Un coefficient supérieur aurait pu être appliqué (compris entre 4 et 10 environ).

4.5 - Résultats et conclusions

4.5.1 - Somme actualisée des avantages de bruit sur la durée de vie du projet

La différence des coûts dus aux nuisances sonores entre les situations de référence et avec projet donne la somme actualisée des avantages, calculée sur la durée de vie de l'infrastructure. Cette somme a été actualisée pour l'année 2004 et différenciée selon le type de véhicules ; les résultats sont présentés dans le tableau suivant :

Scénarii	Avantages VL	Avantages PL	Avantages VL+PL
Scénario 0 Bilan socio-économique actuel	0	0	0
Scénario 1 Valeurs DGR-Sétra-D4E	- 0,06	0,24	0,18
Scénario 2 Valeurs HEATCO	3,4	10,0	13,4

Somme actualisée des avantages de bruit (en millions d'€2000) sur une période de 50 ans

Les avantages de bruit calculés avec les valeurs proposées par la DGR, le Sétra et la D4E en 2003 (scénario 1) sont inférieurs au million d'€2000, ce qui est insignifiant par rapport aux autres avantages monétarisés dans le bilan socio-économique. A titre de comparaison, les avantages de pollution atmosphérique sont de 24,6 millions d'€2000 et ceux accordés aux gains de temps dépassent les 500 millions d'€2000 pour une valeur du temps de 13,41 €/h (ils sont supérieurs au milliard d'€2000 pour une valeur du temps de 23 €/h).

4.5.2 - Poids monétaire des nuisances sonores dans l'avantage global du projet

Le poids monétaire du bruit au sein de l'avantage global de l'évaluation économique est renseigné pour chaque scénario dans les tableaux ci-dessous :

Scénarii	Avantage net global (somme des valeurs absolues)	Avantages bruit	Poids dans l'avantage global
Scénario 0 Bilan socio-économique actuel	1340,5	0	0 %
Scénario 1 Valeurs DGR-Sétra-D4E	1340,7	0,18	0,01 %
Scénario 2 Valeurs HEATCO	1353,9	13,4	1,0 %

Poids monétaire du bruit au sein de l'avantage global (somme des valeurs absolues)

En sommant les valeurs absolues des avantages, il est possible d'apprécier le poids de l'externalité "bruit" sur le cumul des avantages :

- l'introduction des coûts d'évitement proposés en 2003 par la DGR, le Sétra et la D4E (scénario 1) est quasiment équivalent à la pratique actuelle de considérer comme nul l'avantage de bruit dans le bilan socio-économique (il représente seulement 0,01 % de l'avantage global avec ce scénario) ;
- le test avec les valeurs hautes (scénario 2) amène à un avantage de bruit plus élevé (1 % de l'avantage global) mais restant marginal dans le bilan socio-économique.

Une nouvelle comparaison a été effectuée avec une valeur du temps plus faible (13,41 €/h pour les VL, correspondant à la valeur du temps normalisée pour un calcul économique réalisé sur des OD dont la distance est comprise entre 20 et 50 km, contre 23 €/h précédemment) :

Scénarii	Avantage net global (somme des valeurs absolues)	Avantages bruit	Poids dans l'avantage global
Scénario 0 Bilan socio-économique actuel	900,3	0	0 %
Scénario 1 Valeurs DGR-Sétra-D4E	900,5	0,18	0,02 %
Scénario 2 Valeurs HEATCO	913,7	13,4	1,5 %

Poids monétaire du bruit au sein de l'avantage global (somme des valeurs absolues)

Avec cette valeur du temps de 13,41 €/h, contre 23 €/h dans la comparaison précédente, le poids monétaire du bruit augmente légèrement mais il reste marginal (scénario 2) voire nul (scénario 1).

Il faut noter que les deux tests effectués dans le cadre du scénario 2 ont permis de donner au bruit un poids monétaire du même ordre que celui qui est accordé à la pollution atmosphérique et à l'effet de serre en suivant les recommandations de l'Instruction cadre sur cet exemple de projet.

4.5.3 - Conclusions

Les plus hautes valorisations du bruit identifiées dans la littérature ne permettent pas de donner à cette nuisance un poids monétaire significatif dans le bilan socio-économique ; ce poids est même marginal, avec une part inférieure à 2 % de l'avantage global. Il est du même ordre de grandeur que le poids monétaire accordé à l'heure actuelle aux externalités environnementales intégrées dans le bilan socio-économique (pollution de l'air et effet de serre).

Les coûts d'évitement proposés par la DGR, le Sétra et la D4E, qui sont les seules valeurs françaises pouvant être facilement utilisées à l'heure actuelle pour l'évaluation de projet (coûts en vkm), aboutissent à des avantages de bruit n'ayant aucun poids dans le bilan socio-économique.

5 - Conclusions

Cité comme la principale nuisance due au transport ressentie au domicile, le bruit doit faire partie des avantages attribués aux riverains dans le bilan socio-économique des projets d'infrastructures de transport, au même titre que la pollution de l'air. **Il existe actuellement des valorisations, proposées dans le rapport Boiteux et reprises dans l'Instruction cadre, mais celles-ci ne sont pas appliquées.** Pour l'acceptabilité des projets d'infrastructures de transport auprès du public, il n'est plus possible de continuer à considérer le poids monétaire du bruit comme nul : celui-ci doit refléter le coût social de cette nuisance. **Il faut donc s'orienter vers des méthodes de monétarisation plus simples à mettre en œuvre.**

La revue bibliographique menée au cours de cette étude a mis en avant l'utilisation privilégiée des coûts en €/vkm ou en €/train.km (UNITE et INFRAS/IWW par exemple). Bien que ces valeurs puissent être sujettes à discussion (le coût marginal du bruit n'est pas égal à son coût moyen), elles permettent une intégration des avantages de bruit au bilan socio-économique par l'intermédiaire des prévisions de trafic. L'étude DR – Sétra – D4E de 2003 (*Couverture des coûts des infrastructures routières*) propose des valeurs sous ce format, mais celles-ci sont différenciées uniquement selon le type de section empruntée, sans prendre en compte la densité du milieu traversé. **Il faut rappeler que le coût de la gêne et des effets sanitaires occasionnés par le bruit dépend très fortement du nombre de personnes exposées ; il est donc impératif d'intégrer cet aspect aux valeurs proposées pour le coût du bruit via une distinction selon le type de milieux traversés** (du type de celle utilisée pour la pollution atmosphérique : urbain dense/urbain diffus/rural).

La mise en application de la directive 2002/49/CE permet de disposer d'un volume d'informations conséquent sur le bruit causé par les infrastructures de transport (cartes de bruit stratégiques). **Le Sétra propose d'exploiter les données de ces cartes de bruit stratégiques pour estimer, de façon plus représentative que dans l'étude DR – Sétra – D4E de 2003, un coût du bruit par type de sections et par type de milieux traversés. La monétarisation de l'exposition peut, dans un premier temps, être réalisée à partir des coûts annuels par personne exposée (en €/personne/dB(A)) proposés dans l'étude HEATCO.** Dans un deuxième temps, ces coûts pourraient être déterminés spécifiquement pour la France, grâce à une enquête nationale sur le bruit⁵³. La dernière enquête de ce type a été menée en 1986-1987 [III-35] et doit être actualisée pour proposer d'éventuelles nouvelles valeurs de références françaises pour le bruit. Ce travail doit compléter celui réalisé en 2005-2006 par l'INRETS en proposant des indicateurs de gêne en fonction du niveau d'exposition au bruit.

Il est probable que la prise en compte du bruit dans le bilan socio-économique ne reflète que partiellement le coût de cette gêne. L'approche réglementaire (prévention et le rattrapage des « points noirs » de bruit, loi de 1992 relative à la lutte contre le bruit) semble, dans ce cas, être la plus adaptée pour améliorer la prise en compte de cette nuisance, par une internalisation des coûts du bruit dans les dépenses de construction des infrastructures. Cette approche doit venir en complément de l'évaluation socio-économique, tout en évitant les doubles-comptes.

⁵³ Des valeurs en €/personne exposée spécifiques à la France ont récemment été proposées dans un article [III-34]. Celles-ci sont différenciées en fonction de la gêne, mais de façon qualitative (deux catégories de personnes : "gêne moyenne" et "gêne extrême") plutôt que quantitative (niveau d'exposition au bruit).

Chapitre IV

Internalisation du coût des émissions de Gaz à Effet de Serre (GES)

Le secteur des transports est un des principaux émetteurs de gaz à effet de serre à l'échelle mondiale, avec des rejets de dioxyde de carbone CO₂ (combustion des énergies fossiles), de méthane CH₄ (exploitations de pétrole et de gaz), d'ozone O₃ (polluant secondaire formé par réaction entre polluants émis par le secteur des transports), d'halocarbures (appareils de climatisation), ...

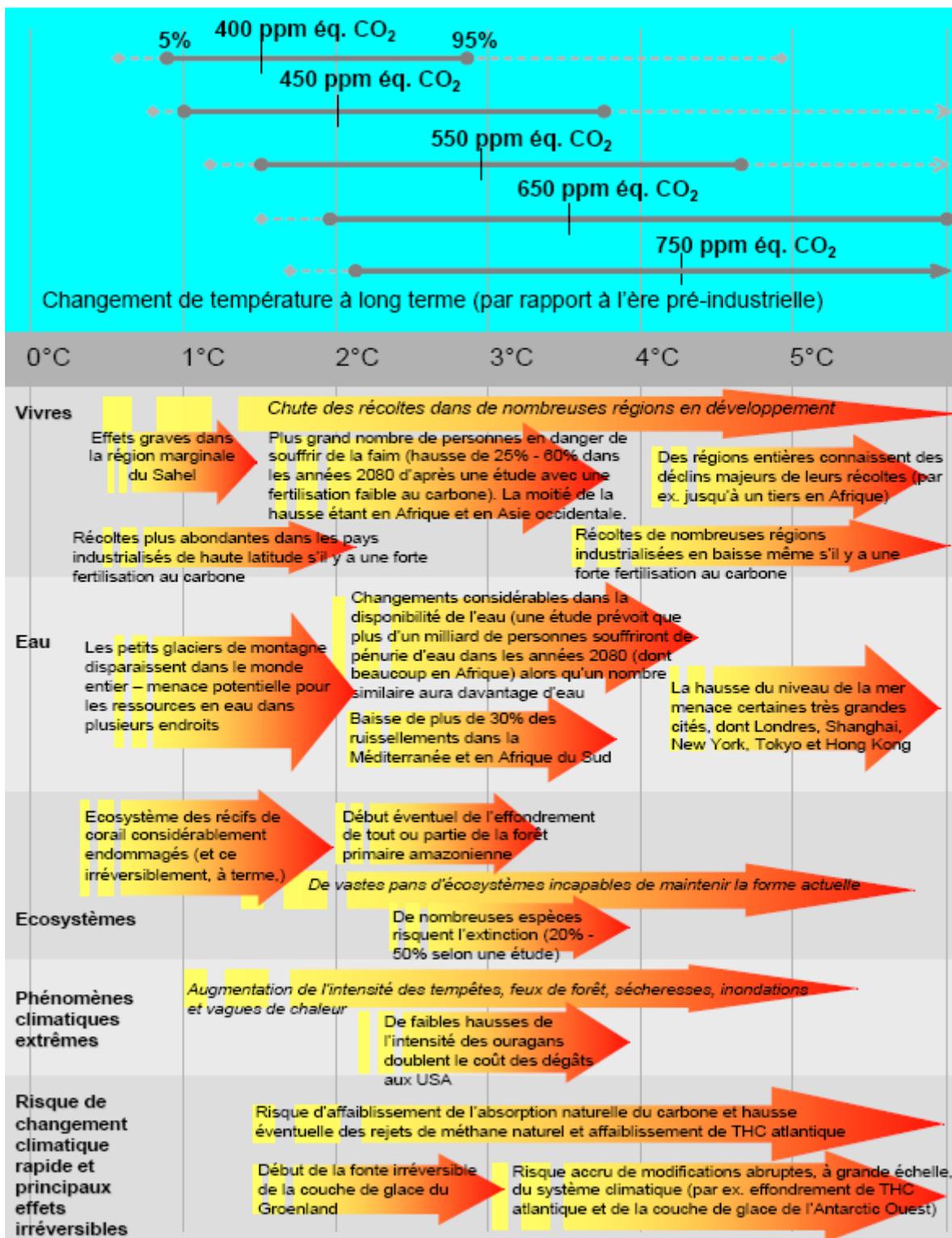
1 - Effets des émissions de GES

De récentes études scientifiques⁵⁴ sont parvenues à établir un lien entre les émissions anthropiques de GES et les changements climatiques. Ces derniers sont liés aux modifications des distributions de température observées sur le long terme, qui sont en partie une conséquence de l'augmentation des concentrations en GES dans l'atmosphère. Bien que ces différents phénomènes soient aujourd'hui connus et maîtrisés, les relations qui existent entre eux sont complexes et restent difficiles à établir pour différentes raisons :

- l'échelle d'observation des effets est planétaire : quel que soit leur point d'émission, les GES sont stockés dans l'atmosphère et participent à une hausse globale des températures ;
- les effets des émissions de GES sont généralement observables à long terme et doivent donc être anticipés ;
- l'intensité des effets reste incertaine, notamment pour les plus fortes hausses de température (catastrophes et événements climatiques brutaux).

Afin d'intégrer ces divers facteurs d'incertitudes, les descriptions des effets attendus suite à une augmentation des émissions de GES se font en fonction de fourchettes de probabilité de hausses de température moyenne :

⁵⁴ On peut citer en particulier les travaux du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), qui a rendu son quatrième rapport d'expertise en 2007 [IV-1, IV-2, IV-3], ou la revue effectuée par Nicholas Stern en 2006 [IV-4]. Le détail de ces études sera donné plus bas (cf. paragraphe 3.2 de ce chapitre).



Niveaux de stabilisation des concentrations en GES (en ppm éq. CO₂), fourchettes de probabilité de hausse de température et effets potentiels associés (source : GIEC [IV-2])

Les niveaux de concentration sont ici donnés en ppm éq. CO₂ (parfois appelés aussi ppme). Une partie par million (ppm) représente un rapport d'un millionième, soit un centimètre cube par mètre cube d'air. La concentration de CO₂ dans l'atmosphère est de 379 ppm en 2005. Le ppm éq. CO₂ prend en compte le pouvoir de réchauffement global des différents GES émis.

Sur la base de ces différents travaux, l'OMS a publié une étude sur les risques sanitaires liés au changement climatique (nombre d'années de vie perdues et décès) [IV-5]. Elle fournit des estimations du nombre de morts et

de personnes souffrant des effets du changement climatique sur la santé (malnutrition, diarrhées, malaria, ...) dans chaque région du monde⁵⁵.

Les effets du changement climatique ont des cibles variées (ressources en eau, alimentation, biodiversité, ...), avec des intensités variables selon le niveau de concentration en GES dans l'atmosphère. Des questions restent en suspens sur ce dernier point, notamment pour les conséquences d'un important réchauffement (augmentation de température supérieure ou égale à 4°C) [IV-2] :

- l'ampleur des effets d'une augmentation de 4 à 5°C des températures reste très incertain en l'état actuel des connaissances ;
- les modèles climatiques utilisés aujourd'hui ne peuvent pas prévoir les effets d'une hausse de plus de 5°C des températures.

2 - Méthodes de valorisation

Le coût de l'effet de serre est calculé à partir du prix de la tonne de carbone et :

- des émissions de GES générées par les différents types de véhicules pour le calcul d'un coût marginal de l'effet de serre ;
- des émissions de GES générées par le secteur des transports dans son ensemble, pour le calcul d'un coût moyen (après désagrégation par type de véhicules).

Il existe deux méthodes pour évaluer le prix de la tonne de carbone : le coût social des dommages dus aux émissions de GES (approche coûts/avantages) et le coût d'abattement ou d'atténuation des émissions de GES (approche coûts/efficacité).

2.1 - Quelques éléments de cadrage

2.1.1 - Pouvoir de réchauffement global et équivalent carbone

L'internalisation du coût de l'effet de serre est basée sur le prix d'une tonne de carbone. Ce prix peut concerner les seules émissions de carbone ou englober tous les GES émis par le secteur des transports via une conversion en équivalent carbone.

Les différents GES n'ont en effet pas la même puissance radiative et n'apportent donc pas la même contribution à l'effet de serre, à quantité émise égale. Afin de pouvoir comparer ces GES, un « Pouvoir de Réchauffement Global » (PRG) est calculé. Ce PRG est une estimation de la contribution d'un GES au réchauffement climatique par rapport à la contribution du CO₂ (à quantité émise égale) sur une période de temps fixée, en général un siècle. Il permet de donner un « équivalent CO₂ » pour chaque GES. A titre d'exemple, pour les GES émis dans le secteur des transports (pour un horizon de temps de 100 ans) :

- un kilogramme de CH₄ émis correspond à 25 kg de CO₂ ;
- un kilogramme de N₂O a un équivalent CO₂ de 298 kg.

Cette comparaison peut aussi être faite à l'aide d'un « équivalent carbone », qui prend en compte le seul carbone résultant de la combustion des hydrocarbures et non pas le dioxyde de carbone (qui produit de la vapeur d'eau par réaction avec l'hydrogène). Cette conversion est basée sur le rapport entre un atome de carbone et une molécule de dioxyde de carbone, à savoir 3/11.

⁵⁵ Une étude suédoise sur les impacts sanitaires de la route, en particulier ceux liés au changement climatique, a été publiée en 2009. Elle se base sur les conclusions de l'OMS et fournit un coût des effets sur la santé (morbidité et mortalité) liés aux émissions de GES produites par le secteur des transports suédois. Cette étude met notamment en avant la question de l'équité et de la répartition de ces coûts sur les populations du monde entier, en particulier les plus pauvres (Afrique et Asie du Sud-Est). Ayant eu connaissance de cette étude tardivement, celle-ci n'est pas détaillée dans le rapport ; ces références sont toutefois indiquées dans la bibliographie [VI-6].

2.1.2 - Une valeur du carbone unique

D'un point de vue économique, la valeur de la tonne de carbone doit être unique afin d'être efficace, quelle que soit la méthode de valorisation retenue :

- les dommages résultant de l'émission d'une tonne de carbone sont les mêmes quels que soient le lieu et le secteur d'émission (transport, industrie, ...);
- si deux agents économiques ont des coûts d'abattement des émissions de GES différents alors l'agent ayant le coût le plus élevé transfère son effort de réduction vers celui ayant le coût le moins élevé, assurant un effort global de réduction inchangé pour un coût d'abattement minimum. Ce coût minimum est la valeur implicite donnée au carbone.

2.2 - Approche coûts/avantages par le coût social des dommages du changement climatique

L'estimation du coût social des dommages consiste à évaluer le coût des dommages pour les générations futures de l'émission d'une tonne de carbone aujourd'hui. Cette méthode d'estimation relève de l'approche coûts/avantages.

2.2.1 - Description de la méthode d'évaluation

Il s'agit dans un premier temps de modéliser l'évolution des concentrations de GES dans l'atmosphère à l'aide d'outils de modélisation climatologiques et économiques. Ces outils prennent en compte les contraintes extérieures pesant sur les émissions de GES (activités économiques et notamment l'industrie, progrès technique, coopération internationale). En raison de la sensibilité du résultat à ces contraintes, plusieurs scénarii contrastés sont mis au point afin d'intégrer :

- **l'incertitude sur le progrès technique** (innovation et diffusion), notamment après 2030, qui est l'un des principaux déterminants de l'évolution des concentrations de GES. Cette incertitude repose en partie sur la vision du progrès technique dans un modèle économique, qui peut être soit exogène (le progrès technique est indépendant de l'activité économique), soit endogène (le progrès technique est le résultat d'investissements, d'efforts de recherche et développement et de diffusion) ;
- **l'incertitude sur le degré de coopération internationale**, qui dépend des relations entre pays et de la volonté de lutte contre le changement climatique. Cette incertitude sur le contexte politique est amenée à évoluer avec les avancées de la connaissance scientifique (le décalage temporel entre ces avancées et la prise de décisions politiques peut toutefois être important).

Cette modélisation avec élaboration de scénarii débouche sur des intervalles de concentration en GES dans l'atmosphère à un horizon donné. La deuxième étape de l'évaluation du coût d'une tonne de carbone par cette approche coûts/avantages consiste à associer aux niveaux de concentration modélisés les hausses de température moyenne et les effets potentiels qu'ils pourraient entraîner, puis à valoriser ces effets en utilisant des méthodes de monétarisation classiques :

- l'estimation des pertes (pertes agricoles, pertes foncières, ...);
- les préférences déclarées (détérioration de la qualité de vie, ...);
- les préférences révélées par l'observation des prix du marché (protection des côtes, construction de bâtiments à « énergie positive », ...).

Cette deuxième étape de calcul du coût social des dommages amène deux types d'incertitudes :

- **des incertitudes sur les prévisions des changements liés au réchauffement climatique** : certains impacts prévus restent aujourd'hui incertains (régions menacées par la montée du niveau des eaux, pertes irréversibles, changements brusques, ...) et sont écartés du calcul ;

- **des incertitudes sur la monétarisation** : des préjudices, identifiés comme conséquences potentielles des émissions de GES, sont très difficilement valorisables (régions menacées par la montée du niveau des eaux, modification de la circulation thermohaline⁵⁶, ...).

2.2.2 - Avantages et inconvénients de l'approche par le coût des dommages

L'estimation de la valeur d'une tonne de carbone par la méthode du coût social des dommages présente l'avantage de fournir un ordre de grandeur de la valeur du préjudice qui sera subi suite au changement climatique. Cette estimation intéresse en particulier les assureurs (estimation de la valeur des dommages que leurs assurés pourraient subir dans le futur, internalisation de certains effets du changement climatique). Toutefois, cette méthode est sensible à certains paramètres cités auparavant, qui restent difficiles à déterminer et qui introduisent donc des incertitudes dans l'évaluation :

- les différentes relations entre évolution des niveaux de concentration de GES et hausses des températures, ainsi que les dommages potentiels de ce réchauffement climatique, sont basées sur des travaux de modélisation qui doivent être améliorés et continuer à bénéficier des apports de la recherche scientifique sur l'effet de serre et le changement climatique ;
- le taux d'actualisation est le paramètre qui est censé assurer une répartition équitable du coût des dommages entre les générations présentes et futures (générations dont le niveau de richesse sera plus élevé et pour lesquelles l'effort économique à consentir sera moins élevé) : au plus ce taux est élevé, au moins le coût des émissions est valorisé dans le futur et au plus l'effort de réduction des émissions est reporté sur les générations futures.

Il faut ajouter que le signal-prix donné par cette approche n'est pas incitatif à une réduction des émissions. En effet, le coût social des dommages générés par une tonne de carbone diminue avec le durcissement du niveau de contraintes sur les émissions, puisque ce dernier permet de réduire les dommages. Ainsi, au plus les objectifs de réduction des émissions sont élevés, au plus la valeur de la tonne de carbone (coût des dommages) est faible.

2.3 - Approche coûts/efficacité par le coût d'abattement (ou d'atténuation) des émissions de GES

Le coût d'abattement des émissions de GES correspond au coût minimum à consentir pour réduire ces émissions à un niveau fixé *ex ante* par les pouvoirs publics. Cette méthode de valorisation relève de l'approche coûts/efficacité. L'objectif de réduction pris en compte pour cette approche peut être :

- **national** : la loi du 3 août 2009 relative à la mise en oeuvre du Grenelle de l'environnement fixe un objectif de réduction de 20% des émissions de GES horizon 2020 ;
- **européen** : un objectif de réduction de 20% des émissions par rapport à 1990 a été fixé par le Conseil européen pour 2020 (30% en cas d'engagements d'autres pays hors UE) ;
- **mondial** : le protocole de Kyoto, entré en vigueur en 2005, donne des engagements par pays, avec un objectif de réduction global de 5,2 % pour l'ensemble des pays ayant ratifié le traité.

L'évaluation du coût d'abattement consiste à définir dans le temps la trajectoire de la valeur de la tonne de carbone à retenir pour atteindre cet objectif. Il faut noter que, en utilisant cette méthode, la valeur de la tonne de carbone augmente quand le volume global des émissions diminue car l'effort de réduction devient plus important. Cette évolution s'oppose à celle obtenue avec l'approche par le coût des dommages, où la valeur de la tonne de carbone diminue quand le volume global des émissions (et par conséquent les dommages qu'elles occasionnent) est en baisse.

⁵⁶ La circulation thermohaline est la circulation permanente à grande échelle de l'eau des océans, engendrée par des écarts de température et de salinité des masses d'eau.

2.3.1 - Description de la méthode d'évaluation

L'estimation du coût d'abattement des émissions de GES nécessite l'utilisation de modèles technico-économiques (POLES, MARKAL France, ...) et/ou macroéconomiques (GEMINI-E3, DICE, ...). Ces modèles fournissent le signal-prix optimal à suivre au cours du temps pour atteindre les objectifs fixés, en fonction des hypothèses retenues pour décrire le contexte économique (évolution de la croissance, comportement des agents économiques, ...) et technique (choix des investissements, progrès technologique, ...). L'utilisation des modèles a l'avantage de :

- traduire une valeur du carbone à partir des contraintes fixées sur les émissions, intégrant les effets potentiels à long terme d'une augmentation des concentrations dans l'atmosphère (couplage des modèles) ;
- exploiter des données existantes à l'échelle mondiale, telles que des projections démographiques, des prévisions de croissance économique et des perspectives d'évolutions du secteur énergétique ;
- mettre en avant le rôle prépondérant joué par le progrès technique (innovation technologique et diffusion) et la mise en place de mécanismes de flexibilité (mise en place de systèmes de permis négociables, mécanismes de développement propre, application conjointe) dans l'évolution des émissions de GES.

Ce dernier point met en avant la sensibilité de la simulation vis-à-vis de ces paramètres. Cette influence s'explique par l'impact que le progrès technique et/ou la mise en place de mécanismes de flexibilité peuvent avoir sur le niveau de contrainte : au plus ce dernier est important, au plus le coût d'abattement des émissions de GES est élevé. A ces facteurs déterminants de la trajectoire de la valeur du carbone peuvent être ajoutés :

- le degré de coopération internationale (nombre de pays participant à l'effort de réduction des émissions de GES), qui permet de moduler le niveau de contrainte via les mécanismes de flexibilité ;
- les GES pris en compte dans la politique de lutte contre le changement climatique (limités au seul CO₂ ou à l'ensemble des GES).

2.3.2 - Coûts d'abattement sectoriel

Il faut ajouter que le calcul de la valeur du carbone peut être effectué par une méthode des coûts d'abattement sectoriels, par opposition au calcul par le coût d'abattement global. Cette méthode des coûts d'abattement sectoriels est basée sur des objectifs de réduction et des efforts spécifiques pour chaque secteur émetteur de GES (bâtiment, transport, ...), plus (resp. moins) contraignant que des objectifs et efforts globaux et fournissant donc une valeur du carbone supérieure (resp. inférieure) à celle obtenue par la méthode globale⁵⁷.

2.4 - Le choix de la règle d'évolution

Les différents modèles permettent de donner une valeur de la tonne de carbone à une date donnée (2030 par exemple). Il s'agit ensuite de fournir une évolution de cette valeur dans le temps. Pour se faire, il est possible soit d'utiliser des modèles « dynamiques », c'est-à-dire fournissant une trajectoire des valeurs dans le temps (en pratique on se contente de calculer la valeur à différents horizons), soit de fixer une règle d'évolution de la valeur déterminée à un horizon donné (résultat d'un compromis).

Dans ce second cas, en considérant que la préservation du climat est conditionnée par un niveau de concentration de GES dans l'atmosphère fixée, la capacité de la planète à supporter des émissions de carbone est assimilable à une ressource rare (émissions limitées afin de ne pas dépasser le plafond fixé). Une règle de Hotelling⁵⁸ peut alors être appliquée afin que l'actualisation « n'écrase » pas la valeur du carbone au cours du temps, ce qui montre que l'effort d'abattement doit être réparti dans le temps, si possible de façon optimale. Cette règle de Hotelling est toutefois amendée afin de prendre en compte la spécificité des émissions de

⁵⁷ Le coût d'abattement des émissions de GES est par exemple plus élevé dans le secteur des transports que dans celui du bâtiment (pour atteindre un niveau d'émission équivalent).

⁵⁸ D'après la règle de Hotelling, le prix d'une ressource naturelle non renouvelable dont les réserves sont connues au départ doit croître à un taux égal au taux d'actualisation. Le prix de la ressource excède ainsi son coût d'extraction et incorpore une rente de rareté qui reflète le caractère épuisable de la ressource.

carbone. Un arbitrage est nécessaire, entre un taux de croissance inférieur au taux d'actualisation (prise en compte du phénomène d'absorption naturelle du carbone) ou un taux de croissance supérieur (prise en compte de l'incertitude, principe de précaution).

3 - Résultats d'études internationales de valorisation des coûts de l'effet de serre

3.1 - État des lieux en France

3.1.1 - Les conclusions du groupe Boiteux (2001)

Le groupe de travail présidé par Marcel Boiteux a retenu une approche de type coûts/efficacité pour monétariser la tonne de carbone. Les engagements pris par la France à la suite de la ratification du protocole de Kyoto, à savoir la stabilisation des émissions de GES au niveau de 1990 à l'horizon 2008-2012, ont été définis comme l'objectif à atteindre.

La trajectoire de la valeur du carbone proposée par le groupe Boiteux n'est pas le résultat de simulations : il s'agit d'un consensus trouvé par les différents acteurs impliqués dans la définition de cette valeur. Cette trajectoire est censée refléter un scénario dans lequel le monde est supposé recourir aux mécanismes de flexibilité (participation effective d'un plus grand nombre de pays, extension du système de permis d'émissions négociables, mécanismes de développement propre) et continue à exploiter l'énergie nucléaire.

Il a proposé en conclusion de ses travaux quatre recommandations :

- retenir une valeur tutélaire de 27 €2000 la tonne de CO₂, soit 100 €2000 la tonne de carbone entre 2000 et 2010 : cette valeur est un peu plus élevée que celle de 76 € proposée en 2000 dans le programme national de lutte contre le changement climatique⁵⁹, afin de tenir compte de la durée de vie des infrastructures de transport (et des émissions de carbone qu'elles génèrent) qui va au-delà de 2012 ;
- faire croître la valeur recommandée au taux de 3 % par an après 2010 : cette règle d'évolution est le résultat d'un compromis entre les sceptiques sur la coopération internationale d'une part (proposant une croissance de 5% par an) et les optimistes sur la mise en place de mécanismes de flexibilité et le progrès technologique d'autre part (recommandant une croissance du prix du carbone de 4 %, diminuée de 2 % par l'effet du progrès) ;
- réviser régulièrement la valeur tutélaire du carbone en fonction des évolutions politiques (taxation du carbone, mise en place de systèmes de permis d'émissions négociables) ou économiques (prix du pétrole) ;
- passer en revue les études existantes et en mener de nouvelles sur le prix du carbone et son évolution dans le temps.

La règle d'évolution de 3% retenue est inférieure au taux d'actualisation de l'époque, fixé à 8 %. La valeur de la tonne de carbone avait donc tendance à diminuer au cours du temps (en valeur courante). Le taux d'actualisation ayant été révisé en 2005 (groupe de travail du Commissariat Général du Plan, présidé par Daniel Lebègue) et porté à 4%⁶⁰, cette valeur de la tonne de carbone continue à baisser jusqu'en 2055 (en valeur courante), mais reste stable au-delà (application d'une règle de Hotelling stricte à long terme : la valeur de la tonne de carbone croît comme le taux d'actualisation, à 3%).

⁵⁹ Cette valeur a été proposée par la Mission interministérielle de l'effet de serre, sur la base d'un baril à 24 \$ en 2010 d'une parité euro-dollar de 0,75 € pour 1 \$ [IV-7].

⁶⁰ Il faut rappeler que ce taux est décroissant à long terme : il est de 3,5 % à partir de 2035 et de 3 % après 2055.

3.1.2 - Rapport du Centre d'Analyse Stratégique (CAS) sur la valeur tutélaire du carbone

Sur proposition du MEEDDAT, le Premier Ministre a demandé en 2008 de mettre à jour la valeur tutélaire du carbone jusque là utilisée, fixée en 2001 par la commission présidée par Marcel Boiteux. Ce travail, mené par le CAS sous la présidence d'Alain Quinet, a été réalisé en concertation avec l'administration, les organisations syndicales, les universitaires experts dans le domaine et les associations de protection de l'environnement. Les conclusions de cette commission ont été rendues en juin 2008 [IV-8].

Le rapport Boiteux recommande, pour une meilleure efficacité, de réviser régulièrement la valeur tutélaire du carbone. Cette mise à jour est rendue nécessaire par les évolutions du contexte depuis 2001 :

- les scientifiques maîtrisent mieux le phénomène de changement climatique et son lien avec les émissions de GES et les augmentations de température, comme l'illustrent les conclusions du 4^{ème} rapport du GIEC en 2007 ;
- les objectifs de réduction des GES ont été précisés à l'échelle nationale et internationale : le protocole de Kyoto est entré en vigueur en 2005, l'Union Européenne s'est engagée à respecter des objectifs à l'horizon 2020⁶¹ ;
- la mise en place du système européen de permis d'émissions dans les secteurs de l'énergie et de l'industrie a permis de faire émerger un prix de marché du carbone (compris entre 20 et 25€) ;
- les modèles économiques ont progressé (possibilités d'intégrer les innovations technologiques, description des stocks et des flux d'énergie, effets des politiques de réduction, ...) et sont désormais couplés à d'autres modèles pour offrir des simulations de meilleure qualité (modèles climatiques ou de contrôle optimal).

Parmi ces évolutions, la Commission a accordé une importance particulière au respect des engagements européens de réduction (20% de réduction horizon 2020 et entre 60 et 80% horizon 2050). Une approche de type coûts/efficacité a donc été privilégiée pour la valorisation de la tonne de carbone.

La valeur du carbone est ensuite établie à partir de trois modèles : GEMINI-E3 (modèle d'équilibre général de l'économie mondiale), POLES (modèle d'équilibre partiel du système énergétique), IMACLIM-R (modèle d'équilibre général hybride) et un modèle de contrôle optimal des ressources. Trois scénarii sont simulés :

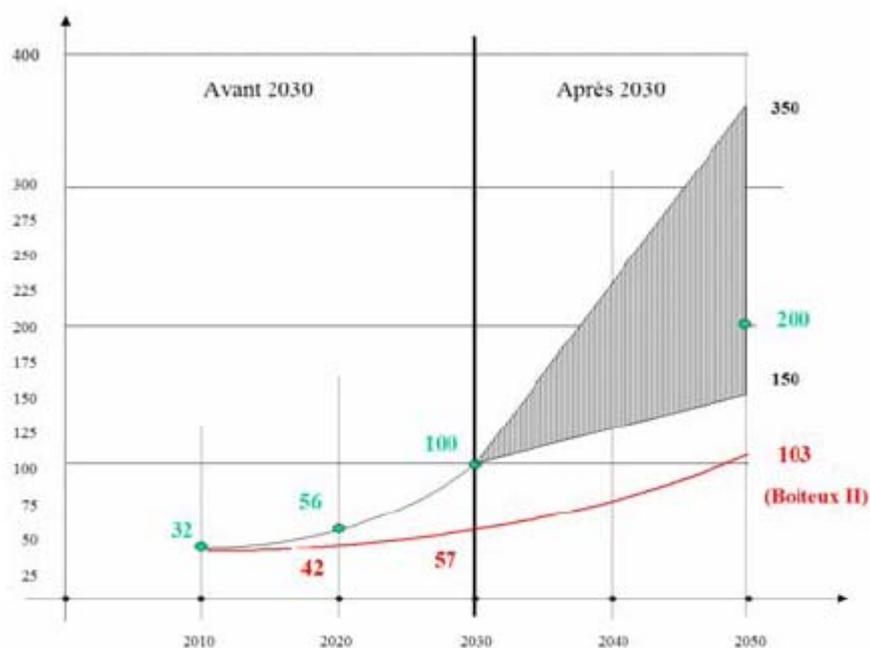
- un modèle pessimiste « Europe seule » : le reste du monde ne s'engage pas dans la lutte contre le changement climatique ;
- un modèle mixte, avec une coopération internationale sur des objectifs de réduction ;
- un modèle optimiste « mondial volontariste », avec une coopération à l'échelle mondiale sur des objectifs de réduction très élevés.

Les modèles fournissent uniquement un ordre de grandeur, du fait des incertitudes existant sur les résultats. La trajectoire finalement retenue dans le rapport du CAS est à la fois basée sur cet ordre de grandeur et sur les recommandations des experts de la Commission :

- une valeur de 100 € la tonne de CO₂ horizon 2030, afin de refléter l'ambition des politiques européennes de réduction et les difficultés de développement de technologies peu émettrices d'ici cette date ;
- la valeur du CO₂ croît au rythme du taux d'actualisation (4 %) entre 2030 et 2035, puis au-dessus au delà de cette date (le taux d'actualisation passe à 3,5 % en 2035, puis à 3 % en 2055) ;
- pour la valeur en 2010, le groupe de travail préconise de retenir celle recommandée dans le rapport Boiteux et de la faire croître jusqu'à la valeur de 100€ retenue pour 2030, soit une croissance à un taux de 5,8%.

La trajectoire de la valeur du carbone retenue par le CAS est représentée sur le graphique suivant, en comparaison avec celle retenue dans le rapport Boiteux :

⁶¹ Les Etats Membres de l'Union Européenne se sont engagés à réduire leurs émissions de 20% d'ici 2020, voire de 30% "pour autant que d'autres pays développés s'engagent à atteindre des réductions d'émissions comparables et que les pays en développement plus avancés sur le plan économique apportent une contribution adaptée à leurs besoins et à leurs capacités respectives".



Valeur tutélaire d'une tonne de CO₂ en €2008 (source : CAS)

Les principaux débats pour définir cette trajectoire de la valeur du carbone ont porté sur :

- **l'application d'une règle de Hotelling pour la croissance de la valeur du carbone entre 2030 et 2050** : le taux de croissance de 4 % aurait pu être inférieur (prise en compte des mécanismes d'absorption du CO₂, efforts de réduction des émissions entraînant des investissements lourds qui augmentent les taux d'intérêt mondiaux) ou supérieur (prise en compte de l'incertitude plus forte) ;
- **la valeur de 32 € la tonne en 2010** : le groupe de travail a étudié la possibilité d'appliquer une règle de Hotelling entre 2010 et 2030 (pour parvenir à la valeur de 100€ la tonne de CO₂ à cet horizon), ce qui aurait donné une valeur de 45 € la tonne de CO₂ en 2010 ; cette approche présentait l'avantage de mieux prendre en compte l'incertitude (principe de précaution) mais introduisait un problème de cohérence de l'action publique dans le temps (« saut » de la valeur tutélaire en 2010).

Il faut ajouter que la loi Grenelle prévoyait une réflexion de l'Etat français sur la mise en place éventuelle d'une contribution dite « climat-énergie », « en vue d'encourager les comportements sobres en carbone et en énergie ». Cette réflexion a été entamée les 2 et 3 juillet 2009 lors d'une conférence réunissant experts, représentants de consommateurs, élus et chefs d'entreprises. Elle s'est poursuivie par une table ronde présidée par Michel Rocard le 9 juillet et s'est enfin achevée avec la remise d'un rapport présentant la synthèse des travaux menés le 28 juillet. Ce rapport recommande notamment le signal-prix à donner pour la mise en place d'une Contribution Climat-Energie (CCE) : il reprend les conclusions de la Commission présidée par Alain Quinet, fixant des valeurs respectives de 32 et 100 € la tonne de CO₂ en 2010 et 2030.

3.2 - Revue des études internationales

3.2.1 - Le Groupe Intergouvernemental d'Experts sur l'évolution du Climat (GIEC)

Le GIEC a été créé en 1988 sous l'autorité de l'Organisation Météorologique Mondiale (OMM) et du Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE), avec pour mission « d'expertiser l'information scientifique, technique et socio-économique qui concerne le risque de changement climatique provoqué par l'homme ». Il est divisé en trois groupes de travail ayant chacun son domaine d'expertise : les aspects scientifiques de l'évolution du système climatique pour le groupe I, l'évaluation des impacts du changement climatique et des mesures d'adaptation pour le II et l'analyse des potentiels et des coûts associés aux politiques d'atténuation pour le III. Les publications du GIEC sont validées en assemblée plénière, par les représentants

des 192 pays siègeants⁶² ; il faut noter qu'à ce jour toutes l'ont été à l'unanimité. Quatre rapports ont déjà été publiés (1990, 1995, 2001, 2007). Les conclusions du plus récent d'entre eux seront présentées ici.

Le groupe I confirme dans le rapport de 2007 [IV-1] la progression des émissions de GES. Ainsi la concentration atmosphérique mondiale de CO₂ est passée d'environ 280 ppm en 1750 (période antérieure à la révolution industrielle) à 379 ppm en 2005, principalement du fait de l'augmentation de près de 80% des émissions anthropiques de ce gaz entre 1970 et 2004. Le groupe II précise ensuite les effets potentiels du changement climatique, en fonction des différents scénarii tendanciels construits pour ce quatrième rapport [IV-2] et dépendants d'hypothèses sur la croissance économique, la démographie, les politiques environnementales et le progrès technique (177 scénarii ont été créés au total).

Les projections effectuées par le groupe II, à l'aide de plusieurs modèles (modèle climatique, modèles terrestres de complexité moyenne et modèles de circulation générale couplée atmosphère/océan), fournissent différentes trajectoires d'évolution des concentrations en GES, de la température et des effets du changement climatique (par secteur ou par région) :

Catégorie	Concentration de CO ₂ au niveau de stabilisation (2005 = 379 ppm) ^b	Concentration d'équivalent-CO ₂ au niveau de stabilisation, y compris GES et aérosols (2005 = 375 ppm) ^b	Année du pic d'émissions de CO ₂ ^{a,c}	Variation des émissions mondiales de CO ₂ en 2050 (par rapport aux émissions en 2000) ^{a,c}	Écart entre la température moyenne du globe à l'équilibre et la température préindustrielle, selon la valeur la plus probable de la sensibilité du climat ^{d,e}	Écart entre le niveau moyen de la mer à l'équilibre et le niveau préindustriel dû à la seule dilatation thermique ^f	Nombre de scénarios évalués
	ppm	ppm	année	%	°C	mètres	
I	350-400	445-490	2000-2015	- 85 à - 50	2,0 - 2,4	0,4 - 1,4	6
II	400-440	490-535	2000-2020	- 60 à - 30	2,4 - 2,8	0,5 - 1,7	18
III	440-485	535-590	2010-2030	- 30 à + 5	2,8 - 3,2	0,6 - 1,9	21
IV	485-570	590-710	2020-2060	+ 10 à + 60	3,2 - 4,0	0,6 - 2,4	118
V	570-660	710-855	2050-2080	+ 25 à + 85	4,0 - 4,9	0,8 - 2,9	9
VI	660-790	855-1 130	2060-2090	+ 90 à +140	4,9 - 6,1	1,0 - 3,7	5

Scénarii d'évolution des émissions de GES jusqu'à leur stabilisation et élévation résultante de la température du globe et du niveau de la mer (source : GIEC)

Sur la base des principales études menées sur le sujet entre 2001 et 2007⁶³, le groupe III propose de chiffrer le coût (coût des mesures d'atténuation des émissions de GES), à divers horizons, d'un objectif de réduction des émissions de GES [IV-3]. Ce coût est donné en fonction du PIB mondial d'une part et en US\$ la tonne de CO₂ d'autre part. Les résultats sont synthétisés dans le tableau suivant :

Objectif de stabilisation des émissions de GES	Ecart moyen de température (par rapport à la période préindustrielle)	Perte de PIB (%)		Valeur de la tonne de CO ₂ (US\$/t)	
		2030	2050	2030	2050
450 ppme (catégorie 1)	[+ 2,0°C ; + 2,4°C]	< 3	< 5,5	~ 100	[100 ; 300]
550 ppme (catégorie 3)	[+ 2,8°C ; + 3,2°C]	0,6 [0,2 ; 2,5]	1,3 [0 ; 4]	45 [18 ; 79]	[30 ; 155]

Estimation du coût d'atténuation des émissions de GES en 2030 et 2050 proposée par le GIEC

⁶² Tous les pays membres des Nations Unies sont membres du GIEC, excepté Taiwan et le Vatican.

⁶³ Pour plus de précisions, il est conseillé de se reporter à la bibliographie du chapitre 3 du groupe de travail III [IV-3]. L'exhaustivité des références qui y sont citées ne permet pas de toutes les énumérer ici.

3.2.2 - Le rapport Stern

Le ministère des Finances britannique a publié en 2006 le rapport d'une étude dirigée par Nicholas Stern sur le coût du changement climatique. Il s'agit d'une des études les plus complètes menées sur le sujet à ce jour : elle propose une comparaison du coût des dommages générés par les émissions de GES au coût de la lutte contre le changement climatique (coût d'abattement).

Le coût social des dommages est évalué à l'aide du modèle PAGE2002 sur la base des conclusions du troisième rapport du GIEC (2001) et d'une étude du *Hadley Centre for Climate Prediction and Research* (2006). Le rapport Stern aboutit à un coût compris entre 5 et 20 % du PIB mondial à l'horizon 2050. Cette évaluation a été menée avec un taux d'actualisation de 1,4%, jugé très bas par certains économistes (Nordhaus, Mendelsohn, Weitzman). Ce taux est basé sur une préférence pure pour le présent fixée à 0,1% (les générations présentes et futures se trouvent sur un pied d'égalité), une élasticité de l'utilité marginale égale à 1 et un taux de croissance annuel de la consommation par tête de 1,3% (hypothèse basse du GIEC). Avec un tel scénario de croissance économique, les générations présentes ne peuvent reporter sur les futures qu'une part limitée de l'effort de réduction des émissions de GES.

Le rapport Stern compare ensuite ce coût des dommages au coût d'abattement des émissions de GES. Pour estimer ce dernier, le rapport Stern passe en revue les actions et techniques qui permettraient de réduire de 75% le niveau actuel des émissions de GES d'ici 2050 :

- réduire la demande d'énergies fossiles (donner un signal-prix reflétant le coût complet de l'énergie, sensibiliser les consommateurs au réchauffement climatique induit par les émissions de GES) ;
- améliorer l'efficacité énergétique, afin de réduire les émissions de GES mais aussi de générer des gains économiques (baisse de la consommation d'énergie) ;
- promouvoir les technologies peu émettrices en carbone déjà disponibles (énergies renouvelables et nucléaire, systèmes de piégeage et de stockage du carbone, ...), mais qui restent actuellement plus chères que l'utilisation des énergies fossiles ;
- les émissions ne provenant pas de la combustion d'hydrocarbures doivent elles aussi être réduites (agriculture, lutte contre la déforestation, ...).

Un potentiel de réduction des émissions de GES est associé à chacune de ces actions. Le groupe de travail dirigé par Stern a construit plusieurs scénarii, traduisant la pénétration plus ou moins forte des différentes mesures à l'horizon 2050. Au final, le coût de mise en place de ces actions et techniques fournit une estimation du coût d'abattement des émissions de carbone⁶⁴ d'environ 1 % du PIB mondial à l'horizon 2050 pour un objectif de stabilisation de la concentration en GES dans l'atmosphère de 550 ppme. Cette valeur centrale pourrait évoluer dans une fourchette allant de - 1 % à 3,5 % du PIB mondial, en fonction notamment des innovations technologiques et de leur efficacité.

3.3 - Synthèse des études

Une revue des principales études internationales ayant été publiées depuis le rapport Boiteux de 2001 (cf. tableau ci-joint) montre que la méthode des coûts d'abattement est privilégiée pour valoriser la tonne de carbone. Les objectifs de réduction retenus sont généralement assez proches les uns des autres (protocole de Kyoto, objectifs européens pour 2020, stabilisation à + 2 °C de la hausse de température en 2050) et pourtant l'amplitude des valeurs résultantes est relativement élevée (entre 20 et 180 €/2008 la tonne de CO₂ à l'horizon 2050). Il faut noter que la trajectoire centrale recommandée par le CAS se situe dans le haut de la fourchette des valeurs relevées à l'échelle internationale.

⁶⁴ Ces estimations ont été fournies par Dennis Anderson [IV-9], professeur émérite à l'Imperial College de Londres (Energie – Etudes environnementales).

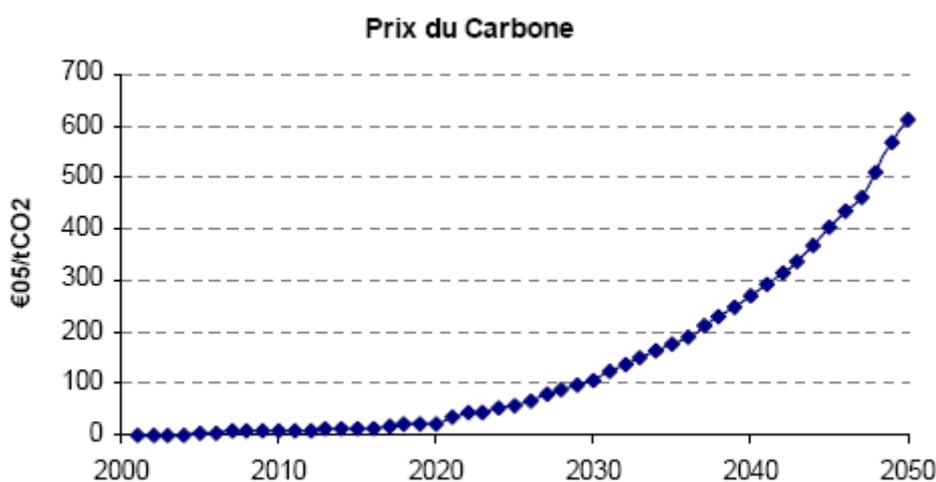
		Stern Review (2006)	Grande-Bretagne (DEFRA – 2007)	Etats-Unis	ExternE	INFRAS (2008)	Rapport Boiteux (2001)	CAS (2008)
Valeurs du CO ₂ (€2008/tCO ₂)	2010	49 (horizon 2015) [32 ; 65]	37 [34 ; 45]	[20 ; 54] (horizon 2020)	20	25 [7 ; 45]	32	32
	2030	27 [16 ; 45]	56 [50 ; 67]	[36 ; 81]		55 [22 ; 70]	57	100
	2050	18 [- 41 ; 81]	83 [74 ; 99]	[98 ; 177]	140	85 [20 ; 180]	104	200 [150 ; 350]
Méthode utilisée		Coûts d'abattement	Coûts d'abattement	Coût des dommages	Coûts des dommages	Coûts d'abattement (2010-2020) puis coûts des dommages (2020-2030)	Coûts d'abattement	Coûts d'abattement
Objectifs de réduction		Réduire de 75 % les émissions actuelles d'ici 2050.	550 ppme (compatible avec la fourchette 450-550 ppme proposée par Stern pour le niveau de stabilisation des concentrations)	4 scénarios de stabilisation des concentration de CO ₂ à l'horizon 2050 : 450, 550, 650 et 750 ppm	- Protocole de Kyoto pour les objectifs à court terme - Stabilisation à + 2°C de la hausse de température en 2050	- Protocole de Kyoto pour les objectifs à court terme - Approche par le coût des dommages après 2020 (absence d'objectifs européens)	- Protocole de Kyoto pour les objectifs à court terme	Objectifs européens : - 20 % de réduction horizon 2020 -entre 60 et 80 % de réduction horizon 2050
Taux d'actualisation		1,4 %	3,5%	[3 % ; 7 %]	Préférence pure pour le présent de 1%	4 %	8 % puis 4 % décroissant à partir de 2005	4 % puis décroissant
Remarques		Stern propose aussi un calcul par la méthode des coûts des dommages : - 25€/ tCO ₂ en 2050 avec une stabilisation à 550 ppm ([21 ; 71] selon les objectifs de réduction).	Taux de croissance de la valeur de 2% par an.	Travaux de prospective du U.S. Climate Change Science Program, menés à l'aide de 3 modèles : IGSM, MERGE et MiniCAM. Taux de change de 1 € pour 1,3 \$.	ExternE propose aussi un calcul par la méthode des coûts des dommages : 9€/ tCO ₂ en 2010.		Valeur tutélaire résultat d'un compromis.	Simulation de 3 scénarios. Compromis sur la valeur pour 2010 (valeur Boiteux) et la croissance de la valeur entre 2030 et 2050 (règle de Hotelling).

Valeur de la tonne de dioxyde de carbone en €2008/tonne

3.4 - Les différents scénarii à tester

Les tests de sensibilité du bilan socio-économique à la valeur accordée à l'effet de serre dans une évaluation de projet sont basés sur l'actualisation de la valeur de la tonne de CO₂ proposée par le CAS :

- **scénario 1** : les valeurs du carbone utilisées pour l'évaluation socio-économique suivent la trajectoire centrale préconisée par le CAS (tonne de carbone à 200 €2008 en 2050, croissance de 4 % par an après 2030) ;
- **scénario 2** : le bilan socio-économique du projet est cette fois-ci réalisé avec la trajectoire haute recommandée par le CAS (tonne de carbone à 350 €2008 en 2050, croissance de 5,8 % par an après 2030) ;
- **scénario 3** : il se base sur une étude réalisée par le Laboratoire d'Economie de la Production et de l'Intégration Internationale (LEPII) [IV-10] qui établit, à partir du modèle POLES, la taxe carbone à appliquer pour atteindre les objectifs fixés à l'échelle internationale pour 2050 (division des émissions par 2). La trajectoire de valeur recommandée dans cette étude, représentée ci-dessous, est utilisée pour calculer l'avantage d'effet de serre dans le bilan socio-économique.

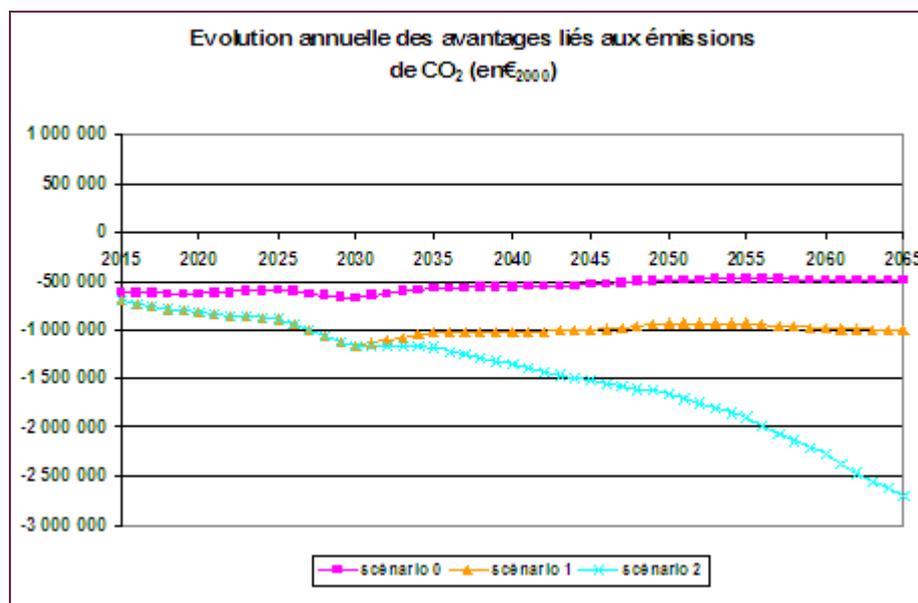


Trajectoire de la valeur du CO₂ (en €2005/t) retenue dans l'étude LEPII

3.5 - Résultats et conclusions

3.5.1 - Évolution du coût annuel de l'effet de serre sur la durée de vie du projet

Les avantages liés aux émissions de CO₂ varient en fonction du prix de la tonne de CO₂, dont l'évolution est spécifique à chacun des scénarii testés :



Evolution annuelle des avantages liés aux émissions de CO₂ sur le projet de contournement autoroutier d'Arles

Il faut noter qu'à l'horizon 2050 les avantages liés aux émissions de CO₂ du scénario 1 (resp. scénario 2) sont doublés (resp. triplés) par rapport à ceux du scénario 0. L'écart reste identique 50 ans après la mise en service pour le scénario 1 (avantages doublés par rapport au scénario 0), mais il augmente fortement pour le scénario 2 avec un avantage multiplié par 5 du fait de la règle d'évolution retenue (croissance de 5,8 % par an de la valeur de la tonne de carbone après 2030).

3.5.2 - Somme actualisée des avantages liés à l'effet de serre sur la durée de vie du projet

Comme pour l'externalité "Pollution atmosphérique", la différence des coûts d'effet de serre entre les situations de référence et de projet permet de calculer une somme actualisée d'avantages sur la durée de vie de l'infrastructure (50 ans) :

	Avantages VL	Avantages PL	Avantages VL+PL	Augmentation/ scénario 0
Scénario 0	- 26,3	- 2,2	- 28,5	
Scénario 1	- 45,3	- 3,9	- 49,2	+ 73 %
Scénario 2	- 67,8	- 6,5	- 74,3	+ 161 %
Scénario 3	- 104,6	- 10,6	- 115,2	+ 304 %

Somme des avantages liés aux émissions de CO₂ actualisée sur la durée de vie du projet

Ce test de sensibilité de la somme actualisée (sur la durée de vie du projet) des avantages liés à l'effet de serre à la modification de la valeur du carbone amène plusieurs commentaires :

- les avantages VL et PL liés aux émissions de CO₂ sont négatifs car les coûts liés au réchauffement climatique sont plus élevés en situation avec projet qu'en situation de référence : l'amélioration des conditions de circulation sur le réseau proche de la nouvelle infrastructure et l'augmentation des vitesses qui en découlent contribuent à la hausse d'émissions de gaz à effet de serre ;
- la valorisation du coût du réchauffement climatique suivant le scénario haut du CAS se traduit par une multiplication par 2,6 de la somme actualisée des avantages liés aux émissions de CO₂ par rapport au bilan socio-économique tel qu'il est pratiqué actuellement. On rappelle que la valeur de la tonne de carbone utilisée a été multipliée par 3,4 à l'horizon 2050 ;
- le scénario maximaliste (multiplication de la valeur du carbone par 6 à l'horizon 2050) permet de multiplier par 4 la somme actualisée des avantages liés aux émissions de gaz à effet de serre par rapport au scénario 0.

3.5.3 - Variation du poids monétaire de l'effet de serre dans l'avantage global du projet

Le « poids » monétaire des émissions de gaz à effet de serre au sein de l'avantage global de l'évaluation économique est renseigné pour chaque scénario dans les tableaux ci-dessous, en sommant la valeur absolue des avantages :

	Avantage net global	Avantages effet de serre	Poids dans l'avantage global
Scénario 0	1340,5	28,5	2,1 %
Scénario 1	1361,2	49,2	3,6 %
Scénario 2	1386,3	74,3	5,4 %
Scénario 3	1427,2	115,2	8,1 %

Somme des avantages liés aux émissions de CO₂ actualisée sur la durée de vie du projet

Cette somme des valeurs absolues permet d'apprécier le poids de l'externalité « effet de serre » sur le cumul des avantages :

- la multiplication par 3,4 à l'horizon 2050 de la valeur tutélaire du carbone (valeur haute recommandée par le CAS - scénario 2) permet de gagner 3,3 points sur l'avantage d'effet de serre dans l'avantage global, qui reste toutefois limité à 5,4 % de l'avantage global ;
- la substitution de la valeur tutélaire utilisée actuellement dans le bilan socio-économique par une valeur multipliée par 1,9 (valeur centrale recommandée par le CAS - scénario 1) amène un gain de 1,5 points du poids monétaire de l'effet de serre dans l'avantage global ;
- l'introduction d'une valeur du carbone très importante (multiplication par 6 de la valeur tutélaire actuelle à l'horizon 2050) permet d'approcher un poids monétaire de l'avantage d'effet de serre significatif dans le bilan socio-économique, avec un gain de 6 points par rapport au scénario 0.

Il faut noter que l'effet du scénario 2 sur les avantages de temps est faible, avec une baisse limitée de 2,8 points. Ces avantages restent par conséquent prépondérant dans le bilan socio-économique (79,1 % de l'avantage global). Le scénario 3 permet une diminution des avantages de temps plus marquée, avec un recul de 5,1 points. Leur poids monétaire reste toutefois élevé et représente 76,8 % de l'avantage global.

Une deuxième comparaison a été réalisée, avec une valeur du temps plus faible (13,41 €/h contre 23 €/h dans le test précédent) :

	Avantage net global	Avantages effet de serre	Poids dans l'avantage global
Scénario 0	900,3	28,5	3,2 %
Scénario 1	921,0	49,2	5,3 %
Scénario 2	946,1	74,3	7,9 %
Scénario 3	987,0	115,2	11,7 %

Somme des avantages liés aux émissions de CO₂ actualisée sur la durée de vie du projet

Cette nouvelle simulation, avec une valeur du temps fixée à 13,41€/h, permet de montrer que :

- le poids monétaire augmente jusqu'à 5,3% de l'avantage global grâce aux hypothèses moyennes du CAS et approche les 8% avec l'application des hypothèses hautes du CAS ;
- le scénario 3 donne à l'effet de serre un poids monétaire supérieur à 10 % de l'avantage global (11,7 %).

En parallèle, le recul des avantages de temps est plus marqué avec cette valeur du temps plus faible que celle retenue précédemment : il est de 3,6 points en introduisant la trajectoire haute de valeur du CO₂ préconisée par le CAS (le poids monétaire des avantages de temps représente alors 69,4 % de l'avantage global) et de 6,4 points dans le scénario 3. Dans ce dernier cas, il faut souligner que les avantages de temps ne représentent plus que 66,6 % de l'avantage global.

3.5.4 - Conclusions

Les différents tests réalisés montrent une sensibilité assez faible du bilan socio-économique aux modifications des trajectoires de valeur du CO₂ préconisées par le CAS. L'utilisation de la trajectoire haute (valeur multipliée par 1,7 en 2030 et par 3,4 en 2050) permet de gagner 3,7 points sur l'avantage d'effet de serre dans l'avantage global, mais son poids monétaire reste limité, en étant inférieur à 8 % (pour une valeur du temps de 13,41 €/h). A titre de comparaison, la proposition du chapitre « Internalisation des coûts de pollution atmosphérique » de réviser les valeurs tutélaires accordées à la pollution de l'air selon les hypothèses les plus raisonnables (hypothèses du scénario 2 : taux d'actualisation à 4 % et valeur centrale du nombre de décès de l'étude OMS 1⁶⁵) amène le poids monétaire de l'avantage de pollution atmosphérique à un niveau similaire, à savoir 7 % de l'avantage global (pour une valeur du temps de 13,41 €/h).

⁶⁵ Voir le paragraphe 5.1.2 du chapitre 2 pour plus de détails.

4 - Conclusions

La lutte contre le changement climatique et la maîtrise des émissions de gaz à effet de serre sont aujourd'hui des enjeux politiques internationaux. En France, ils sont présentés dans la loi de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement comme objectifs prioritaires (article 2). Les investissements publics sont notamment évalués en fonction des émissions de gaz à effet de serre qu'ils produisent, qui peuvent éventuellement être monétarisées par l'intermédiaire de la valeur d'une tonne de carbone émise. L'évolution du contexte politique amène des réévaluations régulières de cette valeur.

Le CAS a effectué en 2008 un travail de révision de la valeur tutélaire du carbone, en intégrant les récentes évolutions scientifiques, techniques et politiques (cette révision faisait partie des recommandations du rapport Boiteux). De nouvelles trajectoires de la valeur du CO₂ ont été proposées ; les tests de sensibilité montrent que ces modifications font peu varier le poids monétaire de l'externalité « Effet de serre » dans l'avantage global (la trajectoire haute de valeur du carbone permet d'accroître le poids monétaire de l'effet de serre, mais celui-ci reste modéré au sein de l'avantage global).

Il semble essentiel que l'évaluation socio-économique des projets d'infrastructures de transport soit en accord avec les orientations politiques récentes et intègre les révisions proposées par le CAS, même si leur effet reste limité. L'utilisation de la trajectoire centrale préconisée par le CAS ayant un impact insuffisant pour que le poids de l'externalité soit systématiquement significatif dans le bilan socio-économique, le Sétra a testé la trajectoire haute comme valeur tutélaire du carbone dans l'évaluation socio-économique de projet :

Années	2010	2030	2050
Valeur de la tonne de CO ₂	32	100	350

Trajectoire haute du CAS de la valeur du CO₂, recommandée par le Sétra (en €2008/t)

Cette valeur permet d'accroître l'avantage accordé à l'effet de serre dans le bilan socio-économique, de sorte à lui donner une place visible conformément aux orientations politiques actuelles.

Chapitre V

Internalisation des coûts d'érosion de la biodiversité

En juin 1992, la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) de Rio de Janeiro marque le début de la prise en compte des questions de diversité biologique (le terme de biodiversité est issu de la contraction de l'expression « diversité biologique »). Le texte apporte, dans son article 2, une définition de cette notion de biodiversité :

« La variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes⁶⁶ terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes. »

Article 2 de la *Convention sur la diversité biologique*, 1992 [V-1].

Cette définition de la biodiversité laisse apparaître un concept difficile à cerner, aux dimensions multiples :

- la « variabilité » existe aussi bien entre les espèces (abondance d'espèces) qu'au sein d'une même espèce (différences génétiques entre les individus d'une même espèce) ;
- la biodiversité s'observe à tous les niveaux (du microscopique au macroscopique), sur l'ensemble de la planète (« écosystèmes terrestres, marins et aquatiques ») ;
- les espèces sont en interactions permanentes au sein de leurs « complexes biologiques ».

1 - État des lieux

Ce paragraphe est en partie une synthèse du chapitre 4 - « État des connaissances : concepts et indicateurs biologiques » du rapport du Centre d'Analyse Stratégique (CAS) sur l'approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes, remis au ministre de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire au mois d'avril 2009 [V-2]. Le contenu de ce rapport est détaillé au paragraphe 3.2 de ce chapitre.

1.1 - Évolution du contexte politique

L'évolution de la connaissance de la biodiversité et des écosystèmes a permis de mettre en avant les bénéfices qui peuvent en être retirés. Les pouvoirs publics ont longtemps pensé que la valeur inestimable de la biodiversité ne permettait pas de lui donner de valeur économique et ont considéré cette valeur comme nulle dans les bilans socio-économiques. Ainsi, ils émettaient l'hypothèse implicite que la perte de biodiversité générée par une décision des pouvoirs publics n'avait pas de conséquence pour la société. Cette perte est devenue une préoccupation internationale :

- l'Union Européenne s'engage dès 2001 à « arrêter la perte de biodiversité d'ici 2010 » ;
- les États participants à la 6^{ème} Conférence de la Convention sur la diversité biologique à La Haye en 2002 se fixent l'objectif de « réduire de façon significative la perte de biodiversité d'ici à 2010, aux niveaux global, régional et national, afin de contribuer à l'éradication de la pauvreté et pour le bénéfice de toute vie sur Terre » ;
- la France a intégré l'objectif européen dans sa politique nationale de préservation de la biodiversité, intitulée Stratégie nationale pour la biodiversité et adoptée en 2004 [V-3].

L'intégration dans la prise de décisions de l'impact sur la société de l'érosion de la biodiversité s'impose maintenant comme impérative, afin d'infléchir les arbitrages des pouvoirs publics. L'évaluation économique apparaît comme un outil efficace pour aider cet arbitrage, bien que la notion de « valeur économique de la biodiversité » n'ait pas nécessairement de sens pour traduire sa valeur culturelle, traditionnelle et spirituelle : attribuer une valeur monétaire à la biodiversité permet de ne pas considérer son érosion comme sans valeur.

⁶⁶ On appelle écosystème l'ensemble formé par des êtres vivants (faune et flore), leur milieu de vie (climat, composition des sols, ...) et les relations qu'ils entretiennent.

1.2 - Les apports scientifiques

1.2.1 - Les indicateurs de biodiversité

Définir un indicateur de biodiversité suppose de pouvoir construire une mesure prenant en compte les différentes dimensions de la biodiversité :

- la diversité génétique (différences observables entre individus d'une même espèce) ;
- la diversité spécifique (elle traduit les différences entre espèces, qui sont la conséquence de la diversité génétique sur le long terme d'après la théorie de l'évolution) ;
- la diversité écosystémique (différences entre les fonctions et les interactions entre espèces).

La construction d'un indicateur synthétique de biodiversité suppose une prise en compte de ces différents indicateurs. Il faut ajouter que la biodiversité peut être décrite à différentes échelles spatiales (de l'échelle microscopique à l'échelle planétaire) et temporelles (échelles de temps différentes entre les mutations génétiques et écosystémiques).

Il existe à l'heure actuelle quatre familles d'indicateurs qui essaient de répondre à ces objectifs :

- **les indicateurs d'état** : la biodiversité est mesurée à partir d'un seul paramètre (il s'agit en général de l'abondance⁶⁷, paramètre le mieux connu et le plus facilement mesurable), duquel sont déduits différents indicateurs décrivant la dynamique de la biodiversité (érosion, stabilité, ...). Ces indicateurs ont l'avantage d'offrir une bonne représentation de la dynamique de court terme d'un écosystème, mais ils fournissent une information peu ciblée et intégrant peu l'aspect multidimensionnel de la biodiversité ;
- **les indicateurs d'état et le fonctionnement de l'écosystème** : ils ont le même objectif que le type d'indicateurs décrits précédemment, à la différence qu'ils sont construits à partir de plusieurs paramètres ce qui permet d'intégrer l'aspect multidimensionnel de la biodiversité et de mieux cibler l'information (regroupement d'espèces par type de fonctions par exemple). La construction de ce type d'indicateurs soulève toutefois deux problèmes méthodologiques concernant les modalités d'agrégation (comment regrouper les espèces ?) et la pondération des différents paramètres (doit-on privilégier une espèce pour sa rareté ou pour les fonctions qu'elle remplit ?) ;
- **les indicateurs de pression** : ces indicateurs remplissent un rôle différent des précédents en s'intéressant aux effets ou activités humaines pouvant influencer la biodiversité (impact de l'activité agricole, de l'urbanisation, ...). Le croisement de ces indicateurs avec des indicateurs d'état permet d'établir les causes de variations dans la dynamique de la biodiversité. Cette combinaison est utilisée pour la construction d'indicateurs de préoccupations sociétales, notamment les indicateurs Pression-Etat-Réponse (PER) ;
- **les indicateurs de préoccupations sociétales ou indicateurs de développement durable** : ils ont pour fonction de décrire l'état de la biodiversité, en intégrant les dynamiques socio-économiques (occupation des sols, niveaux de financements des Etats pour la préservation de la biodiversité, ...). Ces indicateurs sont donc un outil privilégié pour assurer le suivi des politiques de préservation de la biodiversité, car ils permettent d'identifier les dynamiques socio-économiques responsables de pertes de la biodiversité (artificialisation d'espaces naturels, restriction des ressources énergétiques, ...). L'utilisation des indicateurs PER est privilégiée à l'heure actuelle car elle permet d'évaluer les pressions anthropiques qui pèsent sur la biodiversité d'une part (combinaison d'indicateurs d'état et de pression) et de les mettre en parallèle avec les mesures prises par la société pour compenser ces pressions (indicateur de réponse).

Le tableau suivant donne quelques exemples d'indicateurs de biodiversité :

⁶⁷ L'abondance d'une espèce dans une population ou un écosystème correspond à l'effectif de cette espèce dans la population ou l'écosystème.

	Indicateurs	Descriptions	Exemples d'application
Indicateurs d'état	<i>Red List Indice</i> (RLI) Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) puis Union mondiale pour la nature	Le RLI mesure la variation moyenne des statuts de conservation des espèces inscrites sur la liste rouge. Basé sur une classification des espèces en différentes catégories (non menacée, vulnérable, menacée, critique et éteinte).	Le RLI des oiseaux a diminué de 6,9 points entre 1988 et 2004 [V-4], traduisant une nette dégradation moyenne du statut de ces espèces menacées.
	<i>Living Planet Index</i> (LPI) Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) et le <i>World Wildlife Fund</i> (WWF)	Le LPI mesure les variations globales du nombre de vertébrés à l'échelle de la planète. Basé sur l'abondance numérique estimée de 3 000 populations représentant 1 100 espèces de vertébrés. Possibilités d'analyses limitées par le choix arbitraire des populations suivies et le peu d'espèces considérées par espace et groupe fonctionnel.	Le LPI a baissé de 30 % pour les espèces terrestres et marines et de 50 % pour les espèces d'eau douce depuis 1970.
Indicateurs d'état et fonctionnement de l'écosystème	Index des communautés	Cet indicateur mesure, pour un caractère donné (taille, spécialisation de l'habitat, préférences thermiques, ...), l'état moyen d'une population par la moyenne pondérée (par l'abondance) des états de chaque espèce. On peut citer comme exemple d'index des communautés : - l'Index Thermique des Communautés (ITC), qui caractérise l'abondance des espèces en fonction de leurs préférences pour la température moyenne de leur habitat ; - l'index trophique marin (<i>Marine Trophic Index</i> – MTI), qui se base sur l'observation des niveaux trophiques ⁶⁸ des espèces marines.	Le calcul de l'ITC sur l'ensemble du territoire français depuis 20 ans montre une augmentation du nombre d'espèces méridionales [V-5]. La baisse du MTI dans l'ensemble des océans depuis 1950 traduit la diminution relative du nombre de prédateurs.
	Indicateurs « oiseaux communs »	L'indicateur mesure la variation d'abondance des espèces communes d'oiseaux. Etabli à partir de la base de données STOC (Suivi Temporel des Oiseaux Communs), constituée de 95 espèces. Seul indicateur de biodiversité parmi les 45 indicateurs de développement durable de la France (proposition de l'IFEN de 2003 [V-6]).	L'indicateur « oiseaux communs » indique un déclin des espèces spécialisées en France depuis une vingtaine d'années, particulièrement dans les espaces agricoles (ce résultat est également observé dans d'autres pays d'agriculture comparable).
Indicateurs de pression	Indicateur de Spécialisation des Communautés (ISC)	L'ISC mesure la variation de la densité des espèces dites spécialistes selon le type d'habitat. Etabli à partir de la base de données CORINE Landcover (pour le type d'habitat).	Le nombre d'espèces spécialistes diminue en France avec la fragmentation et la perturbation des habitats.
Indicateurs de préoccupations sociétales	Indicateurs société-nature de la Convention sur la Diversité Biologique (CDB)	Ces indicateurs assurent le suivi de l'objectif d'arrêt de l'érosion de la biodiversité d'ici 2010. Les indicateurs sont au nombre de 13 : - 4 indicateurs d'état, - 5 indicateurs d'occupation de l'espace et de qualité des milieux, - 2 indicateurs de pressions anthropiques sur les écosystèmes, - 2 indicateurs socio-économiques.	
	Le programme « <i>Streamlining European Biodiversity Indicators</i> » (SEBI 2010)	Ce programme vise à harmoniser les différents indicateurs utilisés pour le suivi de l'objectif 2010, aux niveaux nationaux [V-7], internationaux et de l'Union Européenne [V-8].	

Exemples d'indicateurs de biodiversité (état, fonctionnement, pressions, préoccupations sociétales)

⁶⁸ Le niveau trophique correspond au rang occupé par un être vivant dans la chaîne alimentaire (ou réseau trophique).

Les travaux d'amélioration des indicateurs de biodiversité sont actuellement concentrés sur deux champs [V-9] :

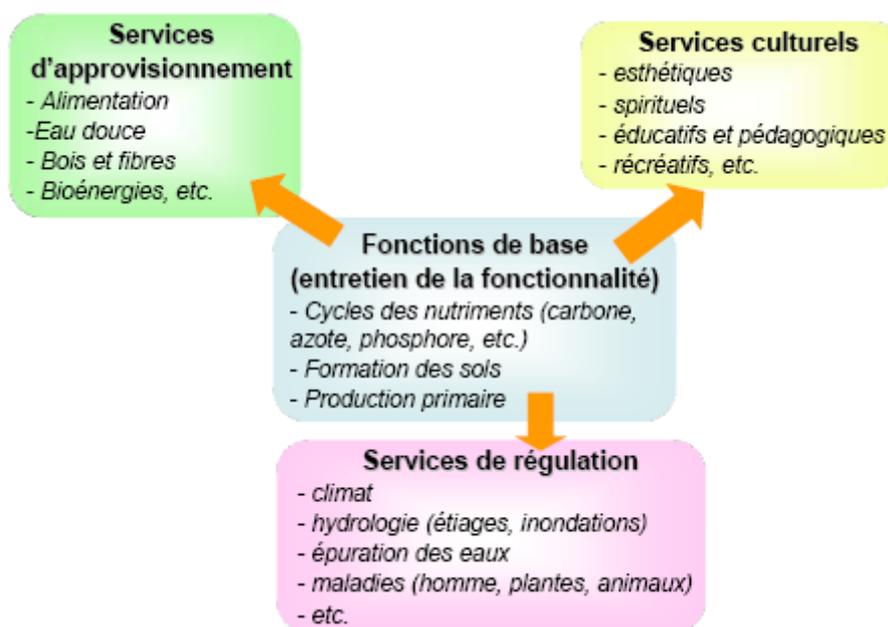
- la conception d'indicateurs « de risque », qui intègrent la vulnérabilité des entités, des espèces ou des écosystèmes à des perturbations. De tels indicateurs commencent à apparaître, en particulier sur les risques d'extinction d'une espèce (exploitation de données démographiques et génétiques) ;
- la définition du champ d'application spatial des indicateurs.

1.2.2 - La notion de services écosystémiques

L'évolution des connaissances sur la biodiversité, notamment l'apport de l'écologie fonctionnelle⁶⁹, a permis d'améliorer la connaissance des écosystèmes. Ces derniers rendent de nombreux services à la société, appelés « services écosystémiques », et peuvent être partagés en trois classes :

- **es services de production ou d'approvisionnement** : fourniture de la nourriture, de l'eau, de l'énergie, ... ;
- **les services de régulation** : recyclage biologique des déchets, régulation du climat et de l'eau, ... ;
- **les services culturels** : il s'agit des services que l'on pourrait qualifier de non-matériels (loisirs, aspect esthétique, ...)

Un quatrième type de service, dont la société ne profite pas directement, est parfois cité dans les études traitant de biodiversité et d'écosystèmes. Il s'agit d'un service support appelé « service d'entretien », nécessaire à la réalisation des trois autres types : il assure le fonctionnement à long terme de l'écosystème (production des sols, recyclage des nutriments, photosynthèse, ...).



Classification des services écosystémiques proposée dans le Millenium Ecosystem Assessment⁷⁰ (MEA)

⁶⁹ L'écologie fonctionnelle traite des fonctions des organismes et des écosystèmes en interaction avec leur environnement. Ces fonctions se traduisent par des flux d'éléments et d'énergie. L'écologie fonctionnelle étudie les processus et les organismes à l'origine de ces flux ainsi que leurs réponses aux variations naturelles et anthropiques du milieu.

⁷⁰ Le *Millenium Ecosystem Assessment* [V-10] est un travail sur les conséquences de la perte de biodiversité, qui a été mené à l'échelle internationale entre 2001 et 2005. Cette étude est présentée en détail au paragraphe 3.1.1.

Il existe différents indicateurs pour décrire ces services rendus par les écosystèmes, dont voici quelques exemples :

- pour les services d'approvisionnement, la mesure des quantités prélevées (volumes de pêche pour les écosystèmes marins, quantités de bois pour les écosystèmes forestiers, ...) associée à des indicateurs de fréquence (taux de prélèvement du bois, index trophique marin, ...) donnent une bonne représentation du fonctionnement de l'écosystème ;
- pour les services de régulation, le fonctionnement de l'écosystème est bien souvent évalué à l'aide de modèle de prédiction (hydrogramme pour le contrôle du débit des rivières, climat pour la fixation du carbone, ...). Les mesures restent toutefois assez qualitatives pour une grande partie des services de régulation qui sont rendus : réduction des maladies, limitation de la prolifération des espèces invasives, ... ;
- pour les services culturels, la fréquentation, éventuellement complétée par une mesure de l'intérêt pour l'écosystème, est l'indicateur le plus couramment utilisé.

L'analyse des services écosystémiques est aujourd'hui à la base de l'évaluation de la valeur économique de la biodiversité (voir le paragraphe 2.3.5 de ce chapitre).

2 - Vision économique actuelle de la biodiversité

Comme il a été rappelé en introduction de ce chapitre, la notion de biodiversité est complexe, ce qui rend sa perte difficilement quantifiable et, par conséquent, monétarisable. Cette difficulté n'est pas isolée, l'effort d'évaluation se heurte à plusieurs autres obstacles :

- la biodiversité a une valeur intrinsèque, qui ne peut pas être résumée à la seule utilité que les êtres humains en retirent ;
- les connaissances scientifiques sur le sujet ont progressé mais demeurent réduites : absence de visibilité sur les services pouvant être rendus aux générations futures, manque de connaissances des écosystèmes marins, ... ;
- la valorisation de la biodiversité nécessite de concilier des valeurs marchandes (alimentation, énergie,...) et non-marchandes (fonctions de régulation, ...).

Ce paragraphe est une synthèse du chapitre 5 - « L'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques : bilan des connaissances scientifiques » du rapport du Centre d'Analyse Stratégique (CAS) sur l'approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. On rappelle que le contenu de ce rapport est détaillé au paragraphe 3.2 de ce chapitre.

2.1 - Valeurs d'usage et valeurs de non-usage

L'approche économique est fondée sur le principe que, pour être optimale, la valeur sociale d'un actif doit être égale à son **coût de remplacement**. Le coût de la biodiversité doit donc intégrer les différents aspects énumérés précédemment (utilité pour les êtres humains, valeur intrinsèque, potentiels futurs, ...), afin de ne pas fournir une valeur largement sous-estimée. Ainsi, la Valeur Economique Totale (VET) de la biodiversité est constituée [V-11] :

- des valeurs d'usage, qui regroupent les usages directs (alimentation, énergie, matériaux, ...) et indirects (régulation du climat, épuration de l'eau, stockage du carbone, ...), mais aussi les usages qualifiés d'optionnels (potentiels futurs) ;
- des valeurs de non-usage, qui prennent notamment en compte la valeur intrinsèque de la biodiversité.

Retenir cette définition pour évaluer la valeur de la biodiversité permet d'intégrer aussi bien l'utilité retirée par la société de son exploitation (valeurs d'usage direct) que ses potentiels futurs (valeurs d'option) ou sa valeur intrinsèque (valeurs de non-usage). Mais la mise en œuvre pratique du calcul de la VET de la biodiversité amène plusieurs difficultés :

- **la question de l'anthropocentrisme** : les composantes de la VET de la biodiversité peuvent être calculées selon leur valeur pour l'Homme (vision anthropocentrique) ou selon leur valeur pour elle-même (vision écocentrique), la frontière entre ces deux visions pouvant parfois être difficile à comprendre et à cerner ;
- **l'hétérogénéité des différentes composantes** : chacune des composantes est rattachée à des usages bien distincts (consommation, régulation, legs aux générations futures, ...), qui ne peuvent pas s'exprimer sous la même forme ;
- **les risques de doubles-comptes** : il s'agit de ne pas valoriser plusieurs fois un même usage, qui peut s'observer à des niveaux différents ou résulter d'interactions (la valeur récréative d'un écosystème peut inclure certains services de prélèvements tels que la cueillette par exemple). Il faut aussi éviter de valoriser des usages incompatibles (la pratique de la chasse peut, dans certains cas, être incompatible avec une forte fréquentation touristique par exemple) ;
- **la situation de référence** : le cadre de l'évaluation doit être arrêté, plusieurs possibilités de comparaison existent : avec un monde sans êtres humains, avec la situation qui prévalait une ou plusieurs générations plus tôt, ... ;
- **l'actualisation** : la plupart des usages qui sont recensés ne sont pas effectifs et concernent des usages futurs qui doivent être actualisés sur la période d'évaluation (qui peut être infinie).

2.2 - Difficultés de monétarisation

Il existe de multiples approches pour monétariser la biodiversité. On propose ici de répertorier les différentes méthodes de monétarisation existantes, en distinguant les préférences révélées des préférences déclarées, ainsi que leurs éventuelles limites.

2.2.1 - Évaluation par des enquêtes de préférences révélées

Les méthodes de préférences révélées permettent d'observer le comportement des agents sur le marché. Un coût de la biodiversité est alors obtenu :

- en estimant le coût nécessaire à son maintien (méthodes directes) ;
- en monétarisant les évolutions de comportement des agents observées à la suite d'une modification du niveau de biodiversité (méthodes indirectes).

Méthodes d'évaluation directes

Les méthodes directes sont généralement employées pour évaluer des coûts de la biodiversité à grande échelle [E12, E13]. Ceux-ci sont estimés à l'aide du coût des mesures de substitution ou d'enrayement des pertes mises en œuvre pour protéger la biodiversité. Les méthodes les plus couramment mises en application sont basées sur :

- **le coût des dommages** : cette démarche est la plus simple à mettre en œuvre. Elle nécessite toutefois un inventaire précis des pertes subies par un écosystème, afin d'éviter les doubles-comptes. Et la monétarisation de certains effets non-marchands peut être problématique (la régulation des quantités d'eau ou la valeur patrimoniale de certaines espèces par exemple) ;
- **les coûts de restauration, remplacement ou déplacement** : l'utilisation de cette méthode est justifiée lorsqu'un écosystème dégradé peut se voir substituer un nouvel écosystème qui assure des fonctions identiques au moindre prix (par rapport au coût d'une solution artificielle ou au consentement collectif à payer pour le maintien de ces fonctions) [V-12]. Si les fonctions du substitut diffèrent de celles de l'écosystème évalué, alors cette démarche aboutira à une valorisation partielle ;
- **les effets de productivité** : cette approche considère la biodiversité comme une variable essentielle de la production de biens. Elle monétarise son érosion en observant les effets que cela entraînerait sur la production (cette méthode a été utilisée pour monétariser la valeur de la pollinisation à l'échelle mondiale par exemple [V-13]) ;
- **les coûts évités** : cette méthode est semblable à celle des coûts de remplacement, à la différence que l'écosystème dégradé n'est pas remplacé par un autre écosystème mais par un substitut artificiel (par

exemple la construction de stations d'épuration pour l'assainissement des eaux, en remplacement de zones humides en bon état). Les limites de l'approche dépendent là aussi en partie de la qualité du substitut.

Avec ces méthodes, les agents considèrent seulement le coût des services écosystémiques dont ils bénéficiaient avant la perte de biodiversité : il se peut que d'autres coûts ne soient pas pris en compte.

Méthodes d'évaluation indirectes

L'érosion de la biodiversité a des conséquences sur le comportement des agents, plus ou moins marquées selon le niveau des changements. Ces modifications de comportement peuvent ensuite être monétarisées par l'intermédiaire de « marchés de substitution » et fournir une évaluation du coût de l'érosion de la biodiversité. Il s'agit de l'approche retenue pour monétariser la biodiversité par des méthodes indirectes de préférences révélées, dont les plus régulièrement utilisées sont :

- **les coûts de déplacement** : cette démarche considère que le coût de la biodiversité est égal au prix que les agents consentent à payer pour y accéder. Cette méthode est largement utilisée pour évaluer la valeur récréative d'espaces naturels remarquables [V-14]. Ce coût de déplacement reste toutefois dépendant de la valeur du temps retenue pour l'évaluation du traitement des données (déplacements n'ayant pas pour unique motif la visite du site naturel valorisé, prise en compte des non-visiteurs, ...) ;
- **les prix hédonistes** : ils se basent sur la variation de la valeur des biens immobiliers en fonction de leur environnement. Cette méthode est parfois utilisée pour évaluer les effets sur les paysages [V-15]. Son emploi pour la valorisation de la biodiversité reste toutefois limité car il est difficile d'isoler les effets ayant eu un impact sur les prix observés ;
- **les dépenses de protection** : elles reflètent l'arbitrage des agents entre une érosion de la biodiversité et le coût nécessaire pour l'éviter. Cette approche de monétarisation est peu utilisée car l'arbitrage est bien souvent effectué par la puissance publique, dont le choix est davantage politique qu'économique.

Les enquêtes de préférences révélées permettent seulement d'évaluer des situations existantes, afin d'observer leurs effets sur le marché. Toutes les valeurs de non-usage sont donc exclues du champ de ces enquêtes et doivent être monétarisées en utilisant les préférences déclarées.

2.2.2 - Évaluation par des enquêtes de préférences déclarées

Les méthodes privilégiées pour la valorisation de la biodiversité sont les enquêtes de préférences déclarées, car elles permettent de prendre en compte des valeurs autres que celles d'usages directs. Deux approches sont généralement mises en œuvre :

- **les évaluations contingentes**, qui introduisent un certain nombre de biais liés principalement au manque de connaissance de la biodiversité pour les personnes interrogées (biais informationnel), à la volonté des sujets à vouloir contribuer à une « bonne cause » indépendamment de leur intérêt réel (biais de satisfaction morale ou effet de « *warm glow* ») et à la difficulté de distinguer l'actif sur lequel porte le questionnaire de catégories plus larges (biais d'inclusion) ;
- **l'analyse conjointe** (« *choice modelling* » ou « *choice experiment* »), qui propose aux personnes interrogées des choix plus proches de situations qu'ils connaissent (choix d'une option d'un projet, qui est ensuite monétarisée pour déduire le consentement à payer). Cette méthode nécessite un important travail de description du projet et des différentes options d'une part, et elle n'élimine pas le biais informationnel d'autre part.

Une troisième approche, variante de l'analyse conjointe, est parfois utilisée. Il s'agit de la méthode de classement contingent (« *contingent ranking* »), qui ne propose pas une monétarisation des choix des personnes interrogées mais un classement de leur préférence. Cette approche permet de limiter le biais de conception lié au « vecteur de paiement ».

Des recommandations pour une bonne utilisation des évaluations contingentes, dans le cadre particulier de la valorisation de la biodiversité, ont été publiées par un groupe d'experts [V-16]. Leurs principales conclusions sont les suivantes :

- **sur la réalisation du questionnaire** : le questionnaire doit être validé par un groupe d'experts (« *focus group* ») afin d'améliorer sa compréhension par les agents interrogés et ainsi limiter le biais informationnel. Cette validation doit aussi permettre d'une part d'assurer un nombre minimum de non-réponses et d'autre part de fournir des résultats sensibles au niveau de menaces qui pèsent sur les espèces ou les écosystèmes évalués ;
- **sur le mode de déroulement de l'enquête** : le groupe d'experts recommande de mener l'enquête de visu, en étant vigilant sur « l'effet enquêteur ». Et pour assurer la lisibilité future de l'enquête, toutes les hypothèses et conditions de réalisation du questionnaire doivent figurer avec les résultats ;
- **sur la représentativité de l'enquête** : tout d'abord, les échantillons de personnes interrogées doivent être constitués selon certaines règles. Et les éventuelles variations temporelles entre les résultats doivent être corrigées, en se basant sur des enquêtes menées à des périodes différentes (moyenne des résultats).

Ces recommandations n'abordent pas la question du « constructivisme » (préexistence ou non des préférences au moment de l'enquête) [V-17]. Cet aspect des méthodes de préférences déclarées ne doit pas être négligé dans le cas de l'évaluation de la biodiversité, où les enjeux et mesures proposées sont généralement mal connus par les personnes interrogées. L'utilisation de supports visuels appuyant les propositions des questionnaires, sous réserve qu'ils ne tronquent pas la vision des agents enquêtés (effet « *warm glow* », notamment), est une des alternatives au problème du constructivisme.

Bien qu'elles datent de 1993, les conclusions du groupe d'experts que nous avons détaillées précédemment sont toujours d'actualité. Elles recommandent la mise en œuvre d'évaluations contingentes pour estimer le coût de la biodiversité, en particulier les valeurs de non-usage. Toutefois, les contraintes que le groupe d'experts impose pour s'assurer de la robustesse des enquêtes n'ont pas encouragé la multiplication de ces pratiques, mais ont plutôt orienté les évaluateurs vers l'usage de méta-analyses d'enquêtes de préférences déclarées. Ces méta-analyses permettent de transférer les résultats d'enquêtes vers d'autres situations (écosystème, période ou lieu différent).

2.2.3 - Méta-analyses

Transferts de valeurs

Il existe deux possibilités de transfert des résultats d'une enquête :

- les valeurs obtenues dans une situation donnée (écosystème, période ou lieu différent) sont transférées vers une autre situation, aux caractéristiques similaires (changement de lieu en général) ;
- l'équation de demande établie dans une situation (pour une série de variables données) est appliquée à une autre situation (avec les valeurs correspondantes des variables).

Dans la majorité des cas, cette dernière méthode de transferts de valeur est la plus robuste. Elle n'assure toutefois pas systématiquement la validité statistique des résultats qu'elle propose, même dans le cas de situations quasiment similaires [V-18]. Les principales recommandations pour améliorer ces procédés de transferts de valeurs sont les suivantes :

- impliquer les parties prenantes dans la conception des valeurs ;
- un panel d'experts en méthodes contingentes et méta-analyses a publié en 2006 des pistes d'amélioration possibles pour l'évaluation de la biodiversité à l'aide de ces approches :
 - les enquêtes doivent intégrer un éventuel usage futur pour un transfert de valeur, car les principaux biais observés dans les résultats proviennent de biais liés à leur conception [V-19] ;
 - le traitement des résultats doit être identique d'une enquête à l'autre, afin de faciliter leur analyse et leur agrégation pour les méta-analyses [V-20] ;
 - le besoin de recherches est encore important, aussi bien en écologie qu'en sciences sociales, et la collaboration entre les disciplines doit se renforcer [V-21].
- l'*Environmental Protection Agency* (USEPA) a commandé en 2006 une étude portant sur 140 méta-analyses (pas seulement limitées au domaine de la biodiversité), dont la synthèse [V-22] préconise en particulier de

développer le suivi des enquêtes de préférences déclarées (accessibilité et traitement des données de base), de travailler avec des études indépendantes et d'avoir une réflexion sur leur traitement (comment traiter l'hétérogénéité des données extraites des enquêtes ? Comment assurer l'homoscédasticité des résultats de méta-analyses ?) afin d'améliorer la robustesse des résultats des méta-analyses.

La question de la qualité de l'échantillon sélectionné pour les enquêtes est aussi un point récurrent dans chacune des publications sur le sujet.

Bases de données

Le développement des bases de données internationales, regroupant les études menées sur le thème de l'évaluation environnementale, a permis de généraliser les travaux de méta-analyses. La base de données *Environmental Valuation Reference Inventory* (EVRI), développée par l'*Environment Canada* (Ministère de l'Environnement canadien), est actuellement la plus connue. Elle fait l'objet d'un accord de maintenance et de développement avec les États-Unis, le Royaume-Uni, l'Australie, la France et la Nouvelle-Zélande. Des négociations sont en cours avec la Suisse. Comptant plus de 2 000 travaux (dont certains sur des évaluations de fonctions écologiques, d'espèces ou d'habitats), l'EVRI permet d'éviter la mise en œuvre d'études complètes, relativement coûteuses. Cette base de données est consultable en ligne à l'adresse www.evri.ca.

D'autres exemples de bases de données peuvent être cités :

- la base australienne *Envalue* (www.epa.nsw.gov.au/envalue) ;
- l'*Ecosystem Services Database*, développée par le *Gund Institute for Ecological Economics* de l'université du Vermont (Etats-Unis) (www.esd.uvm.edu)
- la *Review of Externality Data* de la Commission européenne (www.red-externalities.net) ;
- les deux bases de données françaises, sur l'eau (www.economie.eaufrance.fr/) et sur la forêt (<http://lef.nancy-engref.inra.fr/>).

De très nombreuses méta-analyses sont disponibles à l'heure actuelle, pour différents types d'écosystèmes (forêts, zones humides, mangroves, ...), de services (paysages, ...) ou d'espèces (espèces menacées, ...). Le groupe de travail du CAS propose une bibliographie détaillée de ces études au paragraphe 3.4 du chapitre V de son rapport.

2.3 - Inventaire des méthodes d'évaluation existantes

Plusieurs approches sont utilisées pour valoriser la biodiversité. Les principales citées sont :

- l'évaluation de la diversité ;
- l'évaluation des ressources génétiques ;
- l'évaluation des espèces ;
- l'évaluation des habitats ;
- l'évaluation des services rendus par les écosystèmes.

En particulier, cette dernière approche est celle qui est privilégiée dans les études les plus récentes.

2.3.1 - Évaluation de la diversité

Cette méthode d'évaluation postule que la diversité des entités a une valeur, liée à la quantité et à la qualité des services résultant de cette diversité. Ajoutée à l'utilité dérivée de l'existence de cette entité par les citoyens, cette « valeur de diversité » [V-23] fournit la valeur de l'entité.

La méthode d'évaluation de la diversité est donc basée sur la mesure de la diversité entre espèces, populations, individus ou écosystèmes. Cette mesure de la diversité peut reposer sur des connaissances scientifiques, par des mesures de la dissimilitude génétique par exemple, ou sur des arbitrages de l'évaluateur, qui choisit une série de

critères de diversité et l'importance qu'il leur attribue. Plusieurs critiques peuvent être opposées à chacun de ces modes de mesures :

- la mesure de la dissimilitude génétique (par hybridation ADN-ADN) est très difficile à appliquer : elle nécessite un volume de données considérable et une quantité importante de calculs ;
- le choix de critères par l'évaluateur est subjectif et n'assure qu'une représentation partielle de la diversité.

On peut ajouter que cette approche est fondée sur l'addition de deux grandeurs incomparables : l'utilité et la diversité. Cette addition est rendue possible lorsque ces deux grandeurs ont été rendues homogènes, par l'intermédiaire de la monétarisation. En plus de la difficulté de mesurer la diversité de la biodiversité, il s'agit donc de la valoriser. Le besoin de prendre en compte des valeurs de non-usage incite à privilégier les préférences déclarées pour cette valorisation. Le recours à cette méthode, et plus particulièrement aux évaluations contingentes, amène de nouvelles critiques qui ont déjà été citées précédemment.

2.3.2 - Évaluation des ressources génétiques

L'évaluation de la biodiversité par la bioprospection⁷¹ est une approche qui s'est développée au début des années 1990. Elle consiste à évaluer la valeur future d'un élément de biodiversité potentiellement utile, notamment pour ses propriétés pharmacologiques. Cette approche a été employée plusieurs fois, avec des résultats très variables d'une évaluation à l'autre : la valeur d'une espèce peut varier de deux cents à deux millions de dollars [V-24].

Les valeurs de la biodiversité établies par évaluation des ressources génétiques sont basées sur deux paramètres, la probabilité de trouver une espèce d'intérêt d'une part et le revenu pouvant être retiré de cette espèce d'autre part. La variabilité de ces paramètres explique la diversité des résultats obtenus :

- la probabilité d'avoir une espèce potentiellement utile dans un écosystème donné varie de 0,0001 à un peu plus de 0,01 selon les évaluations ;
- la valeur annuelle affectée à une espèce potentiellement utile est comprise entre 250 000 et 37,5 milliards de dollars, selon les effets pris en compte (bénéfices pour les compagnies pharmaceutiques, valorisation du nombre de vies sauvées, ...).

Par conséquent, l'évaluation de la biodiversité par la valorisation des ressources génétiques est largement dépendante des hypothèses prises pour décrire le futur (risques futurs, maintien des écosystèmes, ...).

2.3.3 - Évaluation des espèces

Les études portant sur la valorisation des espèces sont bien souvent mises en œuvre dans le cas d'espèces protégées ou menacées. Ces études sont très largement basées sur les Consentements à Payer (CàP) de la population, afin d'intégrer à la dimension écologique de la biodiversité les dimensions éthique et culturelle. Les méthodes d'évaluation contingente sont privilégiées pour établir ces CàP (prise en compte du contexte non-écologique, meilleure visualisation pour la population, ...).

Une méta-analyse publiée en 1996 [V-25] montre que les valeurs déclarées varient dans un rapport de 1 à 15, selon les espèces (des valeurs hautes sont accordées aux espèces emblématiques : loup, saumon du Pacifique, ...) et la proximité des populations interrogées (une espèce se voit accorder une plus grande valeur par des populations éloignées que par des populations voisines). Une généralisation de ces données est proposée, sous la forme d'une régression multiple : à la valeur de base de 11 \$ par an pour les résidents du site (il faut majorer

⁷¹ La bioprospection répertorie et évalue les éléments constitutifs de la diversité biologique, dans le but de sa conservation et de son utilisation durable. Cette activité, menée en grande partie par les secteurs de la pharmacologie, de la biotechnologie et de l'agriculture, a une finalité essentiellement commerciale.

cette valeur de 23 \$ pour les visiteurs⁷²), on ajoute 47 \$ si l'espèce est un mammifère et 33 \$ s'il s'agit d'un oiseau.

Une méta-analyse plus récente [V-26], basée sur 37 études, conclut sur des CàP pour la conservation d'espèces compris entre 5 et 200 €2008 par an par ménage, avec une concentration de valeurs comprises entre 12 et 40 €2008.

L'utilisation de méthodes d'évaluation contingente introduit toutefois des biais. Les résultats qui sont établis sont jugés excessifs : les valeurs publiées dans la méta-analyse de 1996 aboutissent à consacrer chaque année 1 % du PIB des Etats-Unis pour la sauvegarde de 2 % des espèces menacées (si les CàP sont étendus à l'ensemble des ménages américains) [V-27]. Cette valeur importante ne reflète probablement pas la volonté des agents, mais est plutôt le résultat de biais introduits par la méthode d'évaluation contingente.

2.3.4 - Évaluation des habitats

L'évaluation de la biodiversité peut aussi se faire par l'intermédiaire des habitats ; il suffit pour cela qu'une politique de protection soit définie. La politique de protection des habitats, qui ne s'applique qu'à certains sites éligibles (habitat d'espèces menacées, site appartenant à une zone protégée, ...), permet de définir des objectifs (diversité génétique, diversité des espèces, ...) et d'adopter une démarche d'évaluation de type coûts/efficacité.

Plusieurs méta-analyses d'études valorisant la conservation des habitats sont actuellement disponibles. Il en ressort une forte hétérogénéité des résultats. A titre d'exemple, une méta-analyse de 2008, basée sur 42 études, fait ressortir des CàP compris entre 1 et 370 €2008 par an par ménage pour la conservation des habitats, avec une concentration de valeurs comprises entre 12 et 80 €2008 [V-26].

Au final, l'hétérogénéité des résultats d'évaluation des habitats rend difficile la généralisation des valeurs ainsi que des méthodes employées pour les obtenir.

2.3.5 - Évaluation des services écosystémiques

Comme cela a été présenté auparavant, la notion de services permet de relier le fonctionnement des écosystèmes au bien-être humain. Par conséquent, la valeur de la biodiversité est alors égale au cumul des avantages retirés de ces services par la société. Il faut noter que ces avantages peuvent être des avantages d'usage ou de non-usage et concerner aussi bien des services immédiatement accessibles que des potentiels futurs de services.

Une méthode basée sur les inventaires de services écosystémiques

Cette approche se base en premier lieu sur un inventaire des services rendus par les écosystèmes. On peut en donner différents exemples :

- 17 types de services (production de nourriture, de matières premières, usages récréatifs, régulation des climats, cycle de l'eau, ...) sont répertoriés dans une étude publiée en 1997, valables pour l'ensemble des écosystèmes terrestres et marins [V-28] ;
- une étude de 2002 améliore et clarifie cet inventaire, en considérant 23 types de services répartis en 4 catégories de fonctions (régulation, habitats, approvisionnement en services et en biens, information) [V-29] ;
- la classification proposée dans le *Millenium Ecosystem Assessment* en 2005 est la référence actuelle, qui résulte d'un consensus international.

La définition de cet inventaire est un des points problématiques de l'évaluation de la biodiversité par les services écosystémiques qu'elle fournit à la société. Des difficultés persistent sur plusieurs points :

⁷² Il s'agit du "paradoxe de proximité" : au plus la population est géographiquement proche de l'écosystème évalué, au plus la valeur qu'elle lui accorde est faible. Inversement, cette valeur augmente avec l'éloignement.

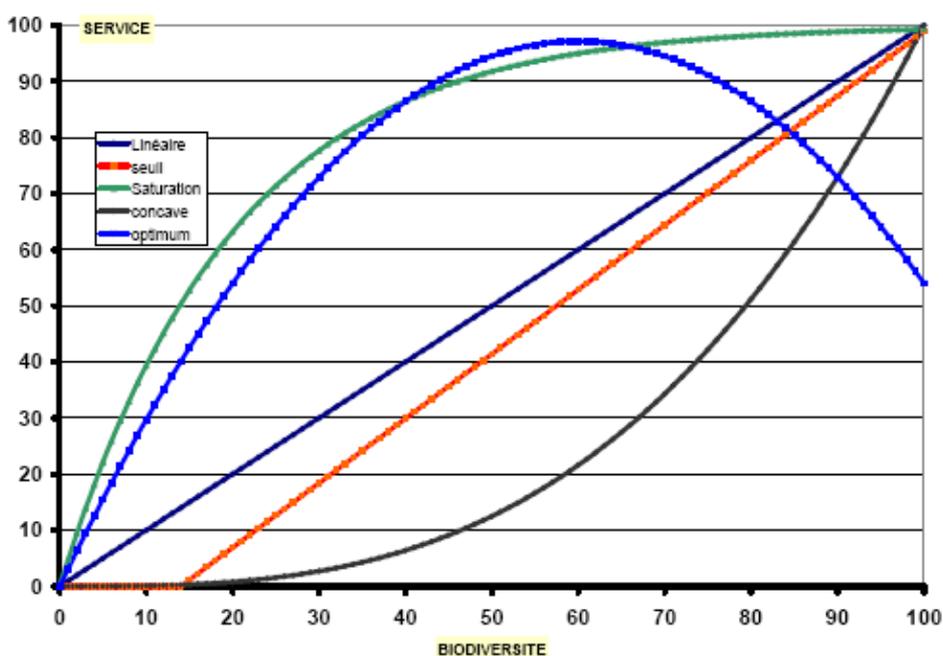
- la compréhension des dynamiques spatiales et temporelles reste limitée ;
- les interactions entre écosystèmes ou entre fonctions d'un écosystème sont complexes, leur connaissance peut évoluer [V-30] ;
- les services écosystémiques identifiés dans les inventaires traduisent uniquement des bénéfices retirés par la société.

Les services répertoriés sont ensuite monétarisés (voir paragraphe 2.2) et actualisés (usages et potentiels futurs). Des intervalles de valeurs sont relevés dans les différentes études basées sur cette méthode d'évaluation. Ils ont pour origine les différences de qualité et d'usage des écosystèmes selon leur localisation et la période d'une part et d'éventuels biais méthodologiques d'autre part. Ces biais peuvent être mis sur le compte de variations dans les effets pris en compte (prise en compte ou non des services dits irremplaçables par exemple) ou de la méthode retenue pour la valorisation des services non-marchands.

Relation entre la biodiversité et les services écosystémiques

Cette approche par les services écosystémiques paraît l'une des mieux adaptées à l'évaluation économique de la biodiversité [V-31]. Elle nécessite toutefois d'améliorer les connaissances sur la relation évidente entre la perte de biodiversité et l'évolution du niveau de service qui en résulte. Cette relation, qui semble avérée, a une forme et une intensité qui fait actuellement débat. Une importante littérature existe sur le sujet ; nous donnerons ici une synthèse des relations qu'elle propose :

- **une relation linéaire**, où la perte de biodiversité est proportionnelle à la diminution des services écosystémiques ;
- **une relation convexe ou de saturation**, qui traduit l'idée que plusieurs écosystèmes rendent des services identiques et que, par conséquent, leur dégradation entraînerait dans un premier temps une faible diminution de ces services ;
- **une relation concave**, qui, à l'opposé de la relation de saturation, exprime l'importance de certains écosystèmes pour les services qu'ils rendent par rapport à d'autres ;
- **une relation avec seuil**, où la variation des services rendus par les écosystèmes est brutale à partir d'un certain niveau d'érosion de la biodiversité ;
- **une relation avec optimum**, qui défend l'hypothèse selon laquelle les services écosystémiques ne diminueraient pas systématiquement avec la perte de biodiversité.



Différents types de relations entre la biodiversité et les services écosystémiques (source : CAS)

3 - Revue européenne

3.1.1 - Les études d'INFRAS et de l'Office fédéral du développement territorial de Suisse

Le bureau d'études INFRAS/IWW a réalisé une étude sur la monétarisation de la perte de biodiversité, publiée en 2004 [V-32]. Cette étude a retenu une approche basée sur le coût de réparation :

- **un coût est attribué aux surfaces de sols artificialisées** : il correspond au coût de restauration de l'habitat nécessaire pour atteindre le niveau de service écologique préalable à la mise en service d'une infrastructure de transport ;
- **les autres effets causés par la mise en service d'une infrastructure de transport sont eux aussi monétarisés** : il s'agit notamment de la perturbation occasionnée sur les écosystèmes (bruit, effets de coupure,...) et des effets sur les paysages, valorisés par des coûts de restauration.

Les différents coûts de restauration utilisés dans l'étude INFRAS/IWW sont issus d'une étude réalisée en 2003 pour l'Office fédéral du développement territorial de Suisse [V-33]. Celle-ci propose aussi une valorisation de la biodiversité, basée sur la monétarisation des pertes d'habitats⁷³ (coûts de restauration ou de remplacement) et de la fragmentation des habitats (coûts de remplacement, notamment par des passages à faune).

En conclusion de son étude, INFRAS/IWW propose des valeurs pour la perte de biodiversité en fonction du linéaire d'infrastructure mis en service ; ces valeurs sont basées sur des coûts par unité de surface artificialisée (en €/m²) et des ratios d'emprise pour différentes infrastructures de transport (m²/km). Les résultats sont détaillés par types de réseaux dans le tableau suivant :

Type de réseau	Type de section	Coût de la perte de biodiversité
Réseau routier	Autoroutes	49 100
	Routes nationales (1 ^{ère} classe)	5 480
	Routes régionales (2 ^{ème} classe)	4 000
	Routes départementales (3 ^{ème} classe)	3 130
	<i>Moyenne</i>	<i>4 060</i>
Réseau ferroviaire	Chemin de fer à voie unique	1 300
	Chemin de fer multi-voies	2 090
	<i>Moyenne</i>	<i>1 670</i>

Valeurs accordées à la perte de biodiversité dans l'étude d'INFRAS/IWW (en €2000/km)

3.1.2 - Le « Millennium Ecosystem Assessment » (MEA)

Afin de se doter des outils et des moyens nécessaires pour atteindre les objectifs fixés lors de la Convention sur la diversité biologique de 1992, l'Organisation des Nations Unies (ONU) a lancé en 2001 une étude exhaustive sur les conséquences de la perte de la biodiversité et des écosystèmes. Mobilisant 1360 experts de 95 pays, ce travail s'appuie sur la notion de « services rendus par les écosystèmes » et propose des évaluations économiques de ces services. L'objectif du MEA est de proposer une étude sur l'érosion de la biodiversité similaire aux travaux du GIEC sur le changement climatique.

⁷³ Cette monétarisation est réalisée par rapport à une situation de référence ; la situation pour l'année 1950 est retenue comme situation de référence dans cette étude.

Le rapport, publié en 2005, donne les principales conclusions de ce groupe de travail international [V-10] :

- de manière générale, les écosystèmes ont été détruits plus rapidement au cours des 50 dernières années qu'à toute autre période de l'Histoire (l'Homme a converti plus de terres à l'agriculture depuis 1945 qu'au cours des XVIII^{ème} et XIX^{ème} siècles réunis par exemple), du fait de l'explosion de la demande de services écosystémiques pendant cette même période (la population mondiale a doublé, l'activité économique a été multipliée par 6) ;
- la multiplication des services écosystémiques rendus à la société a amené des gains en termes de bien-être et d'activités économiques, au détriment des écosystèmes détruits pour répondre à la demande. Ces dégradations, temporaires ou permanentes, ont un coût pour la société : augmentation du risque de changements non-linéaires des écosystèmes, creusement des inégalités intra-générationnelle (progression de la pauvreté) et intergénérationnelle (destruction de services écosystémiques pour les générations futures), ... ;
- quatre scénarii de prospective à horizon 2050 sont construits, en fonction de l'organisation mondiale (globale ou régionale) et de la réactivité face aux destructions d'écosystèmes (mesures prises après coup ou gestion durable des écosystèmes). Ils prévoient une poursuite (voire une augmentation selon les cas) des dégradations des écosystèmes due à la stabilisation ou à l'intensification des facteurs directs de changement des écosystèmes (réchauffement climatique, pollution, surexploitation, ...). Cette poursuite empêchera probablement d'atteindre les objectifs de réduction de la pauvreté, de la faim et de la mortalité infantile dans le monde fixés par l'ONU en 2000, lors du Millénaire pour le développement ;
- le processus de destruction des écosystèmes peut s'inverser si des mesures bien plus importantes que celles prises à l'heure actuelle sont mises en place. Il faut pour cela parvenir à faire varier les cinq facteurs indirects de changement des écosystèmes : la population (croissance démographique, migrations), les activités économiques (croissance, disparités, échanges commerciaux), les facteurs socio-politiques (conflits, implication des pouvoirs publics dans la prise de décisions), la culture (modification des comportements) et les technologies (innovations).

3.1.3 - L'étude européenne « Economie des Ecosystèmes et de la Biodiversité » (EEB)

Suite à la rencontre des ministres de l'Environnement du G8+5 à Postdam, la Commission Européenne a lancé en mars 2007 une vaste étude sur le coût pour la société de la dégradation de la biodiversité et des services écosystémiques. Cette initiative, qui s'inscrit dans la continuité des travaux du MEA, est similaire au travail effectué en 2006 par Nicholas Stern sur le coût du changement climatique.

La responsabilité de cette étude a été confiée à l'économiste indien Pavan Sukhdev, responsable du département des marchés internationaux de la Deutsche Bank à Bombay et fondateur d'un projet de « comptabilité environnementale » pour l'Inde. Le travail est découpé en deux phases, la première s'étant achevée en 2008 avec des propositions méthodologiques pour l'évaluation de la perte de biodiversité [V-34], actuellement ignorée par le calcul économique classique. Ces méthodes d'évaluation sont basées sur les avantages retirés des services rendus par les écosystèmes (purification de l'eau, régulation climatique, bois, nourriture,...), actuellement en fort déclin et pourtant indispensables au bien-être de l'humanité. Elles sont accompagnées de propositions d'évolution des politiques, vers une prise en compte accrue de la biodiversité dans les décisions :

- valoriser les services rendus par les écosystèmes et s'assurer que les préjudices qu'ils subissent soient bien pris en compte ;
- partager le bénéfice retiré de la conservation d'écosystèmes ;
- effectuer une analyse coûts/avantages des services offerts par les écosystèmes ;
- adapter les subventions actuelles aux futurs enjeux de réduction des pertes de biodiversité.

L'évaluation économique chiffrée sera menée lors de la seconde phase, dont les résultats étaient attendus pour la fin de l'année 2009 (ils sont à ce jour indisponibles).

3.2 - Rapport du CAS sur l'approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes

La France s'est engagée, dans le cadre du Grenelle de l'environnement, « à ce que toutes les décisions publiques soient arbitrées dans le futur en intégrant leur coût pour la biodiversité ». A ce titre, il est indispensable que les pouvoirs publics puissent disposer d'éléments d'aide à la décision. Pour répondre à ce besoin, le CAS est saisi au mois de janvier 2008, sur proposition du ministre de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire, afin de :

- réaliser un état de l'art des connaissances sur la valorisation de la biodiversité à l'échelle internationale ;
- estimer des valeurs de référence pour intégrer le coût de la biodiversité dans les études socio-économiques relatives aux projets d'infrastructures.

Il ne s'agit pas de travailler ici sur une approche de compensation ou de réparation (approche *ex post*), mais plutôt sur une estimation des pertes liées à l'altération d'écosystèmes (approche *ex ante*) [V-2].

3.2.1 - Choix d'une approche coûts/avantages

Le groupe de travail, présidé par Bernard Chevassus-au-Louis, s'est tout d'abord attaché à choisir l'approche à privilégier pour évaluer les pertes de biodiversité :

- l'approche coûts/efficacité est appliquée lorsqu'une politique est définie et que les objectifs pour l'atteindre sont déclinés ;
- l'approche coûts/avantages est privilégiée lorsqu'une « politique optimale » doit être définie.

Dans le cas de la perte de biodiversité, il existe des objectifs nationaux et internationaux (« stopper l'érosion de la biodiversité d'ici 2010 ») qui sont toutefois trop limités pour permettre la définition d'une véritable politique de conservation de la biodiversité. Cette difficulté à définir une série d'objectifs à atteindre résulte en partie de la complexité de la notion de biodiversité (nombre d'entités, interactions, ...) et de la difficulté à quantifier les pressions anthropiques qui s'exercent sur les écosystèmes (choix d'indicateurs pour caractériser la destruction des habitats, la surexploitation, les pollutions, ...). Par conséquent, le groupe de travail a choisi d'écarter l'approche coûts/efficacité pour évaluer la perte de biodiversité et de privilégier une approche coûts/avantages.

Le groupe de travail a relevé des difficultés dans la valorisation de la biodiversité par une approche coûts/avantages :

- Une partie de la biodiversité, qualifiée de remarquable⁷⁴ du fait de sa valeur intrinsèque (zones ou espèces rares, protégées, emblématiques, ...), est difficilement monétarisable par une approche coût/avantages :
 - la biodiversité « remarquable » est, par définition, rare ; les services écosystémiques qu'elle peut éventuellement rendre sont donc limités et ne reflètent pas sa valeur ;
 - la classification de la biodiversité dans le domaine du « remarquable » relève du cadre de la décision politique, qui dépasse la décision économique (acceptabilité de la démarche de substitution, même si cette dernière n'est pas effective) ;
 - le coût de la biodiversité « remarquable » est très largement constitué de valeurs de non-usage qui sont, comme nous l'avons vu précédemment, difficilement monétarisables.
- La valorisation de la biodiversité doit se faire en tenant compte du potentiel à long terme des écosystèmes et des services futurs qu'ils pourraient rendre. Ces effets observables sur le long terme sont valorisés à l'aide du taux d'actualisation défini par les pouvoirs publics.

⁷⁴ Cette biodiversité dite remarquable s'oppose à la biodiversité qualifiée de générale ou ordinaire, du fait de son abondance et de son absence de valeur intrinsèque identifiée à l'heure actuelle. Le groupe de travail n'a pas précisé davantage les critères de sa désignation, car cette procédure peut être amenée à varier selon les milieux, les acteurs et les espèces concernés.

Par conséquent, le groupe de travail du CAS a choisi d'évaluer la biodiversité en valorisant uniquement la biodiversité dite générale ou ordinaire. Il préconise une évaluation indirecte, par l'intermédiaire des services rendus par les écosystèmes et de leurs potentiels futurs (voir paragraphe 2.3.5). La biodiversité remarquable, pour laquelle sont recommandées des évaluations par des méthodes de préférences déclarées, est écartée de cette évaluation.

3.2.2 - Évaluation du coût de la perte de biodiversité par les services écosystémiques

Pour le groupe de travail du CAS, le choix d'évaluer le coût de la perte de biodiversité par l'intermédiaire des services écosystémiques se justifie par le manque de connaissance actuelle des différentes composantes de la biodiversité (individus, espèces, écosystèmes) et des interactions qui existent entre elles. Cette approche, uniquement basée sur la résultante de ces interactions à savoir les services rendus par les écosystèmes, est plus simple à mettre en œuvre qu'une évaluation individuelle de chacune des composantes et de leurs interactions.

Cette méthode d'évaluation nécessite d'explicitier une relation entre l'évolution de la biodiversité et la variation des services écosystémiques résultante (voir paragraphe 2.3.5). Le groupe a retenu une relation linéaire :

- la relation entre biodiversité et services écosystémiques semble monotone et croissante, comme le justifie les conséquences d'une réduction de la taille des populations d'une espèce (ce qui équivaut à une perte de biodiversité) aussi bien au niveau génétique (diminution de la diversité génétique) qu'écosystémique (altération du fonctionnement de l'écosystème) ;
- les relations convexes pourraient négliger les propriétés de certaines espèces ou écosystèmes sur le long terme (qui peuvent avoir actuellement un rôle relativement réduit) au profit des services qui sont actuellement observables ;
- les observations réalisées pour valider les relations concaves donnent des résultats relativement proches de relations linéaires.

En retenant cette hypothèse, le groupe considère que la variation des indicateurs de biodiversité amène une modification similaire des services écosystémiques rendus. A l'inverse, cette hypothèse nous assure aussi que la valorisation d'une diminution des services écosystémiques fournit le coût de la perte de biodiversité associée. Cette méthode comporte cependant quelques limites, que le groupe de travail a relevées :

- elle prend essentiellement en compte des valeurs d'usages, qui ne représentent qu'une partie de la valeur économique totale de la biodiversité ;
- la distinction entre biodiversités « remarquable » et « ordinaire » opérée pour les besoins de l'évaluation est uniquement valable pour une période donnée (une espèce actuellement « ordinaire » peut devenir dans le futur une espèce « remarquable »), qui peut être plus courte que notre période d'évaluation.

3.2.3 - Valorisation de la biodiversité : exemple pour les forêts tempérées et les prairies

La méthode de valorisation des services écosystémiques est ensuite appliquée à l'exemple des forêts tempérées. Selon le groupe de travail du CAS, l'objectif de fixation d'une valeur de la biodiversité convient à ce type d'écosystème :

- les forêts tempérées constituent un intermédiaire entre les milieux à forte biodiversité (forêts tropicales par exemple) et les milieux à faible biodiversité (terres de culture intensive par exemple) ;
- de nombreuses études sont disponibles sur les services rendus par les forêts tempérées (voir les références dans le tableau suivant).

Le CAS propose une évaluation du coût des services rendus par deux types d'écosystèmes : les forêts tempérées, pour lesquelles les résultats sont davantage détaillés, et les prairies. Les valeurs obtenues pour les forêts tempérées sont synthétisées dans le tableau suivant :

Services	Valeurs proposées (en €2009)	Méthodes de détermination (ou raisons de la non-évaluation le cas échéant)	Remarques
Approvisionnement - bois	[75 € ; 160 €]	Basées sur le taux d'exploitation moyen des forêts françaises (4 m ³ /ha x an [E35]) et la valeur du bois (différenciée selon qu'il soit commercialisé ou non [E36]).	
- cueillette	[10 € ; 15 €]	Issues d'une revue de la littérature.	
Régulation - fixation du carbone	115 €	Basées sur les estimations du flux annuel de fixation du carbone données par la France dans le cadre du protocole de Kyoto (1,2 t/ha x an) et le coût d'une tonne de carbone [V-37].	360 € en 2030
- stockage du carbone	[207 € ; 414 €]	Basées sur des estimations du taux d'immobilisation à long terme des stocks de carbone (25 % pour les stocks aériens et 75 % pour les souterrains) et le coût d'une tonne de carbone.	Estimations des experts du groupe de travail, sur la bases de travaux de 2006 [V-38] [650 € ; 1300 €] en 2030 (évolution de la valeur du carbone).
- autres gaz atmosphériques	non évaluée	Forte disparité des résultats selon la méthode d'évaluation choisie : de 0 (production) à 675 €/ha x an (coût de remplacement) pour l'oxygène.	Manque de bilans quantitatifs.
- eau (quantité annuelle)	0 €	Difficultés à évaluer le surplus par rapport à une situation de référence et problèmes de double comptes avec d'autres écosystèmes (écosystèmes aquatiques par exemple).	
- eau (régulation des débits)	non évaluée	Problèmes de double comptes avec d'autres fonctions (fonctions récréatives par exemple).	
- eau (qualité)	90 €	Basées sur le coût du traitement de l'eau (0,40 €/ m ³ [V-39]) et majoration liée à la localisation des forêts dans des zones de forte pluviométrie, à la qualité des eaux qu'elles produisent et aux usages autres que la fourniture d'eau potable.	Aucune étude existante pour quantifier la majoration retenue par le groupe.
- protection (érosion, crues)	non évaluée	Faible nombre d'études et forte dispersion des valeurs existantes.	Résultats très localisés et méthodes de détermination peu explicites.
- biodiversité	non évaluée directement	Ce coût est évalué par l'intermédiaire des autres services.	
- autres services de régulation (santé, ...)	non évaluée	Besoin d'études.	
Services culturels - promenades (hors cueillette et chasse)	[0 € ; 1000 €]	Basées sur des évaluations de la valeur récréative de la forêt (coût de déplacement [V-40]), pondérée par un coefficient lié à la fréquentation.	
- chasse	[55 € ; 69 €]	Basées sur les dépenses engagées pour la chasse (déplacements, équipement, ...).	
- autres services culturels	non évalué		
Total	~ 970 € [500 € ; 2000 €]		

Valeurs de référence proposées par le CAS pour les forêts tempérées (en €2009/ha x an)

Le groupe évalue la valeur totale actualisée d'un hectare de forêt tempérée française à 35 000 €2009 (suivant les recommandations du rapport Lebègue sur le taux d'actualisation [V-41]). Cette valeur totale est répartie sur trois postes principaux :

- la fixation du carbone, dont la valeur totale actualisée (jusqu'en 2050, selon les recommandations du rapport Quinet sur la valeur tutélaire du carbone) est d'environ 6 300 €2009 ;
- le stockage du carbone à long terme, dont la valeur totale actualisée est estimée à 10 600 €2009 ;

la valeur totale actualisée de l'ensemble des autres services rendus par les forêts tempérées est de l'ordre de 18 000 €2009. Le groupe de travail du CAS propose ensuite une valeur pour les prairies. Cette évaluation est moins détaillée que pour les forêts tempérées : seules les valeurs des services sont présentées. Les résultats sont reportés dans le tableau ci-dessous :

Services	Valeurs proposées (en € 2009)
Approvisionnement - élevage - cueillette	non-évalué
Régulation - fixation du carbone - stockage du carbone - autres gaz atmosphériques - eau (quantité annuelle) - eau (régulation des débits) - eau (qualité) - protection (érosion, crues) - pollinisation - biodiversité - autres services de régulation (santé, ...)	[23 € ; 47 €] [160 € ; 320 €] non évaluée 0 € non évaluée 90 € non évaluée [60 € ; 80 €] non évaluée directement non évaluée
Services culturels - promenades (hors cueillette et chasse) - chasse - autres services culturels	non évalué [4 € ; 69 €] 60 €
Total	600 €

Valeurs de référence proposées par le CAS pour les prairies (en €2009/ha x an)

Le groupe de travail du CAS conclut en apportant trois nuances à ces propositions de valeurs de référence :

- les valeurs accordées aux différents services écosystémiques ont été sommées sans tenir compte :
 - de l'hétérogénéité des valeurs additionnées (qui sont issues de méthodes de monétarisation très différentes : prix constatés, déclarés, ...) ;
 - d'éventuels double-comptes (qui peuvent résulter de la décomposition en services écosystémiques utilisée) ;
 - de problèmes d'échelle (les services écosystémiques peuvent être aussi bien locaux que globaux) ;
 - de priorités différentes entre les services évalués (la perte de certains services écosystémiques peut avoir un impact bien plus important sur la population).
- le groupe de travail conseille de développer l'utilisation des méthodes multicritères, afin de valider les coefficients de pondération existant entre les différents services écosystémiques évalués et de vérifier si la simple sommation peut être appliquée (il faut pour cela que les coefficients de pondération soient identiques).
- le taux d'usage des services écosystémiques influe fortement sur leur valeur (proportion d'eau fournie par les écosystèmes pour la production d'eau potable ou fréquentation touristique des forêts). Afin d'intégrer cette

variabilité, le groupe de travail suggère de définir une « valeur maximale plausible » (valeur que pourrait atteindre le service en un lieu donné à horizon 30-50 ans), à partir de laquelle pourrait être déduite la valeur d'usage de l'écosystème évalué à un instant donné. Les modalités de calcul de cette « valeur maximale plausible » restent à définir.

3.2.4 - Recommandations du groupe de travail

Sur la base de l'analyse des bilans LOTI, le groupe de travail a comparé le bénéfice retiré par la mise en service d'une infrastructure routière ou ferroviaire à la valeur qu'il a proposée pour la biodiversité (exemple des forêts tempérées et des prairies) :

Infrastructure	Longueur (km)	Bénéfice actualisé ⁷⁵ (en M€ de l'année d'actualisation)	Emprise ⁷⁶ (ha)	Ratio bénéfice actualisé / emprise (en M€2003/ha)
LGV Atlantique	285	391 M€1992	1995	0,20
LGV Rhône-Alpes	106	316 M€1994	742	0,43
LGV Interconnexion	102	187 M€1993	714	0,26
LGV Méditerranée	250	107 M€2001	1750	0,06
A39 Dijon-Dôle	35	277 M€1991	490	0,57
A39 Dôle – Bourg-en-Bresse	109	252 M€1990	1526	0,17
A57 Cuers – Le Cannet-des-Maures	34	209 M€1991	476	0,44
A430 Pont Royal – Albertville	16	240 M€1991	224	1,07
A837 Saintes – Rochefort	36,5	113,5 M€1991	511	0,22
A54 St-Martin-de-Crau – Salon-de-Provence	25	314 M€1996	350	0,90
A14 Orgeval – La Défense	16	1782 M€1996	224	7,96
A77 Dordives – Cosnes	95,5	111 M€1999	1337	0,08

Bénéfices actualisés extraits de bilans LOTI

La valorisation proposée dans le rapport du CAS ne permet pas de donner à la perte de biodiversité un poids économique dissuasif par rapport aux bénéfices retirés de la mise en service d'une infrastructure lourde de transport (on rappelle qu'il s'agit principalement de gains de temps de parcours). Le groupe de travail met l'accent sur le fait que le coût qu'il propose correspond à la valeur d'usage des services écosystémiques liés à la biodiversité générale, pour lesquels les méthodes de monétarisation sont les plus robustes. Il ne s'agit donc que d'une valeur minimum du coût de la perte de biodiversité. A ce titre, le bilan socio-économique ne doit pas être le seul outil d'aide à la décision pour les questions de biodiversité, il doit être complété par une approche réglementaire de compensation des pertes⁷⁷.

L'introduction dans le bilan socio-économique d'une valeur accordée à la biodiversité permet toutefois de comparer des variantes et de justifier le choix d'une option du point de vue de la biodiversité (ou de justifier des dépenses dédiées à la préservation de la biodiversité).

⁷⁵ Actualisation à 8 %, sur 20 ans pour les LGV et infinie pour les autoroutes.

⁷⁶ Cette emprise est calculée sur la base de ratio : 7 ha/km pour les LGV et 14 ha/km pour les autoroutes.

⁷⁷ Cette approche réglementaire concerne aussi la biodiversité remarquable, qui n'entre pas dans le cadre fixé par le groupe de travail et n'est, par conséquent, pas pris en compte dans le bilan socio-économique avec les valeurs de référence proposées par le CAS.

Le groupe de travail du CAS conclut ses travaux en émettant une série de recommandations :

- le travail réalisé pour les forêts tempérées doit être étendu à l'ensemble des écosystèmes répertoriés en France (travaux du MEA France), dans la mesure où des données provenant d'écosystèmes similaires existent ;
- les valeurs de référence pour les écosystèmes doivent être déterminées à l'échelle départementale (ou une échelle spatiale inférieure si les données sont disponibles) pour tenir compte des spécificités écologiques et socio-économiques du territoire ;
- une autorité en charge de l'élaboration et de l'actualisation des valeurs de référence doit être constituée, elle aurait pour mission de définir le cadre de référence pour évaluer la biodiversité (méthode d'évaluation, valeur des paramètres à utiliser) et de proposer des voies d'amélioration (calcul d'une « valeur maximale plausible » par exemple).

4 - Tests de sensibilité

4.1 - Les différents scénarii à tester

4.1.1 - Scénario 1 : valeurs par véhicule.km proposées dans le Handbook on estimation of external costs in the transport sector

Le *Handbook on estimation of external costs in the transport sector* propose des coûts par véhicule.km pour monétariser la perte de biodiversité due à un projet d'infrastructure de transport. Ces coûts sont basés sur les résultats de l'étude publiée par INFRAS en 2004 et présentée au paragraphe 3.1.1. Ces valeurs par véhicule.km permettent de calculer simplement un avantage de perte de biodiversité qui puisse être ensuite intégré au bilan socio-économique du projet (via les prévisions de trafic). Le test réalisé dans le cadre du premier scénario consiste à calculer cet avantage ; les valeurs employées figurent dans le tableau suivant :

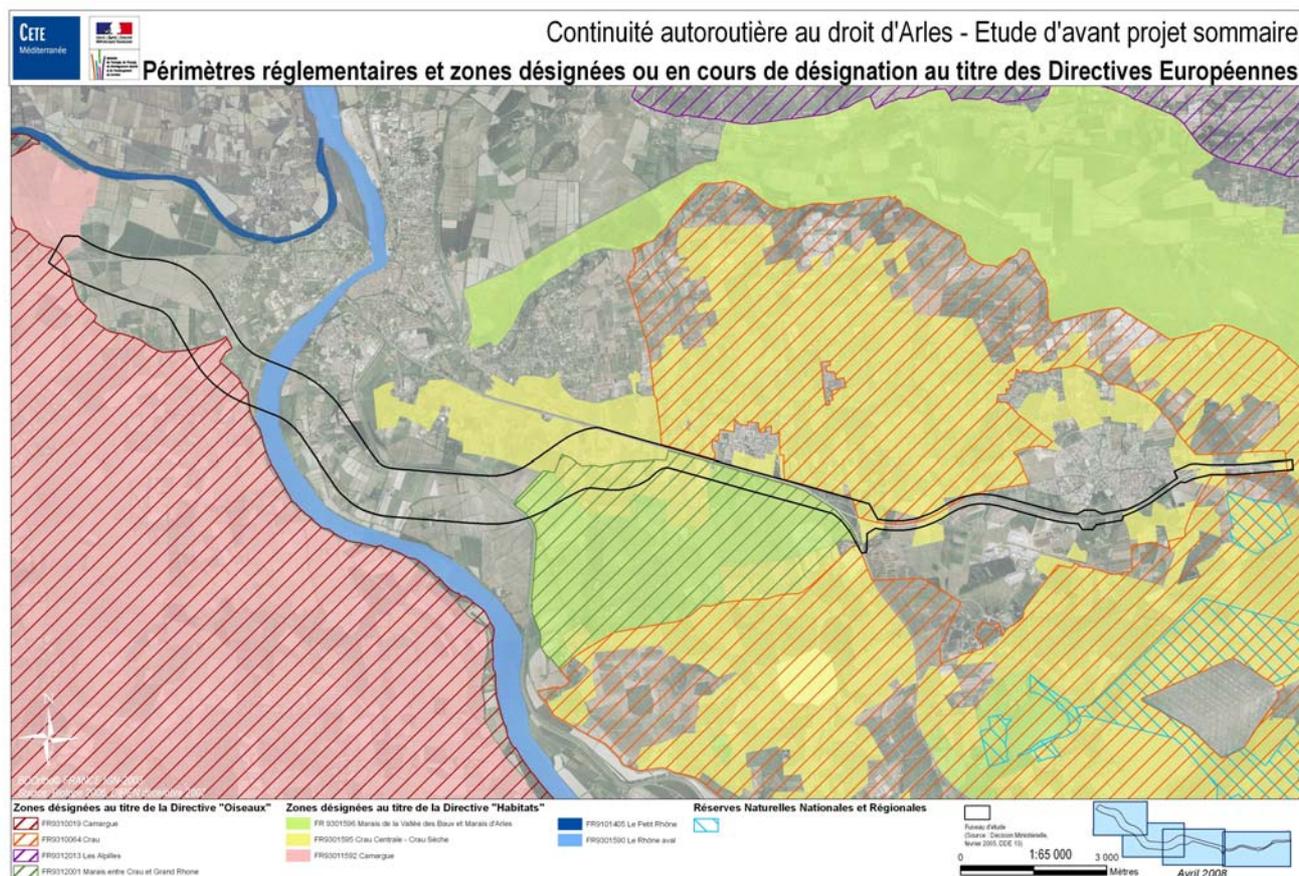
Types de véhicules	Urbain	Interurbain
PL	0	1,15
VL	0	0,4

Coût de la perte de biodiversité retenu dans le scénario 1 (en €2000ct/vkm)

Aucune recommandation sur l'évolution des valeurs n'est proposée dans le *Handbook on estimation of external costs in the transport sector*. Par conséquent, une règle d'indexation a été fixée : elle suit l'indice des prix à la consommation des ménages. Cette évolution permet de prendre en compte l'inflation. Elle écarte toutefois certains aspects qui peuvent être soulevés avec la perte de la biodiversité, tels que la raréfaction de certains habitats ou la prise en compte des générations futures, qui aurait pu être intégrés via une règle d'évolution basée sur le taux d'actualisation (la recherche d'une telle règle d'évolution nécessite une étude spécifique, qui n'a pas pu être entreprise dans le cadre de ce travail).

4.1.2 - Scénario 2 : test basé sur les travaux du CAS

Dans son rapport, le CAS a produit des valeurs pour seulement deux types d'écosystèmes (forêts tempérées et prairies) ; le travail reste à compléter pour les autres écosystèmes, notamment ceux traversés par le contournement autoroutier d'Arles et représentés sur la carte suivante :



Périmètres réglementaires traversés par le projet de contournement autoroutier d'Arles (source : CETE Méditerranée)

Il faut rappeler que les valeurs proposées dans le rapport du CAS sont de l'ordre du millier d'euros par hectare dégradé (par an) **pour une forêt tempérée ou une prairie**. Pour la règle d'évolution de ces valeurs, le CAS distingue la croissance des valeurs accordées à la fixation et au stockage du carbone (croissance suivant les recommandations données par le CAS en 2008 sur la valeur tutélaire du carbone) de celles des autres services rendus par les écosystèmes. Le contournement autoroutier d'Arles traverse des écosystèmes différents de ceux qui ont été traités dans le rapport du CAS, ce qui nécessiterait des travaux spécifiques pour leur valorisation. Il s'agit d'une des principales recommandations du groupe de travail : l'extension de la démarche suivie pour les forêts tempérées et les prairies à l'ensemble des écosystèmes répertoriés dans le MEA France. Une valeur très forte a été retenue, pour tenir compte de la sensibilité du territoire traversé (proximité du Parc régional de la Camargue). Elle s'accompagne d'une règle d'évolution modeste du fait :

- de l'absence d'estimation de la part de la valeur retenue à mettre sur le compte des fonctions de fixation et de stockage du carbone (part de la valeur qui croît comme le taux d'actualisation entre 2030 et 2050) ;
- de la volonté de ne pas surestimer à la fois la valeur et la règle d'évolution retenues, afin de fournir une estimation haute de l'avantage sans toutefois introduire un biais trop important.

Par conséquent, une valeur de 10 000 €2009/ha annuelle a été retenue pour la réalisation des tests de sensibilité du scénario 2. Comme pour le scénario 1, elle a été associée à une croissance prudente, indexée sur l'indice des prix à la consommation des ménages. En retenant, comme le groupe de travail du CAS, un ratio entre le linéaire et l'emprise de l'autoroute de 7 ha/km, un coût de la perte de biodiversité estimé à 70 000 €2009/km (pour une autoroute) est finalement obtenu :

Valeur de la perte de biodiversité	70 000 €2009/km
Règle d'évolution	+ 1,4 %/an entre 2000 et 2025 + 1,3 %/an entre 2025 et 2050 0 % au-delà

Valorisation de la biodiversité retenue dans le scénario 2

A titre de comparaison, il est rappelé que l'étude INFRAS propose une valeur de 49 100 €2000/km pour une infrastructure autoroutière, ce qui est donc comparable à la valeur de 50 400 €2000/km⁷⁸ retenue pour ce test de sensibilité.

4.1.3 - Scénario 3 : transfert des valeurs d'une étude suisse de 2003

L'étude suisse publiée en 2003 et citée au paragraphe 3.1.1 [V-33] propose une valorisation de la biodiversité par une approche de compensation (pertes et fragmentation des habitats). Comme l'étude INFRAS/IWW de 2004, cette étude fournit des coûts kilométriques annuels par types de sections pour la Suisse, notamment sur les autoroutes. Ces coûts, utilisés pour réaliser les tests de sensibilité de ce troisième scénario, sont présentés dans le tableau suivant⁷⁹ :

Type de section	Coût de la perte de biodiversité
Autoroute	88 700
<i>Moyenne sur le réseau routier (pour information)</i>	<i>8 630</i>

Coût de la perte de biodiversité retenu dans le scénario 3 (en €2000/km)

Il faut noter que ces coûts correspondent à la situation suisse et à ses spécificités (topographie, écosystèmes alpins, mesures de réparation spécifiques, ...) ; leur transférabilité à l'exemple français du contournement d'Arles manque donc de robustesse. Le test effectué permet toutefois de fournir une estimation de la valeur haute pouvant être espérée pour l'avantage de biodiversité sur cet exemple d'infrastructure.

Comme pour le scénario 1, les valeurs sont indexées sur l'indice des prix à la consommation des ménages.

4.2 - Résultats et conclusions

4.2.1 - Somme actualisée des avantages de biodiversité sur la durée de vie du projet

La différence des coûts dus aux pertes de biodiversité entre les situations de référence et avec projet donne la somme actualisée des avantages, calculée sur la durée de vie de l'infrastructure (50 ans). Cette somme a été actualisée pour l'année 2004 et différenciée selon les modes ; les résultats sont présentés dans le tableau suivant :

⁷⁸ La conversion en €2000 a été faite en suivant l'indice des prix à la consommation des ménages, afin de rester cohérent avec la règle d'évolution proposée dans le scénario 1.

⁷⁹ Ces coûts ont été corrigés afin de tenir compte de l'écart de PIB entre la France et la Suisse.

Scénarii	Avantages VL	Avantages PL	Avantages VL+PL
Scénario 0 Bilan socio-économique actuel	0	0	0
Scénario 1 Projet ExternE	- 1,36	- 1,15	- 2,5
Scénario 2 Travaux du CAS	-	-	- 14,1
Scénario 3 Etude Suisse	-	-	- 24,8

Somme actualisée des avantages de perte de biodiversité (en millions d'€2000) sur une période de 50 ans

Le scénario 1, construit avec les valeurs les plus basses (valeurs recommandées dans l'étude ExternE), donne un avantage lié à la perte de biodiversité négligeable par rapport aux autres avantages monétarisés dans le bilan socio-économique. Inversement, le scénario 3 propose un avantage approchant 25 M€2000 (en valeur absolue), ce qui apparaît comparable aux avantages liés aux externalités environnementales actuellement valorisées dans le bilan socio-économique : suivant les recommandations de l'Instruction Cadre, les avantages de pollution atmosphérique sont de 24,6 M€2000 et ceux d'effet de serre de 28,5 M€2000.

Le scénario 2, qui est construit sur la base du rapport du CAS publié en 2009 (voir le paragraphe 3.2 de ce chapitre), conduit à attribuer une faible valeur monétaire à la perte de biodiversité. Celle-ci est toutefois d'un ordre de grandeur similaire à celles accordées à l'heure actuelle aux autres externalités environnementales (pollution atmosphérique et effet de serre).

4.2.2 - Poids monétaire de la perte de biodiversité dans l'avantage global du projet

Le poids monétaire de la perte de biodiversité au sein de l'avantage global du bilan socio-économique est renseigné pour chaque scénario dans les tableaux ci-dessous :

Scénarii	Avantage net global (somme des valeurs absolues)	Avantages de perte de biodiversité	Poids dans l'avantage global
Scénario 0 Bilan socio-économique actuel	1340,5	0	0 %
Scénario 1 Projet ExternE	1343,0	2,5	0,2 %
Scénario 2 Travaux du CAS	1354,6	14,1	1,0 %
Scénario 3 Etude Suisse	1365,3	24,8	1,8 %

Poids monétaire de la perte de biodiversité au sein de l'avantage global (somme des valeurs absolues)

En sommant les valeurs absolues des avantages, il est possible d'apprécier le poids de l'externalité "perte de biodiversité" sur le cumul des avantages :

- l'introduction des valeurs recommandées dans l'étude européenne ExternE donne à la perte de biodiversité un poids monétaire négligeable ;
- le test avec la valeur haute (scénario 3) amène à un avantage lié à la perte de biodiversité plus élevé (environ 2 % de l'avantage global), mais celui-ci reste marginal dans le bilan socio-économique.

Le scénario basé sur les travaux du CAS (scénario 2) aboutit à un poids monétaire négligeable, de l'ordre de 1 %. Ce poids est relativement proche de celui accordé à l'heure actuelle aux autres externalités environnementales dans le bilan socio-économique de projets d'infrastructures (pollution atmosphérique et effet de serre).

Une nouvelle comparaison a été effectuée avec une valeur du temps plus faible (13,41 €/h pour les VL, correspondant à la valeur du temps normalisée pour un calcul économique réalisé sur des OD dont la distance est comprise entre 20 et 50 km, contre 23 €/h précédemment) :

Scénarii	Avantage net global (somme des valeurs absolues)	Avantages de perte de biodiversité	Poids dans l'avantage global
Scénario 0 Bilan socio-économique actuel	900,3	0	0 %
Scénario 1 Projet ExternE	902,8	2,5	0,3 %
Scénario 2 Travaux du CAS	914,4	14,1	1,5 %
Scénario 3 Etude Suisse	925,1	24,8	2,7 %

Poids monétaire du bruit au sein de l'avantage global (somme des valeurs absolues)

Avec cette valeur du temps de 13,41 €/h, contre 23 €/h dans la comparaison précédente, le poids monétaire de la perte de biodiversité augmente légèrement mais il reste très marginal dans le bilan socio-économique du projet (inférieur à 3 % de l'avantage global dans les trois scénarii).

4.2.3 - Conclusions

Le scénario proposant la valorisation de la perte de biodiversité la plus élevée (étude de l'Office fédéral du développement territorial de Suisse, basée en partie sur le cas particulier des écosystèmes alpins) donne un avantage s'approchant des 25 M€2000, en valeur absolue. Cette estimation accorde à la perte de biodiversité une valeur proche des avantages liés à la pollution atmosphérique et à l'effet de serre obtenus actuellement (selon les hypothèses de l'Instruction Cadre). Elle ne permet toutefois pas de donner à cette nuisance un poids monétaire significatif dans le bilan socio-économique ; celui-ci reste limité à 2 % de l'avantage global.

Le scénario construit à partir des valeurs proposées en 2009 par le CAS donne à la perte de biodiversité un coût proche de celui accordé actuellement à la pollution de l'air et à l'effet de serre ; son poids monétaire reste marginal (de l'ordre de 1 %).

5 - Conclusions

La préservation de la biodiversité est l'un des principaux engagements qui a été pris lors du Grenelle de l'environnement. Il affirme en particulier le principe de valorisation des services rendus par la biodiversité, à mettre en œuvre dès que la réalisation d'un projet ou d'un programme est susceptible de nuire aux écosystèmes traversés. Cette démarche doit donc être systématiquement entreprise pour les projets d'infrastructure. Elle permettrait d'améliorer la transparence de l'évaluation socio-économique sur le plan environnemental et la soutenabilité des projets vis-à-vis de la collectivité, conformément aux circulaires sur l'évaluation au sein du Ministère de décembre 2008. La saisine du CAS sur la question de la monétarisation de la perte de biodiversité va dans ce sens. La démarche reste bien entendu fragile : le coût proposé dans le rapport n'est qu'une représentation partielle de la valeur de la biodiversité (valeur d'usage des services écosystémiques liés à la biodiversité générale). Elle offre toutefois la possibilité d'introduire un avantage de perte de biodiversité dans le bilan socio-économique de projet et de ne plus considérer ces pertes comme sans valeur pour la collectivité d'un point de vue socio-économique.

En l'état actuel, le rapport du CAS ne permet pas d'établir de valeurs pour la perte de biodiversité. Les travaux doivent se poursuivre et s'étendre à l'ensemble des écosystèmes répertoriés en France (travaux du MEA France), pour aboutir à des valeurs pour les 17 types d'écosystèmes :

- à l'échelle nationale dans un premier temps : cette méthode présente l'inconvénient de ne pas tenir compte des disparités géographiques (contexte économique, culturel et environnemental) ;
- territorialisées, a minima à l'échelle départementale (selon les recommandations du CAS), dans un second temps.

A ce jour, seules deux valeurs ont été établies à l'échelle nationale.

Le format de valeur retenu par le CAS (en €/ha) est facilement utilisable, sous réserve de disposer de la surface d'emprise de l'infrastructure au moment des études. L'idéal serait de tenir également compte des emprises mobilisées pour les activités liées à l'implantation de l'infrastructure. **Une valeur en fonction du linéaire de l'infrastructure (en €/km), établie à l'aide de ratio d'emprises par kilomètre, nécessite moins de détails concernant le projet (longueur de l'infrastructure uniquement)** ce qui facilite son utilisation au moment des études.

Enfin, la monétarisation des pertes de biodiversité ne doit intervenir qu'après avoir mis en œuvre toutes les mesures d'évitement et de réduction des dommages préconisées par les réglementations en vigueur (notamment la loi n° 76-629 sur la protection de la nature et la directive 2001/42/CE relative à l'évaluation des incidences de certains plans et programmes sur l'environnement⁸⁰). Il faut privilégier l'internalisation de ces coûts dans les dépenses de construction de l'infrastructure ; la démarche de compensation monétaire du coût des dommages causés à la biodiversité dans le bilan socio-économique ne doit intervenir qu'en dernier recours.

⁸⁰ Pour une présentation plus détaillée de ces textes, voir le paragraphe 2.1.1 du chapitre VI.

Chapitre VI

Internalisation des coûts pour d'autres externalités

1 - Internalisation du coût de la pollution des sols et des eaux

1.1 - La pollution des sols et des eaux due aux infrastructures de transport

Comme nous l'avons vu dans le chapitre 2 « Internalisation des coûts de pollution atmosphérique », le secteur des transports est responsable de l'émission de nombreux polluants dans l'air. Une part de ces polluants ne reste toutefois pas en suspension dans l'atmosphère et est absorbée par les eaux et les sols à proximité de l'infrastructure.

1.1.1 - Effets de la pollution des sols et des eaux

Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) et les métaux lourds (plomb, cadmium, cuivre, ...) sont les principaux polluants émis par le secteur des transports responsables de la pollution des sols et des eaux. Cette pollution peut avoir des effets indirects, par contamination des cultures environnantes. Le transfert des polluants vers l'homme est alors facilité, en cas de consommation du produit de ces cultures. Une part de la pollution n'est que superficielle et peut être éliminée en rinçant le produit, mais la majorité des polluants contaminant les sols et les eaux sont généralement assimilés par la flore et peuvent être ingérés par le consommateur. Cette ingestion peut avoir des conséquences sur leur santé à long terme :

- les HAP (le plus connu étant le benzo[a]pyrène) et certains métaux lourds (le cadmium, le chrome ou le nickel peuvent être cités) sont identifiés comme étant cancérigènes ;
- certains métaux lourds, notamment le plomb et le mercure, ont des effets neurotoxiques.

1.1.2 - Observation de la contamination des sols

Pour les besoins de son guide méthodologique sur les études d'environnement « volet air »⁸¹ [VI-1], le Sétra a financé (en partenariat avec le ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement, le BRGM et l'ADEME) une série d'études visant à caractériser la signature d'une infrastructure routière en interurbain, en particulier sur la pollution de proximité qu'elle engendre. Les principaux points qui ressortent de cette étude sont les suivants :

- la pollution des sols (à 10 centimètres de profondeur) diminue fortement lorsque l'on s'éloigne de l'infrastructure : elle est maximale entre 5 et 10 mètres et diminue au-delà de 20 à 100 mètres selon le type de polluant et le niveau de trafic ;
- cette pollution reste généralement inférieure aux seuils maximaux admissibles, fixés par l'arrêté du 8 janvier 1998 [VI-2] ;
- des effets chroniques et à long terme de la pollution des sols à proximité des infrastructures de transport ont été mis en évidence (tests de génotoxicité).

Par conséquent, bien que la pollution d'une infrastructure sur les sols et les eaux paraissent limitée, l'effet de cette pollution sur la santé est avéré. Le manque d'études disponibles sur le sujet empêche toutefois de quantifier cet effet et d'isoler l'impact du seul secteur des transports.

1.1.3 - Le risque de double-comptes

Le secteur des transports est responsable de l'émission de plusieurs dizaines de polluants dans l'air. Une fraction de ces émissions, constituée des polluants les plus lourds (métaux lourds et HAP), ne reste pas en suspension

⁸¹ Ce guide a été rédigé conjointement par le Sétra, le CERTU et l'ADEME.

dans l'atmosphère : elle se dépose sur les sols à proximité de l'infrastructure (dépôts directs, retombées entraînées par la pluie, ...) et les contamine. La pollution des eaux est ensuite généralement une conséquence de la pollution des sols ; elle intervient notamment par lessivage des sols pollués (ruissellement, infiltration souterraine des eaux de pluie, ...).

L'imbrication des différents phénomènes de pollution causés par les transports (air, sols, eaux) favorise d'éventuels doubles-comptes. Il faut donc être vigilant, lors de la valorisation de la pollution atmosphérique, à ne pas prendre en compte les émissions de polluants (dont une part contaminera les eaux et les sols environnants) mais bien l'exposition de la population à ces polluants. Cette distinction, très difficile à faire en pratique, n'est pas effectuée.

Les effets de la pollution des sols et des eaux peuvent donc être monétarisés en considérant éventuellement des effets qui ont déjà été valorisés lors de la monétarisation de la pollution atmosphérique (effets sanitaires des HAP et des métaux lourds).

1.2 - Méthodes de valorisation

1.2.1 - Approche par le coût de restauration

Il existe différentes méthodes de dépollution pour les sols et les eaux contaminées. Plusieurs exemples peuvent être énumérés :

- le lavage du sol pour les pollutions aux métaux lourds (utilisation d'une solution acide) ;
- la dépollution biologique (utilisation de bactéries ou de champignons) pour les HAP ;
- la filtration et le traitement des eaux polluées (utilisation d'un coagulant) ;
- l'excavation et le remplacement des sols pollués ;

La monétarisation de ces différentes opérations (coûts de restauration ou de remplacement) permet de valoriser la pollution des sols et des eaux en bordure d'infrastructure, par une approche de compensation.

Cette estimation fournit un coût total, qu'il faut ensuite désagréger en fonction des émissions de HAP et de métaux lourds (principaux polluants responsables de la contamination des sols et des eaux) à mettre sur le compte des différents types de véhicules empruntant l'infrastructure étudiée (VL, PL, trains, ...). Comme pour le calcul du coût de la pollution de l'air par une approche top-down, les inventaires d'émissions et les volumes de trafic permettent de répartir le coût global entre ces différentes catégories de véhicules, afin d'obtenir un coût en véhicule.kilomètre ou en train.kilomètre.

1.2.2 - Approche par le coût des dommages

Le paragraphe 1.1.1 de ce chapitre rappelle les effets d'une exposition aux métaux lourds et aux HAP sur la santé. Les conséquences de cette exposition peuvent être quantifiées par l'intermédiaire de relations dose-réponse (nombre de jours d'hospitalisation, consommation de médicaments, ...). Ces effets sont alors monétarisés par une approche basée sur le coût des dommages (pertes de production, coût d'un jour d'hospitalisation, ...), ce qui fournit une estimation du coût global de la pollution des sols et des eaux.

Comme pour l'approche précédente, ce coût est ensuite désagrégré à partir des inventaires d'émissions et des volumes de trafic pour les différentes catégories de véhicules (VL, PL, trains, ...).

1.3 - Revue des études existantes

Il existe actuellement peu d'études proposant un coût de la pollution des sols et des eaux. Les principales recensées sont :

- le rapport rendu par le groupe de haut niveau sur la tarification des infrastructures de transport [VI-3] et une étude suisse réalisée par l'Office fédéral du développement territorial de Suisse [VI-4], qui ont employé une méthode basée sur le coût de restauration ;
- le projet ExternE [VI-5], qui a utilisé une approche par le coût des dommages.

Seule l'étude suisse propose des valeurs monétaires pour le coût de la pollution des sols et des eaux :

Types de véhicules	Coût (en €2000ct/vkm)
VL	0,06
Bus	1,07
PL	1,05
Train (transport de voyageurs)	0,29
Train (transport de fret)	1,02
<i>Train (tous transports)</i>	<i>0,43</i>

Coûts de la pollution des sols et des eaux proposés par l'Office fédéral du développement territorial de Suisse (en €ct2000/vkm)

1.4 - Test de sensibilité

1.4.1 - Le scénario à tester : recommandations du Handbook on estimation of external costs in the transport sector

Il existe très peu d'études proposant une évaluation des effets d'une infrastructure de transport sur la pollution des sols et des eaux. Seule l'étude suisse [VI-4] propose des coûts par véhicule.km, repris dans le *Handbook on estimation of external costs in the transport sector* et dont les valeurs sont présentées dans le tableau suivant :

Types de véhicules	Tous
PL	1,05
VL	0,06

Coût de la perte de la pollution des sols et des eaux (en €2000ct/km)

Aucun taux d'évolution n'est recommandé. La pollution des eaux et des sols dépendant des émissions de polluants dans l'air, les taux d'évolution du chapitre II « Internalisation des coûts de pollution atmosphérique » sont appliqués. La règle d'évolution testée dans le cadre du scénario 4, la plus pessimiste en termes de réduction des émissions (elle donne donc une valeur haute de la somme actualisée des avantages), a été retenue. Cette règle est rappelée dans le tableau suivant :

Règles d'évolution	2000-2020	2020-2025	2025-2050	Après 2050
VL	- 2,7 %	+ 1,4 %	+ 1,3 %	0 %
PL	- 2,7 %	+ 1,4 %	+ 1,3 %	0 %

Règle d'évolution retenue pour le test des valeurs accordées au coût de pollution des sols et des eaux

1.4.2 - Résultats et conclusions

La différence des coûts dus à la pollution des sols et des eaux entre les situations de référence et avec projet donne la somme actualisée des avantages, calculée sur la durée de vie de l'infrastructure. Cette somme a été actualisée pour l'année 2004 et différenciée selon le type de véhicules ; les résultats sont présentés dans le tableau suivant :

Types de véhicules	Somme actualisée pour l'année 2004 (en M€2000)
VL	- 0,02
PL	0,17
Total	0,15

Somme actualisée des avantages de pollution des sols et des eaux (en millions d'€2000) sur une période de 50 ans

L'avantage de pollution des sols et des eaux obtenu avec les valeurs proposées par l'Office fédéral du développement territorial de Suisse est inférieur au million d'€2000, ce qui est insignifiant par rapport aux autres avantages monétarisés dans le bilan socio-économique. A titre de comparaison, les avantages de pollution atmosphérique sont de 24,6 millions d'€2000 et ceux accordés aux gains de temps dépassent les 500 millions d'€2000 pour une valeur du temps de 13,41 €/h (ils sont supérieurs au milliard d'€2000 pour une valeur du temps de 23 €/h).

L'avantage accordé à la pollution des sols et des eaux est ensuite intégré au bilan socio-économique, afin d'estimer le "poids" monétaire de cette externalité au sein de l'avantage global. Comme pour les précédents tests de sensibilité, l'avantage global est calculé en sommant la valeur absolue des avantages d'une part et le calcul est réalisé avec deux valeurs du temps différentes (23 €/h et 13,41 €/h). Les résultats sont présentés dans le tableau suivant :

Valeurs du temps	Avantage net global (somme des valeurs absolues)	Avantages de pollution des sols et des eaux	Poids dans l'avantage global
13,41 €/h	900,5	0,2	0,02 %
23 €/h	1340,7	0,2	0,01 %

Poids monétaire de la pollution des sols et des eaux au sein de l'avantage global (somme des valeurs absolues)

L'introduction de l'avantage de pollution des sols et des eaux ne modifie pas le bilan socio-économique tel qu'il est pratiqué actuellement : le poids monétaire de cette externalité est quasiment nul (de l'ordre de 0,01 %) avec les valorisations recommandées dans le *Handbook on estimation of external costs in the transport sector*.

Il semble préférable de se limiter aujourd'hui à la seule internalisation de la pollution des sols et des eaux (bassins de rétention, étanchéisation des sols, ...) dans le coût d'investissement, comme le veut la pratique actuelle.

2 - Internalisation des effets sur le paysage

L'évaluation et la monétarisation des atteintes aux paysages dues aux infrastructures de transport présuppose une définition de cette notion de paysage. D'un point de vue réglementaire, celui-ci est considéré comme « une partie du territoire telle que perçue par les populations, dont le caractère résulte de l'action de facteurs naturels et/ou humains et de leurs interrelations ». Cette définition « concerne autant les paysages pouvant être considérés comme remarquables, que les paysages du quotidien et les paysages dégradés » [VI-6]. La caractérisation du paysage peut aussi être plus théorique et mettre en avant certains de ses aspects, tels que le dynamisme (définition de Augustin Berque : « le paysage est une entité relative et dynamique, où nature et société, regard et environnement sont en constante interaction ». [VI-7]). La complexité de cette notion est une première difficulté pour sa prise en compte dans le bilan socio-économique.

2.1 - Les atteintes aux paysages dues aux infrastructures de transport

La mise en service d'une infrastructure de transport modifie les paysages des milieux traversés. Cette atteinte touche aussi bien les usagers de l'infrastructure (traversée d'un milieu dégradé) que les riverains (détérioration du cadre de vie) ou les éventuels visiteurs (pour les sites d'intérêt particulier).

2.1.1 - La réglementation

La prise en compte de la valeur des paysages dans la réglementation française a conduit à définir des infrastructures de transport dont les caractéristiques réduisent les atteintes aux paysages, voire contribue à sa recomposition et à sa mise en valeur :

- la loi n° 76-629 sur la protection de la nature [VI-8] déclare la protection des paysages d'intérêt général (article L122-1 du Code l'environnement) et rend obligatoire la réalisation d'études d'impact comportant un volet spécifique pour les paysages pour tout projet risquant d'avoir une incidence sur l'environnement (article L122-1 à L123-1 du Code l'environnement) ;
- la loi n° 93-24 sur la protection et la mise en valeur des paysages [VI-9] ne limite plus la protection aux sites exceptionnels (article L350-1 du Code l'environnement) : elle l'étend à l'ensemble des sites présentant un intérêt paysager, que le paysage soit ordinaire ou extraordinaire.

Plus récemment, la directive 2001/42/CE relative à l'évaluation des incidences de certains plans et programmes sur l'environnement a rappelé le principe réglementaire de compensation des dommages, après avoir mis en œuvre les mesures d'évitement et de réduction nécessaires [VI-10] (loi de transposition n° 2008-757 et article L.161-1 du Code de l'environnement). Elle vise en particulier les atteintes aux paysages (la perte de biodiversité et les pollutions de l'air, des sols, des eaux sont également visées par cette directive).

Le principe de compensation n'est pas basé sur une transaction monétaire (« un permis de détruire »). Il doit en premier lieu rechercher une remise en état du site endommagé. Si cette remise en état est impossible, il faut alors mettre en œuvre une compensation par équivalent en nature : il s'agit de reconstituer le site endommagé, éventuellement à un autre endroit. Cette démarche de compensation nécessite des évaluations, pas nécessairement monétarisées, pour déterminer l'équivalent du site endommagé. Cette approche est actuellement la démarche privilégiée pour la réparation des dommages à l'environnement.

Enfin, la loi de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement [VI-11] doit permettre de réduire les atteintes aux paysages grâce à la constitution d'ici 2012 d'une trame verte et bleue, « outil d'aménagement du territoire qui permettra de créer des continuités territoriales » (article 23). L'amélioration de la qualité et de la diversité des paysages est un des objectifs de cette trame verte et bleue⁸².

2.1.2 - Les risques de double-comptes

Les approches de monétarisation des atteintes aux paysages sont confrontées à des difficultés méthodologiques, notamment pour dissocier les effets de ces atteintes d'autres effets déjà pris en compte par ailleurs. La présentation des différentes méthodes de valorisation de la perte de biodiversité au chapitre précédent montre en effet que l'approche par les services rendus par les écosystèmes monétarise des services qualifiés de culturels, parmi lesquels sont inclus des attributs esthétiques. Cette valeur accordée à l'esthétique d'un écosystème peut s'interpréter comme la valeur d'un paysage.

⁸² La préservation de la biodiversité par des corridors écologiques et la réduction de la fragmentation des habitats naturels et habitats d'espèces font aussi partie des objectifs de la constitution d'une trame verte et bleue. A ce titre, cette disposition aurait pu être citée dans le chapitre V de ce rapport "Internalisation des coûts d'érosion de la biodiversité" et elle concerne aussi les effets de coupure pour la faune et la flore, qui sont abordés par la suite.

Par conséquent, il n'est pas possible d'introduire simultanément dans un bilan socio-économique une valeur pour les atteintes portées aux paysages et une valeur accordée à la perte des services rendus par les écosystèmes (valeur de la biodiversité), sous peine de double-comptes.

2.2 - Méthodes de valorisation retenues dans les études existantes

Les études de monétarisation des atteintes aux paysages se développent de plus en plus, mais elles restent encore peu nombreuses et ne sont pas limitées uniquement à l'effet des infrastructures de transport [V-12] (elles prennent aussi en compte les phénomènes d'urbanisation ou de mutation des zones rurales par exemple).

Il existe principalement deux types de méthodes pour monétariser les effets de la mise en service d'une infrastructure de transport sur le paysage :

- **les évaluations contingentes**, qui permettent de donner des coûts dépassant la seule valeur d'usage (valeur accordée à l'esthétique et au cadre de vie principalement), en accordant une valeur à la préservation des paysages pour les générations présentes et futures (valeurs d'option et valeurs de legs) ;
- **les préférences révélées par les prix hédonistes**, basées sur l'observation des transactions immobilières, permet de monétariser une dégradation du paysage avoisinant une infrastructure de transport. Son emploi reste toutefois limité car il est difficile d'isoler les effets ayant eu un impact sur les prix observés.

Comme pour la biodiversité, le coût d'un paysage dépend fortement de son lieu d'implantation. Pour dépasser cette difficulté, les méthodes de valorisation mises en œuvre doivent être capables de définir des paysages types et de les évaluer indépendamment du contexte extérieur (contexte économique, culturel, environnemental, ...).

D'autres méthodes de valorisation des paysages peuvent également être citées. La méthode des coûts d'évitement, qui consiste à évaluer le coût des mesures prises pour protéger les paysages (modifications du tracé des infrastructures, mesures d'insertion, ...), permet de fournir la valeur des atteintes aux paysages sur la base des choix de préservation pris par la puissance publique dans le passé⁸³. La méthode du coût de déplacement estime la valeur du paysage à partir du coût du trajet consenti par un individu pour passer un moment à un endroit donné (temps de parcours, frais de carburant, prix de l'accès, ...).

2.3 - Revue des études françaises de valorisation des paysages

Le rapport du CAS sur l'approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes consacre un paragraphe à la valorisation des paysages⁸⁴. Il cite notamment deux études réalisées en France :

- **une méta-analyse basée sur 28 études, principalement des évaluations contingentes**, montre que les coûts qui sont déterminés dépendent fortement des personnes interrogées et sont donc difficilement transférable d'un site à un autre, du fait d'un nombre trop faible d'études différenciées selon des critères géographiques, écologiques ou sociaux [VI-13] ;
- **une étude reposant sur la méthode des prix hédonistes** (observation d'environ 4 000 transactions foncières dans l'agglomération de Dijon) conclut en proposant une valeur des paysages variant en fonction de l'éloignement par rapport à la ville-centre : alors qu'elle est quasiment nulle dans la banlieue proche, elle peut être positive (présence de forêts ou de terres agricoles aux abords des logements) ou négative (logements à proximité d'une route) dans la ceinture périurbaine de l'agglomération. Cette étude note toutefois que ce sont les paysages proches qui influent le plus fortement sur les variations de prix, ce qui peut être interprété comme une recherche d'espace pour éviter les effets de voisinage plutôt qu'une volonté de préservation des paysages [VI-14].

⁸³ Cette méthode est identique à celle retenue par la DR, le Sétra et la D4E en 2003 pour valoriser le bruit (voir le paragraphe 3.1.2 du chapitre sur le bruit).

⁸⁴ Voir le paragraphe 4.7 du chapitre V (pp. 208-210) du rapport *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes* du CAS.

2.4 - Conclusions

Il existe un fond bibliographique sur la valorisation des atteintes aux paysages. Comme nombre d'études abordant la monétarisation de la biodiversité, elles présentent l'inconvénient de fournir des valeurs spécifiques à un territoire et dépendent par conséquent du contexte géographique, culturel et économique. Elles sont donc difficilement transférables et aucune étude proposant des valeurs de référence à des échelles plus larges n'est disponible. De plus, l'orientation actuelle retenue pour valoriser la biodiversité (perte des services rendus par les écosystèmes) accorde une valeur esthétique aux écosystèmes, empêchant de valoriser les atteintes aux paysages sous peine de double-comptes.

En l'état actuel, il semble préférable de se limiter à la seule internalisation des atteintes aux paysages par l'intermédiaire des dépenses supportées pour réduire à un niveau jugé acceptable l'impact sur les paysages d'un projet d'infrastructure⁸⁵ (principe de compensation).

Les difficultés pour monétariser les atteintes aux paysages peuvent être étendues aux effets de coupure pour la faune et la flore dus aux infrastructures de transport :

- il n'existe pas actuellement de bibliographie sur ce thème, ni pour définir une méthode de valorisation ni pour proposer des valeurs (il existe des études qui valorisent les effets de coupure, mais il s'agit de monétarisation des pertes de temps infligées aux piétons suite à l'implantation d'une infrastructure de transport⁸⁶) ;
- il faut veiller à éviter les double-comptes si une valeur est attribuée à la fois à ces effets et à la perte des services rendus par les écosystèmes (qui peuvent être le résultat d'une fragmentation de cet écosystème).

Comme pour les atteintes aux paysages, la méthode d'internalisation la plus adaptée actuellement concernant les effets de coupure relatifs à la faune et à la flore consiste à intégrer les dépenses supportées pour réduire ces nuisances (passages à faune, mesures d'intégration paysagère) dans le coût d'investissement. Il s'agit de la pratique aujourd'hui en vigueur.

⁸⁵ Voir à ce sujet le guide méthodologique sur l'aide à la prise en compte du paysage dans les projets d'infrastructures de transport, publié par le Sétra [VI-15].

⁸⁶ Cas de l'Allemagne.

Chapitre VII

Conclusions et recommandations

Les pratiques actuelles en matière d'évaluation socio-économique des infrastructures de transport sont dictées par l'*Instruction cadre relative aux méthodes d'évaluation économique des grands projets d'infrastructures*, en vigueur depuis 2004 (mise à jour en 2005 suite à la révision du taux d'actualisation). Celle-ci reprend notamment pour la valorisation des externalités environnementales (pollution de l'air, bruit, effet de serre) les conclusions du rapport du groupe de travail présidé par Marcel Boiteux en 2001, *Transports : pour un meilleur choix des investissements*. L'utilisation de ces valeurs tutélaires permet de donner un poids monétaire aux coûts externes environnementaux dans le bilan socio-économique, qui représente généralement moins de 10 % de l'avantage global du projet :

- la pollution atmosphérique (généralement inférieure à 2 % de l'avantage global du projet d'infrastructure) ;
- le bruit (il n'est actuellement pas pris en compte dans le bilan socio-économique de projet, ce qui équivaut à considérer comme nul son poids monétaire au sein de l'avantage global) ;
- l'effet de serre (généralement compris entre 0 et 10 % de l'avantage global du projet d'infrastructure).

La volonté de prendre en compte le coût des externalités environnementales s'est accrue depuis le début des années 2000 à l'échelle européenne, aussi bien dans le cadre de l'évaluation socio-économique des projets de transport (financement d'études par les Programmes Cadres de la Commission Européenne : ExternE, HEATCO, INFRAS, ...) que dans celui de la tarification (projet de révision de la directive relative à la taxation des poids lourds, dite directive Eurovignette). Le contexte politique évolue aussi en France suite aux engagements pris lors du Grenelle de l'environnement. Dans le champ de l'évaluation des systèmes de transport, cette évolution s'illustre par la signature de deux circulaires par le Ministre d'Etat en décembre 2008, portant d'une part sur la qualité des évaluations menées au sein du Ministère et d'autre part sur le référentiel de ces évaluations.

Cette dernière circulaire vise à promouvoir des transports plus durables, et en particulier plus vertueux sur le plan environnemental. Une révision des valeurs tutélaires accordées actuellement aux externalités environnementales peut participer à l'atteinte de ces objectifs. Pour une telle démarche, le Sétra recommande d'examiner plus particulièrement les points suivants :

Coût de la pollution de l'air

Le coût de la pollution de l'air peut au minimum être actualisé en utilisant la valeur centrale du nombre de décès imputables à la pollution atmosphérique recommandée par l'étude OMS 1 (les coûts actuels sont basés sur la valeur basse) et en prenant en compte la révision du taux d'actualisation à 4 % (les coûts actuels sont basés sur un taux d'actualisation à 8 %). **Le Sétra préconise une révision à la hausse des valeurs tutélaires accordées à la pollution de l'air (multiplication des valeurs par un coefficient compris entre 2 et 3) ainsi qu'une modification de leur règle d'évolution au cours du temps (révision de la règle d'évolution de la réduction des émissions).**

L'actualisation des données concernant le parc roulant est aujourd'hui indispensable pour améliorer les règles d'évolution des émissions (inertie pour prendre en compte les normes et réglementations sur les émissions de polluants) et pour disposer d'une meilleure estimation de la part des véhicules diesel (rôle accru dans les émissions de particules).

Cette révision pourra être affinée par des études spécifiques approfondissant des questions telles que les effets de la pollution atmosphérique sur la mortalité à court terme ou la monétarisation de la mortalité due à la pollution de l'air par l'année de vie perdue (évaluations contingentes).

Coût des nuisances sonores

Afin d'intégrer systématiquement le bruit (principale nuisance due au transport ressentie au domicile) au bilan socio-économique, **les recommandations actuelles pour sa monétarisation doivent être simplifiées et ne retenir que des valeurs présentées en €/vkm. Celles-ci peuvent être obtenues grâce à l'exploitation des cartes de bruit stratégiques des infrastructures de transport et aux coûts annuels par personne exposée (en €/personne/dB(A)) proposés dans l'étude HEATCO.** Ce travail pourrait ensuite être affiné en proposant des valeurs spécifiques à la France, en réalisant une enquête nationale sur le bruit (ressenti des personnes en fonction de leur niveau d'exposition : gêne, contribution des transports par rapport aux bruits émis par d'autres secteurs, ...). Il faut rappeler que la dernière enquête de ce type a été menée en 1986-1987.

L'approche réglementaire et les contraintes financières qu'elle implique semblent toutefois rester pour le bruit la méthode la plus adaptée pour la prise en compte des nuisances qu'il occasionne, par une internalisation des coûts dans le coût de construction des infrastructures. Cette approche doit venir en complément de l'évaluation socio-économique, tout en évitant les doubles-comptes.

Coût de l'effet de serre

La révision de la valeur tutélaire du carbone proposée par le CAS en 2008 intègre les récentes évolutions scientifiques, techniques et politiques. Il semble essentiel que l'évaluation socio-économique des projets d'infrastructures de transport prenne en compte les valeurs proposées par le CAS. Si l'on souhaite que cette intégration ait un effet significatif sur le poids monétaire de l'effet de serre dans le bilan socio-économique, et permette d'orienter la prise de décision des pouvoirs publics vers des investissements moins émetteurs de gaz à effet de serre, il faut savoir que **l'utilisation de la trajectoire haute préconisée par le CAS (scénario où seule l'Europe s'engage dans la lutte contre le changement climatique) permet d'accroître l'avantage accordé à l'effet de serre dans le bilan socio-économique, de sorte à lui donner une place visible conformément à ces orientations politiques :**

Années	2010	2030	2050
Valeur de la tonne de CO ₂	32	100	350

Trajectoire haute du CAS de la valeur du CO₂, recommandée par le Sétra (en €/2008/t)

Coût de la biodiversité

La préservation de la biodiversité est un des principaux engagements qui a été pris lors du Grenelle de l'environnement. Par conséquent, la valorisation des services rendus par la biodiversité doit être mise en œuvre dès que la réalisation d'un projet d'infrastructure, après prise en compte des mesures d'évitement, de réduction et de compensation des dommages préconisées par les réglementations en vigueur, nuit aux écosystèmes traversés. Cette démarche permettrait d'améliorer la transparence de l'évaluation socio-économique sur le plan environnemental et la soutenabilité des projets vis-à-vis de la collectivité (recommandation de la circulaire sur le référentiel de l'évaluation au sein du Ministère de décembre 2008). Dans cette optique, **le CAS a été saisi et un travail de monétarisation de la biodiversité a été entamé. Celui-ci doit se poursuivre et s'étendre à l'ensemble des 17 écosystèmes répertoriés en France (travaux du MEA France) pour aboutir à des valeurs à l'échelle nationale, puis territoriale (a minima à l'échelle départementale).**

Coût d'autres externalités environnementales

Il semble préférable pour les autres externalités environnementales de se limiter aux pratiques actuelles, qui consistent à internaliser une part du coût de ces effets dans le coût d'investissement (conformément aux réglementations en vigueur) : construction de bassins de rétention pour prévenir la pollution des eaux, mesures d'intégration paysagère des infrastructures, mise en place de passages à faune, ...

Il faut ajouter que les différents tests de sensibilité réalisés au cours de cette étude font apparaître la prépondérance des avantages de gains de temps par rapport aux autres avantages. Par conséquent, pour avoir un effet significatif sur le bilan socio-économique des projets de transport, **toute volonté de révision des valeurs tutélaires accordées aux externalités environnementales devra s'accompagner d'une réflexion sur les valeurs actuellement préconisées pour monétariser les gains de temps.**

Enfin, conformément aux orientations prises par le Ministère dans la seconde circulaire de décembre 2008 relative à la qualité des évaluations, il serait opportun d'**indiquer clairement dans le bilan socio-économique le coût des mesures environnementales mises en œuvre aux abords des infrastructures.** Cette démarche, qui permettrait d'explicitier la part des dépenses de construction consacrée à la suppression, la réduction et, éventuellement, la compensation des dommages causés par un projet sur l'environnement, serait un facteur d'amélioration de la transparence des évaluations socio-économiques vis-à-vis du public.

Bibliographie

Chapitre I - Présentation de l'étude

- [I-1] *Loi n° 82-1153 du 30 décembre 1982 d'Orientation des Transports Intérieurs*. J.O.R.F., 31 décembre 1982.
- [I-2] *Loi n° 99-533 du 25 juin 1999 d'Orientation pour l'Aménagement et le Développement durable du Territoire*. J.O.R.F., n° 148, 29 juin 1999.
- [I-3] *Loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement*. J.O.R.F., n° 0179, 5 août 2009.
- [I-4] *Instruction cadre relative aux méthodes d'évaluation économique des grands projets d'infrastructures*. Comité des directeurs transport, 25 mars 2004 (mise à jour le 27 mai 2005), 58 p.
- [I-5] *Circulaire établissant un référentiel d'évaluation au MEEDDAT*. Commissariat Général du Développement Durable, J.O. du MEEDDAT n° 2009/7, 25 avril 2009.
- [I-6] *Circulaire relative à l'établissement d'une charte qualité de l'évaluation au MEEDDAT*. Commissariat Général du Développement Durable, J.O. du MEEDDAT n° 2009/7, 25 avril 2009.
- [I-7] Révision du taux d'actualisation des investissements publics – dit « Rapport Lebègue ». *Rapport du groupe d'experts présidé par Daniel Lebègue*. Commissariat Général du Plan, janvier 2005, 112 p.
- [I-8] Transports : choix des investissements et coût des nuisances – dit rapport « Boiteux II ». *Rapport du groupe d'experts présidé par Marcel Boiteux*. Commissariat Général du Plan, juin 2001, 325 p.
- [I-9] Analyse comparative des méthodes d'évaluation des grandes infrastructures de transport. *Rapport n° 2005-0353-01 rédigé sous la présidence de Claude Gressier*. Conseil Général des Ponts et Chaussées, juillet 2005, 53 p.
- [I-10] *NATA Refresh: Appraisal for a sustainable transport system*. Department for Transport, avril 2009, 70 p. (Version de la NATA actuellement en vigueur en Grande-Bretagne. Pour plus de détails, voir le site du *Department for transport*, à l'adresse suivante : <http://www.dft.gov.uk/webtag/>).
- [I-11] *Guidance On the Methodology for Multi-modal Studies (GOMMS)*. Department of the Environment, Transport and the Regions, 2000. (Il s'agit de la première version du GOMMS, qui a depuis été actualisée et complétée. Pour plus de détails sur la version actuellement en vigueur, voir le site du *Department for transport*, à l'adresse suivante : <http://www.dft.gov.uk/webtag/documents/index.php>).
- [I-12] *Federal Transport Infrastructure Plan 2003 – Macroeconomic evaluation methodology*. Federal Ministry of Transport, Building and Housing, janvier 2005, 347 p.
- [I-13] *Economic analysis primer*. Federal Highway Administration (U.S Department of Transportation), août 2003, 35 p.
- [I-14] *Handbook on estimation of external costs in the transport sector – IMPACT*. MAIBACH, M., SCHREYER, C., SUTTER, D., VAN ESSEN, H.P., BOON, B.H., SMOKERS, R., SCHROTEN, A., DOLL, C., PAWLOWSKA, B., BAK, M. Delft, décembre 2007, 332 p.
- [I-15] *Externalities of energy – Methodology 2005 update – ExternE*. BICKEL, P., FRIEDRICH, R. IER, 2005, 270 p.
- [I-16] *Projet de rapport final sur l'estimation des coûts de transport. Groupe de haut niveau sur la tarification des infrastructures de transport présidé par Wim Blonk*. Commission Européenne, mai 1999, 21 p.
- [I-17] *Deliverable 3: Marginal cost methodology – UNITE*. CERTAN, C., GOYAL, P., GOMMERS, M., SANSOM, T., VAN DEN BOSSCHE, M. ITS, mars 2001, 58 p.
- [I-18] *Deliverable 8 (Annex 4): Pilot accounts - Results for France – UNITE*. QUINET, E., SCHWARTZ, D., TAROUX, J.-P., LINK, H., STEWART, L., BICKEL, P. ITS, mai 2003, 77 p.
- [I-19] *Deliverable 11: Environment marginal cost case studies – UNITE*. BICKEL, P., SCHMID, S., TERVONEN, J., HAMEKOSHI, K., OTTERSTROM, T., ANTON, P., ENEI, R., LEONE, G., VAN DONSELAAR, P., CARMIGHEL, H. ITS, janvier 2003, 53 p.
- [I-20] *Deliverable 2: State-of-the-art in project assessment – HEATCO*. IER, décembre 2005, 219 p.
- [I-21] *Deliverable 5: Proposal for harmonised guidelines – HEATCO*. IER, février 2006, 149 p.

Chapitre II - Internalisation des coûts de pollution atmosphérique

- [II-1] Directive 88/77/CEE du Conseil du 3 décembre 1987 concernant le rapprochement des législations des États membres relatives aux mesures à prendre contre les émissions de gaz polluants provenant des moteurs Diesel destinés à la propulsion des véhicules. J.O, n° L 036, 9 février 1988.
- [II-2] Directive 91/542/CEE du Conseil du 1er octobre 1991 modifiant la directive 88/77/CEE concernant le rapprochement des législations des États membres relatives aux mesures contre les émissions de gaz polluants provenant des moteurs Diesel destinés à la propulsion des véhicules. J.O, n° L 295, 25 octobre 1991.
- [II-3] Directive 1999/96/CE du Parlement Européen et du Conseil du 13 décembre 1999 concernant le rapprochement des législations des États membres relatives aux mesures à prendre contre les émissions de gaz polluants et de particules polluantes provenant des moteurs à allumage par compression destinés à la propulsion des véhicules et les émissions de gaz polluants provenant des moteurs à allumage commandé fonctionnant au gaz naturel ou au gaz de pétrole liquéfié et destinés à la propulsion des véhicules et modifiant la directive 88/77/CEE. J.O, n° L 044, 16 février 2000.
- [II-4] Loi n° 96-1236 du 30 décembre 1996 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie. J.O.R.F., n° 1, 1 janvier 1997.
- [II-5] 10 ans de monétarisation des effets locaux de la pollution atmosphérique – Tome 1 : des évaluations scientifiques aux décisions politiques. NICOLAS, J.-P., DUPREZ, F., DURAND, S., POISSON, F., AUBERT, P.-L., CHIRON, M., CROZET, Y., LAMBERT, J. CERTU – INRETS – LET, avril 2002, 191 p.
- [II-6] Estimation des coûts attribuables à la pollution de l'air dans le secteur du bâtiment. RABL, A., TEULERE, L. *Pollution Atmosphérique*, octobre-décembre 1999, n° 164, pp.81-91.
- [II-7] Les études d'environnement dans les projet routiers – Annexe technique à la note méthodologique sur les études d'environnement dans les projets routiers « volet air ». *Guide technique*. Sétra – CERTU – ADEME, 2001, 219 p. (référence Sétra : B0113-2)
- [II-8] Deuxième Plan National Santé Environnement. *Propositions rédigées par un groupe « Environnement et santé » présidé par le professeur Marc Gentilini*. Avril 2009, 72 p. (la version adoptée en Conseil des Ministres au mois de juin 2009 est disponible en ligne à l'adresse suivante : http://www.developpement-durable.gouv.fr/article.php3?id_article=5781).
- [II-9] Pollution par les particules dans l'air ambiant – Synthèse en vue d'un appui à l'élaboration de seuils d'information et d'alerte du public pour les particules dans l'air ambiant. *Rapport d'expertise collective*. AFSSET, mars 2009, 127 p.
- [II-10] *Impacts de la pollution atmosphérique d'origine routière sur la santé – Suite des débats publics*. Sétra, mai 2007, 23 p.
- [II-11] Public-Health Impact of Outdoor and Traffic-Related Air Pollution : an European Assessment. KUNZLI, N. *The Lancet*, septembre 2000, vol. 356, p. 795-801.
- [II-12] Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults, POPE, A., DOCKERY, W. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, mars 1995, n° 151, pp. 669-674.
- [II-13] Prise en compte des effets sur la santé de la pollution de l'air dans les études d'impact des infrastructures routières. *Circulaire interministérielle DGS/SD 7 B n° 2005-273 du 25 février 2005*. B.O. Santé – Protection sociale – Solidarités, n° 2005-7, 15 août 2005.
- [II-14] Les études d'environnement dans les projets routiers « volet air ». *Annexe technique à la note méthodologique sur les études d'environnement dans les projets routiers « volet air »*. Sétra, CERTU, ADEME, 2001, 219 p. (référence Sétra : B0113-2).
- [II-15] *Dispersion de la pollution aux environs d'une route : volet « santé » – Calcul ADMS*. CERTU, CETE Méditerranée, juin 2002, 34 p.
- [II-16] *Note méthodologique sur l'évaluation des effets sur la santé de la pollution de l'air dans les études d'impact routières*. Direction générale de la santé – Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale – Direction de la prévention des pollutions et des risques, 2005, 49 p.
- [II-17] La monétarisation de l'indice pollution population (IPP) pour l'analyse coût-bénéfices des projets de transports routiers. *Lettre Evaluation*. DEEE, novembre 2005, 4 p.
- [II-18] *Damage costs for air pollution*. WATKISS, P. DEFRA, 2006, 30 p.

- [II-19] *Valuation of health benefits associated with reductions in air pollution*. CHILTON, S., COVEY, J., JONES-LEE, M., LOOMES, G., METCALF, H. Department for Environment, Food and Rural Affairs, 2004, 85 p.
- [II-20] Long-term exposure to air pollution: effect on mortality. *Report by the Committee on the medical effects of air pollutants chaired by Jon Ayres*. COMEAP, 2009, 186 p.
- [II-21] *Health effects of transport-related air pollution*. KRZYZANOWSKI, M., KUNA-DIBBERT, B., SCHNEIDER, J., Organisation mondiale de la santé, 2005, 190 p.
- [II-22] 25-year mortality and air pollution: results from the French PAARC survey. FILLEUL, L., RONDEAU, V., VANDENTORREN, S., LE MOUAL, N., CANTAGREL, A., ANNESI-MAESANO, I., CHARPIN, D., DECLERCQ, C., NEUKIRCH, F., PARIS, C. *Occupational and Environmental Medicine*, 2005, vol. 62, pp. 543-460.
- [II-23] *Impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine – Rapport 1 : Estimation de l'impact lié à l'exposition chronique aux particules fines sur la mortalité par cancer du poumon et par maladies cardio-respiratoires en 2002 avec projections d'ici 2020*. BOUDET, C., CASSADOU, S., DESQUEYROUX, H., GLORENNEC, P., MEDINA, S., NERRIERE, E., VIEL, J.F., ZMIROU-NAVIER, D. AFSSE, mai 2004, 72 p.
- [II-24] Transport-related health impacts and their costs and benefits with a particular focus on children. *Contribution française au programme Pan European Program for Transport, Health and Environment*. UNECE-WHO, 2004.
- [II-25] Impacts sanitaires de la pollution atmosphérique d'origine routière – Etudes épidémiologiques et études d'impact sanitaire. *Fiche réalisée dans le cadre du débat public pour le volet santé*. CETE Lyon, novembre 2007, 23 p.
- [II-26] Lung cancer, cardiopulmonary mortality and long-term exposure to fine particulate air pollution, POPE, A., *Journal of the American medical association*, vol. 287. American medical association, mars 2002, pp. 1132-1141.
- [II-27] *Monetary values for air pollution risk of death: a contingent valuation survey*. CHANEL, O., LUCHINI, O., GREQUAM, 2008, 26 p.
- [II-28] *La monétarisation de l'indice pollution population pour l'analyse coût-bénéfice des projets de transport*. BARBERA, P. Université Paris X (Nanterre) – Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts 2005, 86 p.
- [II-29] Monetary Valuation of Air Pollution Mortality: Current practice, Research Needs and Lessons from a Contingent Valuation. DESAIGUES, B., RABL, A., AMI, D., MASSON, S., BOUN MY, K., SALOMON, M.-A., SANTONI L. *Document de travail n° 2004-39*. GREQUAM, août 2004, 25 p.
- [II-30] Evolution du parc automobile français entre 1970 et 2020. *Thèse en ingénierie de l'environnement*. BOURDEAU, B. Université de Savoie – Chambéry, 1998, 513 p.

Chapitre III - Internalisation du coût des nuisances sonores

- [III-1] Les nuisances environnementales des transports : résultats d'une enquête nationale. LAMBERT, J., PHILIPPS-BERTIN, C. *Les collections de l'INRETS, rapport n° 278*. INRETS, novembre 2009, 126 p.
- [III-2] Impacts sanitaires du bruit – Etat des lieux – Indicateurs bruit-santé. Rapport du groupe d'experts. AFSSE, 2004, 345 p.
- [III-3] *Elements for a position paper on night-time transportation noise and sleep disturbance*. MIEDEMA, H.M.E., PASSCHIER-VERMEER, W., VOS, H. TNO, janvier 2003, 62 p.
- [III-4] Road traffic and hypertension. BLUHM, L., BERGLIND, N., NORDLING, E., ROSELUND, M. *Occupational and environmental medicine*, 2007, vol. 64, pp. 122-126.
- [III-5] Road traffic noise and cardiovascular risk. BABISCH, W. *Noise Health*, 2008, vol. 10, pp. 27-33.
- [III-6] *Position paper on dose-response relationships between transportation noise and annoyance*. TNO. Commission Européenne, 2002, 24 p.
- [III-7] Acoustique - Caractérisation et mesurage du bruit dû au trafic routier – Spécifications générales de mesurage. *Norme NF S 31-085*. AFNOR, 2002.
- [III-8] Acoustique - Mesurage du bruit dû au trafic ferroviaire en vue de sa caractérisation. *Norme NF S 31-088*. AFNOR, 1996.
- [III-9] *Directive 2002/49/CE du Parlement Européen et du Conseil du 25 juin 2002 relative à l'évaluation et à la gestion du bruit dans l'environnement*. J.O, n° L 189, 18 juillet 2002.

- [III-10] Comparaison de la gêne produite par le bruit ferroviaire à celle produite par le bruit routier : synthèse bibliographique. *Rapport INRETS – LEN n° 9417*, mai 1994.
- [III-11] *Le bruit des transports terrestres – Dispositions générales*. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (Mission Bruit), septembre 2006, 2 p.
- [III-12] *Circulaire relative au bruit des transports terrestres*. DPPR – DR – DTT – DIV, 25 mai 2004, 34 p.
- [III-13] *Loi n° 92-1444 du 31 décembre 1992 relative à la lutte contre le bruit*. J.O.R.F., n°1, 1 janvier 1993.
- [III-14] *Décret n° 95-22 du 9 janvier 1995 relatif à la limitation du bruit des aménagements et infrastructures de transports terrestres*. J.O.R.F., n° 8, 10 janvier 1995.
- [III-15] *Bruit et études routières – Manuel du chef de projet*. Sétra, CERTU, 2001, 235 p.
- [III-16] *External costs of transport in Central and Eastern Europe*. MAIBACH, M., SCHREYER, C., SCHNEIDER, C., HERRY, M. OCDE, décembre 2002.
- [III-17] *Prévision du bruit routier – Calcul des émissions sonores dues au trafic routier. Guide méthodologique*. Sétra, juin 2009, 122 p. (référence Sétra : 0924-1).
- [III-18] *Prévision du bruit routier – Méthode de calcul de propagation du bruit incluant les effets météorologiques (NMPB 2008). Guide méthodologique*. Sétra, juin 2009, 122 p. (référence Sétra : 0924-2).
- [III-19] *Évaluer les effets des transports sur l'environnement : le cas des nuisances sonores*. J.-M., KAIL, LAMBERT, J., QUINET, E. *Rapport n° 16*. CADAS, 1999, 81 p.
- [III-20] *Les comportements dans l'habitat soumis au bruit de circulation*. LAMBERT, J., SIMONNET, F. IRT, 1980, 145 p.
- [III-21] *WHO Guidelines for Community Noise*. BERGLUND, B., LINDVALL, T., SCHWELA, D.H. World Health Organization, 1999, 159 p.
- [III-22] *Noise Exposure and Public Health*. PASSCHIER-VERMEER, W., VERMEER, W.F. *Environmental Health Perspectives*, mars 2000, vol. 108, pp. 123-131.
- [III-23] *Cost of noise in the Federal Republic of Germany*. WEINBERGER, M., THOMASSEN, H.G., WILLEKE, R. Federal Environmental Agency (*umweltbundesamt*), 1991.
- [III-24] *Couverture des coûts des infrastructures routières – Analyse par réseaux et par sections types du réseau routier national*. HEUX, R., LEUXE, A., ORUS, J.-P., DELACHE, X., ROVIRA, X., PERBET, M. Ministère de l'Équipement, 2003, 48 p.
- [III-25] *Instruction relative aux méthodes d'évaluation économique des investissements routiers en rase campagne. Circulaire n° 98-99 du 20 octobre 1998*. B.O. du Ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement, 20 octobre 1998, 118 p.
- [III-26] *The Valuation of Transport-Related Noise in Birmingham*. BATEMAN, I.J., DAY, B.H., LAKE, I. Department for Transport, 2004, 203 p. (un résumé de cette étude et un rapport de présentation de la méthode employée sont disponibles à l'adresse suivante : <http://www.dft.gov.uk/pgr/economics/rdg/birmingham/>).
- [III-27] *Lärmbewertungsverfahren für den bundesverkehrswegeplan. Verfahrensvorschlag für die bewertung von geräuschen im freiraum*. JANSEN, G. Projet n° 29855269 commandé par la Federal Environmental Agency (*umweltbundesamt*), 2000.
- [III-28] *Décret n°2006-361 du 24 mars 2006 relatif à l'établissement des cartes de bruit et des plans de prévention du bruit dans l'environnement et modifiant le code de l'urbanisme*. J.O.R.F., n°73, 26 mars 2006.
- [III-29] *Production des cartes de bruit stratégiques. Guide méthodologique*. Sétra, août 2007, 108 p. (référence Sétra : 0736W).
- [III-30] *Comment réaliser les cartes de bruit stratégiques en agglomération. Références du CERTU n° 58*. CERTU, décembre 2006, 120 p.
- [III-31] *Derivation of fall-back values for impacts due to noise – Annex E to HEATCO deliverable 5*. BICKEL, P. IER, février 2006, 31 p.
- [III-32] *Externalities of energy – Methodology 2005 update – ExternE*. BICKEL, P., FRIEDRICH, R. IER, 2005, 270 p.
- [III-33] *Etablir un compte déplacements à l'échelle locale*. CERTU – ADEME, septembre 2005, 128 p.
- [III-34] *Le coût social du bruit des transports en France*. FABUREL, G. *Transports*, n° 458, novembre-décembre 2009, pp. 380-387.
- [III-35] *Enquête nationale sur le bruit des transports en France*. MAURIN, M., LAMBERT, J., ALAUZET, A. INRETS, 1988, 132 p.

Chapitre IV - Internalisation des coûts des émissions de gaz à effet de serre

- [IV-1] Climate Change 2007: The Physical Science Basis. SOLOMON, S., QIN, D., MANNING, M., CHEN, Z., MARQUIS, M., AVERYT, K.B., TIGNOR, M., MILLER, H.L. *Contribution du groupe de travail II au quatrième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC)*. Cambridge University Press, 2007, 996 p.
- [IV-2] Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. PARRY, M.L., CANZIANI, O.F., PALUTIKOF, J.P., VAN DER LINDEN, P.J., HANSON, C.E. *Contribution du groupe de travail II au quatrième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC)*. Cambridge University Press, 2007, 976 p.
- [IV-3] Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. METZ, B., DAVIDSON, O.R., BOSCH, P.R., DAVE, R., MEYER, L.A. *Contribution du groupe de travail II au quatrième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC)*. Cambridge University Press, 2007, 851 p.
- [IV-4] *Stern review on the economics of climate change*. STERN, N. Cambridge University Press, 2006, 575 p.
- [IV-5] *Comparative quantification of health risks – Global and regional burden of disease attribution to selected major risk factors*. MC MICHAEL, A. J., CAMPBELL-LENDRUM, D., KOVATS, S., EDWARDS, S., WILKINSON, P., WILSON, T., NICHOLLS, R., HALES, S., TANSER, F., LE SUEUR, D., SCHLESINGER, M., ANDRONOVA, N. Organisation mondiale de la santé, 2004, pp. 1543-1650 (Chapter 20 – Global climate change).
- [IV-6] Health impact assessment and public health costs of the road transport sector – Results from two projects. KJELLSTROM, T., FERGUSON, R., TAYLOR, A. *Publication 2009:67*. Swedish Road Administration, mai 2009, 60 p.
- [IV-7] *Programme national de lutte contre le changement climatique*. Mission interministérielle de l'effet de serre. La documentation française, 2000, pp. 36-40.
- [IV-8] La valeur tutélaire du carbone. *Rapport de la commission présidée par Alain Quinet*. Centre d'Analyse Stratégique, juin 2008, 110 p.
- [IV-9] Costs and finance of abating carbon emissions in the energy sector. ANDERSON, D. *Contribution à la Stern review*. Imperial College London, 2006, 63 p. (l'article est disponible en ligne à l'adresse suivante : http://www.hm-treasury.gov.uk/d/stern_review_supporting_technical_material_dennis_anderson_231006.pdf).
- [IV-10] Impact des politiques climatiques sur le prix du carbone et les marchés de l'énergie. BLANCHARD, O., CRIQUI, P., KITOUS, A., MIMA, S. *Revue d'économie financière*, mai 2006, n° 83, p. 91-113.

2.4.1.1.1 Chapitre V - Internalisation des coûts d'érosion de la biodiversité

- [V-1] *Convention sur la diversité biologique (avec annexes). Conclue à Rio de Janeiro le 5 juin 1992*. Recueil des traités de l'Organisation des Nations Unies, vol. 1760, 29 décembre 1993.
- [V-2] Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes – Contribution à la décision publique. *Rapport du groupe de travail présidé par Bernard Chevassus-au-Louis*. Centre d'Analyse Stratégique, avril 2009, 376 p.
- [V-3] *Stratégie nationale pour la biodiversité*. Ministère de l'écologie et du développement durable, février 2004, 48 p. (la version signée par la Ministre de l'Ecologie et du Développement Durable est disponible en ligne à l'adresse suivante : <http://www.ecologie.gouv.fr/IMG/pdf/snb.pdf>).
- [V-4] Measuring global trends in the status of biodiversity: red list indices for birds. BUTCHARD, S.H.M., STATTERSFIELD, A.J., BENNUM, L.A. *PLoS Biology*, décembre 2004, vol. 2, pp. 1-11.
- [V-5] Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. DEVICTOR, V., JULLIARD, R., CLAVEL, J., JIGUET, F., LEE, A., COUVET, D. *Global Ecology and Biogeography*, mars 2008, vol. 17, p. 252-261.
- [V-6] 45 indicateurs de développement durable : une contribution de l'IFEN. *Études et travaux*, n° 41. IFEN, 2003, 110 p.
- [V-7] Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe. *EEA Technical report n° 11*. European Environment Agency, 2007, 182 p.
- [V-8] *Présentation des indicateurs de suivi de la biodiversité proposés pour la métropole*. Direction de la Nature et des Paysages (DNP) – Cellule biodiversité. MEEDDAT, 2007, 63 p.
- [V-9] Quels indicateurs pour la gestion de la biodiversité ? *Cahiers de l'IFB*. LEVREL, H. 2007, 94 p.

- [V-10] Ecosystems and human well-being – Biodiversity synthesis. *A report of the Millenium Ecosystem Assessment*. World Resources Institute, 2005, 86 p.
- [V-11] *The Economic Value of Biodiversity*. PEARCE, D., MORAN, D. IUCN, 1994, 172 p.
- [V-12] *Manuel d'évaluation de la biodiversité – Guide à l'intention des décideurs*. OCDE, 2002, 173 p.
- [V-13] Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline, GALLAI, N., SALLES, J.-M., SETTELE, J., VAISSIERE, B., *Ecological Economics*, janvier 2009, vol. 68, pp. 810-821.
- [V-14] Signals or Noise? Explaining the Variation in Recreation Benefit Estimates, SMITH, V. K., KAORU, Y., *American Journal of Agricultural Economics*, 1990, vol. 72, n° 2, pp 419-433.
- [V-15] *Les paysages périurbains et leur prix*. CAVAILHES, J., JOLY, D. Presses Universitaires de Franche-Comté, 2006, 192 p.
- [V-16] Report of the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) Panel on Contingent Valuation, ARROW, K.J., SOLOW, R., PORTNEY, P., LEARNER, E., RADNER, R., SHUMAN, H., *Federal Register*, 1993, vol. 58, n° 10, pp. 4602-4614.
- [V-17] La méthode d'évaluation contingente : de l'observation à la construction des valeurs de préservation, WILLINGER, M., *Nature*, janvier 1996, vol. 4, n° 1. Science et Société, pp. 6-22.
- [V-18] Environmental value transfer: state of the art and future prospects, BROUWER, R., *Ecological Economics*, vol. 32. International Society for Ecological Economics, 2000, pp. 137-152.
- [V-19] Economic benefits of rare and endangered species: summary and meta-analysis, LOOMIS, J. B., WHITE, D. S., *Ecological Economics*, 1996, vol. 18, pp. 197-206.
- [V-20] Using meta-analysis for benefits transfer: Theory and practice, BERGSTROM, J. C., TAYLOR L. O., *Ecological Economics*, 2006, vol. 60, pp. 351-360.
- [V-21] Valuing environmental goods and services using benefit transfer: The state-of-the art and science, WILSON, M. A., HOEHN, J. P., *Ecological Economics*, décembre 2006, vol. 60, pp. 335-342.
- [V-22] The use (and abuse) of meta-analysis in environmental and natural resource economics: an assessment. NELSON, J.P., KENNEDY, P.E. *Environmental and Resource Economics*, mars 2009, vol. 42, pp. 345-377.
- [V-23] The Noah's Ark problem. WEITZMAN, M.L. *Econometrica*, novembre 1998, vol. 66, pp. 1279-1298.
- [V-24] The economics of biodiversity conservation. POLASKY, S., COSTELLO, C., SOLOW, A. *The Handbook of Environmental Economics*, 2005, pp. 1517-1560.
- [V-25] Economic benefits of rare and endangered species: summary and meta-analysis. LOOMIS, J.B., WHITE, D.S. *Ecological Economics*, septembre 1996, vol. 18, pp. 197-206.
- [V-26] Évaluation économique de la valeur de la biodiversité en forêt. *Guide méthodologique*. BRAHIC, E., TERREAUX, J.P. CEMAGREF – MAP – MEEDDAT – ONF, 2009, 350 p.
- [V-27] Economics of the Endangered Species Act. BROWN, G.M., SHOGREN, J.F. *Journal of Economic Perspectives*, 1998, vol. 12, pp. 3-20.
- [V-28] The value of the world ecosystems and natural capital. COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEM, S., O'NEIL, R., PARUELO, J., RASKIN, R., SUTTON, P., VAN DER BELT, M. *Nature*, mai 1997, vol. 387, pp. 253-260.
- [V-29] A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. DE GROOT, R.S., WILSON, M.A., BOUMANS, R.M.J. *Ecological Economics*, août 2002, vol. 41, pp. 393-408.
- [V-30] Complex systems and valuation. LIMBURG, K.E., O'NEILL, R.V., COSTANZA, R., FARBER, S. *Ecological Economics*, 2002, vol. 41, pp. 409–420.
- [V-31] *Ecosystem services and the economics of biodiversity conservation*. KINZIG, A., PERRINGS, C., SCHOLE, B. Working paper. Arizona State University, 2007, 21 p. (l'article est disponible en ligne à l'adresse suivante : [http://www.public.asu.edu/~cperring/Kinzig%20Perrings%20Scholes%20\(2007\).pdf](http://www.public.asu.edu/~cperring/Kinzig%20Perrings%20Scholes%20(2007).pdf))
- [V-32] *External costs of transport: update study*. SCHREYER, C., MAIBACH, M., ROTHENGATTER, W., DOLL, C., SCHNEIDER, C., SCHMEDDING, D. INFRAS/IWW, 2004, 168 p.
- [V-33] *Externe kosten des verkehrs im bereich natur und landschaft*. Econcept, Nateco. Office fédérale du développement territorial, 2003.
- [V-34] L'économie des écosystèmes et de la biodiversité – Rapport d'étape. *Rapport d'un groupe de travail international rédigé sous la responsabilité de Pavan Sukhdev*. Commission Européenne, 2008, 64 p. (les travaux du TEEB sont consultables en ligne à l'adresse suivante : <http://www.teebweb.org/>).
- [V-35] Les multiples valeurs de la forêt française. *Les données de l'environnement, n° 105*. IFEN, août 2005, 4 p.

- [V-36] Évaluation économique des bénéfices marchands et non marchands de la forêt française. MONTAGNE, C., NIEDZWIEDZ, A. *Forêt-entreprise*, septembre 2007, n°176, pp. 30-34.
- [V-37] La valeur tutélaire du carbone. *Rapport de la commission présidée par Alain Quinet*. Centre d'Analyse Stratégique, juin 2008, 110 p.
- [V-38] *Les indicateurs de gestion durable des forêts françaises – Edition 2005*. Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, 2006, 148 p. (la publication est disponible en ligne à l'adresse suivante : http://www.ifn.fr/spip/IMG/pdf/IGD2005_fr.pdf)
- [V-39] *Potabilisation : les coûts réels de production de l'eau potable – Synthèse technique*. CORISCO-PEREZ C. ENGREF, 2006, 12 p.
- [V-40] Révision du taux d'actualisation des investissements publics – dit « Rapport Lebègue ». *Rapport du groupe d'experts présidé par Daniel Lebègue*. Commissariat Général du Plan, janvier 2005, 112 p.

Chapitre VI - Internalisation des coûts pour d'autres externalités

- [VI-1] Les études d'environnement dans les projet routiers – Annexe technique à la note méthodologique sur les études d'environnement dans les projets routiers « volet air ». *Guide technique*. Sétra – CERTU – ADEME, 2001, 219 p. (référence Sétra : B0113-2)
- [VI-2] Arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles. J.O.R.F., n° 26, 31 janvier 1998.
- [VI-3] Projet de rapport final sur l'estimation des coûts de transport. *Groupe de haut niveau sur la tarification des infrastructures de transport présidé par Wim Blonk*. Commission Européenne, mai 1999, 21 p.
- [VI-4] *Externe kosten des verkehrs im bereich natur und landschaft*. Econcept, Nateco. Office fédéral du développement territorial, 2003.
- [VI-5] *Externalities of energy – Methodology 2005 update – ExternE*. BICKEL, P., FRIEDRICH, R. IER, 2005, 270 p.
- [VI-6] La politique des paysages – Promotion et mise en œuvre de la Convention européenne du paysage. *Circulaire du 1^{er} mars 2007*. Ministère de l'écologie et du développement durable, 2007, 6 p. (le texte est disponible sur le site du Ministère, à l'adresse suivante : http://www.ecologie.gouv.fr/IMG/pdf/circulaire_mars2007.pdf).
- [VI-7] *Les raisons du paysage : de la Chine antique aux environnements de synthèse*. BERQUE, A. Hazan, 1995, 192 p.
- [VI-8] *Loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature*. J.O.R.F., 13 juillet 1976.
- [VI-9] *Loi n° 93-24 du 8 janvier 1993 sur la protection et la mise en valeur des paysages*. J.O.R.F., n° 7, 9 janvier 1993.
- [VI-10] *Directive 2001/42/CE relative à l'évaluation des incidences de certains plans et programmes sur l'environnement*. J.O, n° L 197, 21 juillet 2001.
- [VI-11] *Loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement*. J.O.R.F., n° 0179, 5 août 2009.
- [VI-12] Éléments d'économie du paysage. LIFRAN, R., OUESLATI, W. *Économie rurale*, janvier-mars 2007, n° 297-298, pp. 85-98.
- [VI-13] Évaluation de la demande de paysage : état de l'art et réflexions sur la méthode du transfert des bénéfices. RAMBONILAZA, M. *Cahiers d'économie et sociologie rurales*, 2004, n° 70, pp. 77-101.
- [VI-14] *Les paysages périurbains et leur prix*. CAVAILHES, J., JOLY, D. Presses Universitaires de Franche-Comté, 2006, 192 p.
- [VI-15] Paysage et infrastructures de transport. *Guide méthodologique*. Sétra, juin 2008, 115 p. (référence Sétra : 0828).

Liste des sigles

ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie
AFSSSE	Agence Française de Sécurité Sanitaire et de l'Environnement du travail
ARTEMIS	<i>Assessment and Reliability of Transport Emission Models and Inventory Systems</i>
AST	<i>Appraisal Summary Table</i>
ATMO	Indice de la qualité de l'air
BMVBS	<i>Bundes Ministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung</i> (Ministère des Transports, de la Construction et du Logement allemand)
BRGM	Bureau de Recherches Géologiques et Minières
BVWP	<i>Bundes Verkehrs Wege Plan</i> (Plan d'investissements de transport fédéral allemand)
CAP	Consentement A Payer
CAS	Centre d'Analyse Stratégique
CCE	<i>Contribution Climat Énergie</i>
CGDD	Commissariat Général au Développement Durable
CGEDD	Conseil Général de l'Environnement et du Développement Durable
CDB	Convention sur la Diversité Biologique
CE	Commission Européenne
CEIV	Cadastre des émissions Influencées par le Vent
CERAS	Centre d'Enseignement et de Recherche en Analyse Socio-économique
Certu	Centre d'Études sur les Réseaux, les Transports, l'Urbanisme et les constructions publiques
CETE	Centre d'Études Techniques de l'Équipement
CGPC	Conseil Général des Ponts et Chaussées
CITEPA	Centre Interprofessionnel Technique d'Études de la Pollution Atmosphérique
COBA	<i>Cost Benefit Analysis</i>
COMEAP	<i>Committee on the Medical Effects of Air Pollution</i>
COV	Composés Organiques Volatiles
DEFRA	<i>Department for Environment, Food and Rural Affairs</i>
DFT	<i>Department for Transport</i>
DGAC	Direction Générale de l'Aviation Civile
DGITM	Direction Générale des Infrastructures des Transports et de la Mer
DGR	Direction Générale de la Recherche
DGR	Direction Générale des Routes
DG TREN	Direction Générale TRansports et ENergie
DR	Direction des Routes
D4E	Direction des Études Économiques et de l'Évaluation Environnementale
EEB	Économie des Écosystèmes et de la Biodiversité
EIA	<i>Economic Impact Analysis</i>
ENPC	École Nationale des Ponts et Chaussées
ESCOTA	Estérel Côte d'Azur (société concessionnaire d'autoroute)
EVRI	<i>Environmental Valuation Reference Inventory</i>
FHWA	<i>Federal Highway Agency</i>
GES	Gaz à Effet de Serre
GIEC	Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat
GOMMS	<i>Guidance On the Methodology for the Multi-modal Studies</i>
GREQAM	Groupement de Recherche en Économie Quantitative d'Aix-Marseille
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HEATCO	<i>Harmonised European Approaches for Transport COsting and Project Assessment</i>
IER	<i>Institute of Energy Economics and the Rational Use of Energy</i>

IFEN	Institut Français de l'ENvironnement
IGCB	<i>Interdepartmental Group on Costs and Benefits</i>
IMPACT	<i>Handbook on estimation of external costs in the transport sector</i>
INSEE	Institut National de la Statistique et des études Économiques
INRETS	Institut National de REcherches sur les Transports et leur Sécurité
IPP	Indice Pollution Population
ISC	Indicateur des Spécifications des Communautés
Itc	Index Thermique des Communautés
ITS	<i>Institute for Transport Studies</i>
IWW	<i>Institut für Wirtschaftspolitik und Wirtschaftsforschung</i>
LAURE	Loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Énergie
LEPII	Laboratoire d'Économie de la Production et de l'Intégration Internationale
LGV	Lignes à Grande Vitesse
LOTI	Loi d'Orientation des Transports Intérieurs
LOADT	Loi d'Orientation d'Aménagement pour le Développement du Territoire
LPI	<i>Living Planet Index</i>
MEA	<i>Millennium Ecosystem Assessment</i>
MEEDDAT	Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire
MEEDDM	Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de la Mer
MTI	<i>Marine Trophic Index</i>
NATA	<i>New Approach To Appraisal</i>
OCDE	Organisation de Coopération et de Développement Économiques
OD	Origine-Destination
OMM	Organisation Météorologique Mondiale
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
ONU	Organisation des Nations Unies
PER	Pression État-Réponse
PIB	Produit Intérieur Brut
PL	Poids Lourd
PNUE	Programme des Nations-Unies pour l'Environnement
PPA	Plan pour la Protection de l'Atmosphère
PRG	Pouvoir de Réchauffement Global
PRIMEQUAL / PREDIT	Programme de Recherche Interorganismes pour une MEilleure QUalité de l'Air à l'échelle Locale/Programme interministériel de REcherche et D'Innovation dans les Transports terrestres
PRQA	Plan Régional pour la Protection de l'Air
RLI	Red List Indice
TMJA	Trafic Moyen Journalier Annuel
TRI	Taux de Rentabilité Interne
SEBI	<i>Streaming European Biodiversity Indicators</i>
Sétra	Service d'Études sur les Transports, les Routes et leurs Aménagements
STOC	Suivi Temporel des Oiseaux Communs
UE	Union Européenne
UICN	Union Internationale pour la Conservation de la Nature
UNITE	<i>UNification of accounts and marginal costs for Transport Efficiency</i>
VET	Valeur Économique Totale
VL	Véhicule Léger
VUL	Véhicule Utilitaire Léger
WWF	<i>World Wildlife Fund</i>

Glossaire

Approche coûts/avantages

L'Analyse Coûts/Avantages (ACA), ou Coûts/Bénéfices (ACB), consiste à mettre en balance les effets bénéfiques et néfastes d'une action, à l'aide d'une échelle de mesure monétaire commune. Cette approche est couramment utilisée par la puissance publique, en tant qu'outil d'aide à la décision. Elle permet de présenter une évaluation des effets d'un projet d'infrastructure (ou d'une mise en place d'une nouvelle politique) et de déterminer si ce projet est acceptable d'un point de vue économique et/ou social (opportunité du projet ou de la politique) et dans quelle mesure (rentabilité du projet ou de la politique).

Dans le secteur des transports, l'analyse coûts/avantages consiste à sommer l'ensemble des avantages et des coûts monétaires (ou monétarisés) induits par un projet ou une nouvelle politique, sur la base d'une unité monétaire homogène (euros constants) :

- gains de temps pour les usagers (monétarisés à l'aide de la valeur tutélaire du temps) ;
- variation d'impôts et de taxes pour l'Etat ;
- réductions éventuelles d'émissions de gaz à effet ou de polluants locaux pour la collectivité (monétarisés via les valeurs tutélaires accordées respectivement au carbone et à la pollution atmosphérique) ;

Approche coûts/efficacité

L'Analyse Coûts/Efficacité (ACE) consiste à identifier l'efficacité d'une action, grâce à un objectif préalablement fixé, par rapport au coût de sa mise en œuvre. Cette approche permet de déterminer le coût social minimum (qualifié de valeur optimale, du point de vue économique) à attribuer à cette action pour atteindre l'objectif préétabli.

L'analyse coûts/efficacité est utilisée notamment pour déterminer la valeur de la tonne de carbone (valorisation de l'effet de serre), à partir des objectifs nationaux ou internationaux de réduction des émissions de GES : il s'agit du coût des efforts à consentir pour réduire les émissions au niveau fixé à l'échelle nationale ou internationale (isolation des bâtiments, construction de véhicules moins émetteurs, ...), à la condition que ces coûts soient inférieurs au coût des dommages occasionnés par ces émissions (recherche du coût social minimum).

Avantage

Un avantage correspond à un coût (s'il est négatif) ou à un gain (s'il est positif) engendré par un projet d'infrastructure ou une nouvelle politique de transport. Il est possible de parler d'avantage d'une année : il s'agit de la somme des coûts et des gains engendrés par le projet à une année donnée.

Avantage net global

L'avantage net global correspond à la différence entre la somme actualisée des avantages des différents agents concernés par le projet (usagers, puissance publique, collectivité et éventuellement concessionnaire) et la somme actualisée des dépenses d'entretien et d'exploitation.

Bénéfice actualisé

Le bénéfice actualisé correspond à la différence entre l'avantage net global et le coût d'investissement actualisé. Il permet d'apprécier l'intérêt intrinsèque d'un projet. Cet indicateur conduit à retenir les projets pour lesquels le bénéfice actualisé est positif. Il s'agit du critère de base pour le choix de projet résultant de l'évaluation socio-économique.

Bénéfice actualisé par euro investi (B/I)

Le bénéfice actualisé par euro investi correspond au rapport entre le bénéfice actualisé et le coût d'investissement actualisé. Il permet de classer des variantes d'un projet du point de vue de leur intérêt socio-économique pour la collectivité, en tenant compte de la contrainte de financement.

Coût d'évitement

Le coût d'évitement correspond au coût des mesures qui peuvent être envisagées pour réduire l'impact des effets non-marchands à évaluer :

- coût de la mise en place de murs antibruit pour évaluer le coût des nuisances sonores ;
- coût de l'installation de pots catalytiques sur toutes les voitures neuves pour évaluer le coût de la pollution atmosphérique.

Le coût d'évitement ne doit pas être confondu avec le coût des dommages causés par un effet externe : il fournit seulement le prix à payer pour les éviter ou pour les ramener à un niveau jugé socialement acceptable (seuils réglementaires maximaux). Il permet toutefois de se rendre compte de l'intérêt des mesures d'évitement envisagées : en le comparant au coût des dommages, le bénéfice socio-économique d'une mesure peut être évalué (si le coût d'évitement est supérieur au coût des dommages, la mesure ne se justifie pas d'un point de vue socio-économique).

Coût des dommages

Il s'agit d'une méthode de monétarisation basée sur les préférences révélées : la valeur des biens et des services nécessaires pour réparer les effets d'une externalité (coût des frais hospitaliers dus à la pollution de l'air par exemple) est directement déduite de l'observation de leur prix sur les marchés. Cette méthode du coût des dommages est donc simple à mettre en oeuvre, à la condition d'avoir une bonne connaissance quantitative des effets de l'externalité. Elle est toutefois restrictive en ne proposant des valeurs monétaires que pour les effets marchands et en ignorant donc ceux pour lesquels il n'existe pas de marché.

Coût de restauration (ou de remplacement)

Il s'agit d'une méthode de monétarisation basée sur les préférences révélées : la valeur d'un actif dégradé (resp. détruit) par les effets d'une externalité est directement déterminée par le coût des mesures nécessaires à sa remise en état (resp. à son remplacement). Cette méthode est basée sur la notion de compensation, qui est notamment mise en oeuvre pour la destruction des écosystèmes traversés par des infrastructures de transport (reconstitution d'écosystèmes équivalents en surface et en fonction de ceux détruits par exemple).

Coût privé et coût social

Tout agent économique supporte sur le marché les coûts liés à son comportement (production et consommation). Ces coûts sont dits *privés*. Certains coûts peuvent toutefois ne pas être pris en compte par le marché ; il s'agit des *coûts externes* ou *externalités*. L'ensemble de ces coûts (privés et externes) est appelé *coût social*.

$$\text{coût social} = \text{coût privé} + \text{coûts externes}$$

Cette relation entre coût social et coût privé peut être illustrée avec l'exemple des transports. Un automobiliste qui choisit de se déplacer considère que son déplacement mérite le coût monétaire qu'il implique (frais de carburant et d'entretien, dépréciation du véhicule, péages éventuels, ...) par rapport aux avantages qu'il en retire (gains de temps, gains de sécurité, gains de confort, ...) ; ce coût correspond au coût privé. Ce déplacement entraîne aussi des désagréments, tels que la pollution locale de l'air pour les riverains : il va donc accroître les risques sanitaires liés à cette pollution et les coûts qu'ils occasionnent (achats de médicaments, frais d'hospitalisation, ...). Du point de vue de la collectivité, le coût monétaire du déplacement de cet automobiliste (coût social) est donc plus élevé que celui qu'il consent effectivement. Il y a donc une contradiction entre le comportement individuel optimal de l'automobiliste (les avantages retirés du déplacement sont supérieurs au coût de ce déplacement) et l'optimum social (les prix du marché des transports reflètent le coût social du secteur) ; il s'agit d'une défaillance du marché.

Euros courants/euros constants

Les valeurs monétaires qui figurent dans un bilan socio-économique ne tiennent pas compte de l'inflation au cours du temps (effet prix) : elles sont données en euros constants (qui reflètent uniquement l'effet volume). Ces euros constants sont généralement calculés pour l'année 2000, notés €2000 par convention (les valeurs tutélaires de l'Instruction cadre sont données en €2000). Pour ramener des valeurs courantes en valeurs constantes, un index d'inflation est utilisé :

- l'indice des prix à la consommation pour les biens marchands consommés par les ménages (cet indice est disponible sur le site de l'INSEE) ;
- l'évolution du PIB pour la valeur du temps de transport de marchandises.

Externalité

Les coûts externes, ou externalités, correspondent aux effets de l'action d'un agent économique sur un autre agent qui n'est pas directement impliqué dans cette action, sans qu'il y ait nécessairement de compensation (pas de prise en compte par le marché). Ces externalités peuvent être des nuisances (resp. des gains) pour cet agent ; on parle d'*externalités négatives* (resp. *externalités positives*).

En reprenant l'exemple de la pollution locale de l'air, utilisé pour décrire la relation entre coût social et coût privé, il est possible d'illustrer la notion d'externalités dans le secteur des transports. Comme précisé auparavant, le coût du déplacement supporté par un automobiliste (coût privé) ne correspond pas au coût supporté par la collectivité pour ce déplacement (coût social) : le coût des risques sanitaires liés à la pollution locale de l'air n'est pas inclus dans le coût supporté par l'utilisateur. Une partie de ce coût peut être intégrée, soit par l'utilisateur (achat d'un véhicule électrique, peu émetteur de polluants, par exemple) soit par la puissance publique (remboursement de médicaments ou de frais d'hospitalisations via la Sécurité Sociale par exemple). On parle alors d'*internalisation des coûts externes*. Cette internalisation peut aussi être à la charge du maître d'ouvrage de l'infrastructure (obligation réglementaire d'effectuer des aménagements destinés à limiter les effets de la pollution locale par exemple) ou de l'automobiliste (système de tarification basé sur les émissions de polluants par exemple).

Évaluation contingente

Il s'agit d'une méthode de monétarisation basée sur les préférences déclarées : la valeur des effets évalués est estimée grâce à un questionnaire soumis à un échantillon d'agents. Le questionnaire propose plusieurs options hypothétiques pour différentes situations préétablies, parmi lesquelles l'agent doit faire son choix. Ce choix renseigne sur la valeur que l'agent interrogé accorde à une variation de qualité ou de quantité de l'effet évalué et permet d'en déduire des consentements à payer (ou des consentements à recevoir).

Cette méthode d'évaluation présente l'avantage de renseigner sur la valeur d'effets non-marchands (valeur culturelle d'un écosystème par exemple). Elle implique toutefois différents biais liés à la qualité du questionnaire (choix des options hypothétiques et des situations préétablies), à la représentativité de l'échantillon (possibilités de transfert des résultats) et au traitement des réponses (rejet des réponses ne privilégiant pas les intérêts réels des agents).

Méthodes de préférences déclarées

Les méthodes de préférences déclarées sont des méthodes de monétarisation basées sur des enquêtes par questionnaire auprès des individus. Ces questionnaires ont pour but de recueillir les déclarations des agents (choix entre diverses options hypothétiques) et d'en déduire le coût qu'ils accordent à certains effets induit par une externalité.

Méthodes de préférences révélées

Les méthodes de préférences révélées sont des méthodes de monétarisation basées sur l'observation du comportement des individus. Ces comportements révèlent les préférences des individus, qui sont ensuite monétarisées par observation (directe ou indirecte) du prix de ces préférences sur les marchés.

Méthode des prix hédonistes

Il s'agit d'une méthode de monétarisation basée sur les préférences révélées par les marchés de l'immobilier (variations des prix du foncier par exemple) et du travail (variations des niveaux de salaire), qui sont les références généralement utilisées dans ce type d'études. L'objectif de la méthode des prix hédonistes consiste à isoler l'influence de l'effet non-marchand à évaluer sur le prix du bien ou du service considéré. Les marchés de l'immobilier ou du travail sont alors utilisés comme substituts aux marchés inexistantes de certains effets non-marchands.

La valeur d'un bien immobilier, par exemple, ne dépend pas seulement de ses caractéristiques propres : elle varie aussi en fonction de l'environnement (services à proximité, accessibilité, nuisances subies, ...). Par conséquent, toutes autres choses étant égales par ailleurs, la valeur d'un bien immobilier varie en fonction du niveau d'exposition au bruit ou à la pollution. Cette variation permet d'attribuer un coût à ces nuisances.

Pertes de productivité

Il s'agit d'une méthode de monétarisation basée sur l'évaluation des effets sur la productivité (nombre de jours d'absentéisme dus à des infections respiratoires provoquées par la pollution par exemple). Ces effets sont généralement estimés à l'aide de fonction dose-réponse et valorisés grâce aux prix observables sur les marchés (coût de l'heure sur le marché du travail par exemple).

Situation de référence

Pour apprécier l'utilité d'un projet selon une approche coûts/avantages, il est nécessaire de comparer la situation avec projet à la situation qui aurait prévalu sans le projet, appelée situation de référence (il est à noter qu'il peut exister plusieurs situations de référence et de projet). La situation de référence est la situation la plus probable en l'absence de projet, qu'il ne faut pas confondre avec le statu quo. La situation de référence prend en compte :

- l'évolution du contexte économique (PIB, prix du transport routier et ferroviaire, prix des carburants, ...) ;
- l'évolution du contexte social (démographie, motorisation des ménages, ...) ;
- l'évolution du contexte des transports (infrastructures mises en service indépendamment du projet étudié, aménagements qui auraient été effectués en l'absence de projet).

Taux d'actualisation

Le taux d'actualisation permet de comparer entre elles des valeurs économiques qui s'échelonnent dans le temps, en ramenant une valeur future à une valeur actuelle. Ces valeurs sont comparées à des dates identiques, appelée année d'actualisation. Le taux d'actualisation s'applique à des valeurs constantes, c'est-à-dire ne subissant pas d'inflation. Ce taux a été révisé en 2005 par un groupe de travail du Commissariat Général du Plan présidé par Daniel Lebègue ; le rapport de ce groupe de travail a fixé :

- un taux d'actualisation égal à 4 % ;
- une évolution décroissante après 2035, avec un taux de 3,5 % entre 2035 et 2055 et de 3 % au-delà de 2055.

La somme des avantages actualisée à l'année t_0 s'écrit alors :

$$\sum_{t=1}^T \frac{a(t_0 + t)}{(1+r)^t}$$

où r est le taux d'actualisation

$a(t)$ l'avantage économique du projet pour l'année t

T la durée de vie du projet et t_0 l'année précédent la mise en service

Taux de rentabilité interne (TRI)

Le Taux de Rentabilité Interne (TRI) correspond au taux d'actualisation qui annule le bénéfice actualisé. Il permet d'apprécier l'utilité d'un projet sans référence au taux d'actualisation fixé par le Commissariat Général du Plan, et de comparer ses avantages relatifs (avantages immédiats ou futurs). Un projet est considéré comme intéressant pour la collectivité lorsque le TRI est supérieur au taux d'actualisation défini par le Commissariat général du Plan.

Le TRI ne permet toutefois pas de choisir entre deux projets (un projet A qui présente un TRI supérieur à celui d'un projet B n'est ainsi pas nécessairement plus pertinent que ce projet B) : c'est le bénéfice actualisé qui reste pertinent dans ce cas de figure.

Valeur du temps

Les gains de temps et l'amélioration de l'accessibilité sont une des principales motivations pour mettre en place une nouvelle infrastructure ou politique de transport. La valorisation de ces gains est donc un enjeu du calcul socio-économique. Cette valorisation s'effectue par l'intermédiaire d'une *valeur du temps*. Du point de vue économique, le temps représente un bien rare (les agents doivent arbitrer leurs choix d'activités et de consommation en fonction de leur temps disponible), dont la valeur dépend du motif pour lequel il est utilisé (la valeur du temps s'accroît avec la contrainte de déplacement : elle est par exemple plus élevée pour un déplacement professionnel que pour un déplacement pour les loisirs). La valeur du temps n'est par conséquent pas unique.

Il existe différentes approches pour déterminer les valeurs que les agents accordent au temps ; deux sont présentées ici :

- la valeur du temps est estimée grâce à des enquêtes de préférences déclarées, entraînant différents biais liés notamment à la qualité du questionnaire et au traitement des réponses (modèle d'interprétation des résultats) ;
- la valeur du temps, qui est assimilée à un paramètre des modèles de prévision de trafic, est obtenue en calant les résultats de ce modèle de trafic sur la situation réellement constatée (reconstitution du comportement des individus et de leurs arbitrages face au temps de transport).

Cette dernière méthode, qui correspond à l'approche retenue dans le rapport Boiteux, présente elle aussi plusieurs inconvénients : la valeur du temps obtenue dépend en particulier du choix des variables retenues pour expliquer les variations de la demande de transport (bonus/malus de confort dépendant des caractéristiques du réseau par exemple) et de la représentation mathématique de leur influence (loi prix-temps par exemple).

Les valeurs suivantes ont été retenues dans le rapport Boiteux et reprises dans l'Instruction cadre :

Type de transport	Modes	Valeurs du temps (en €2000/h par voyageur)		
		Pour des distances inférieures à	Pour des distances d comprises entre	Pour des distances supérieures à 400 km
Voyageurs interurbains	Route	50 km : 8,94 €	50 et 400 km : $0,016*d + 8,1$ €	14,5 €
	Fer (2° cl.)	150 km : 11,3 €	150 et 400 km : $0,0067*d + 10,3$ €	13 €
	Fer (1° cl.)	150 km : 28,9 €	150 et 400 km : $0,021*d + 25,7$ €	34,1 €
Voyageurs urbains (Ile-de-France)	Moyenne tous motifs	9,3 €		
Voyageurs urbains (province)	Moyenne tous motifs	7,6 €		
Marchandises	Route (PL)	38,15 €		

Valeurs du temps retenues dans l'Instruction cadre (en €2000/h par voyageur)

Ces valeurs évoluent comme l'indice des prix à la consommation (avec une élasticité de 0,7) pour le transport de voyageurs et comme 2/3 de l'évolution du PIB pour le transport de marchandises.

La valorisation des externalités environnementales dans le bilan socio-économique des projets d'infrastructure de transport se fait par l'intermédiaire de valeurs tutélaires. En France, ces valeurs sont extraites des conclusions d'un rapport d'experts, le rapport Boiteux, publié en 2001. L'évolution du contexte depuis cette date (progrès scientifique et technique, Grenelle de l'environnement, ...) amène à s'interroger sur la pertinence d'une éventuelle mise en révision des valeurs tutélaires accordées aux externalités environnementales.

Ce rapport contient une étude bibliographique, qui passe en revue les pratiques à l'étranger et les études internationales récentes sur la valorisation des externalités environnementales. Il se dégage de ces analyses des pistes d'évolution des valeurs utilisées aujourd'hui dans la doctrine française. L'impact d'éventuelles modifications de ces valeurs sur les résultats du bilan socio-économique est ensuite abordé au travers de tests de sensibilité sur un projet routier de contournement d'agglomération.

Rédacteurs

Damien GRANGEON – Sétra
téléphone : 33 (0)1 46 11 35 00
mél : damien.grangeon@developpement-durable.gouv.fr

Pascaline COUSIN – Sétra
téléphone : 33 (0)1 46 11 30 45
mél : pascaline.cousin@developpement-durable.gouv.fr

Service d'études sur les transports, les routes et leurs aménagements

46, avenue Aristide Briand – BP 100 – 92225 Bagneux Cedex – France
téléphone : 33 (0)1 46 11 31 31 – télécopie : 33 (0)1 46 11 31 69

Document consultable et téléchargeable sur les sites web du Sétra :

- Internet : <http://www.setra.developpement-durable.gouv.fr>
- I2 (Réseau intranet du Ministère) : <http://intra.setra.i2>

