Analyse coûts-bénéfices et environnement

DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS

David Pearce
Giles Atkinson
Susana Mourato

OCDE
ÉDITIONSOCDE

Analyse coûts-bénéfices et environnement

DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS

OCDE

ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES

ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES

L'OCDE est un forum unique en son genre où les gouvernements de 30 démocraties œuvrent ensemble pour relever les défis économiques, sociaux et environnementaux que pose la mondialisation. L'OCDE est aussi à l'avant-garde des efforts entrepris pour comprendre les évolutions du monde actuel et les préoccupations qu'elles font naître. Elle aide les gouvernements à faire face à des situations nouvelles en examinant des thèmes tels que le gouvernement d'entreprise, l'économie de l'information et les défis posés par le vieillissement de la population. L'Organisation offre aux gouvernements un cadre leur permettant de comparer leurs expériences en matière de politiques, de chercher des réponses à des problèmes communs, d'identifier les bonnes pratiques et de travailler à la coordination des politiques nationales et internationales.

Les pays membres de l'OCDE sont : l'Allemagne, l'Australie, l'Autriche, la Belgique, le Canada, la Corée, le Danemark, l'Espagne, les États-Unis, la Finlande, la France, la Grèce, la Hongrie, l'Irlande, l'Islande, l'Italie, le Japon, le Luxembourg, le Mexique, la Norvège, la Nouvelle-Zélande, les Pays-Bas, la Pologne, le Portugal, la République slovaque, la République tchèque, le Royaume-Uni, la Suède, la Suisse et la Turquie. La Commission des Communautés européennes participe aux travaux de l'OCDE.

Les Éditions OCDE assurent une large diffusion aux travaux de l'Organisation. Ces derniers comprennent les résultats de l'activité de collecte de statistiques, les travaux de recherche menés sur des questions économiques, sociales et environnementales, ainsi que les conventions, les principes directeurs et les modèles développés par les pays membres.

Cet ouvrage est publié sous la responsabilité du Secrétaire général de l'OCDE. Les opinions et les interprétations exprimées ne reflètent pas nécessairement les vues de l'OCDE ou des gouvernements de ses pays membres.

Publié en anglais sous le titre :
Cost-Benefit Analysis and the Environment
RECENT DEVELOPMENTS

© OCDE 2006

Toute reproduction, copie, transmission ou traduction de cette publication doit faire l'objet d'une autorisation écrite. Les demandes doivent être adressées aux Éditions OCDE *rights@oecd.org* ou par fax 33 1 45 24 99 30. Les demandes d'autorisation de photocopie partielle doivent être adressées au Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC), 20, rue des Grands-Augustins, 75006 Paris, France, fax 33 1 46 34 67 19, *contact@cfcopies.com* ou (pour les États-Unis exclusivement) au Copyright Clearance Center (CCC), 222 Rosewood Drive Danvers, MA 01923, USA, fax 1 978 646 8600, *info@copyright.com*.

Avant-propos

Au début des années 70, à la création de la Direction de l'environnement de l'OCDE, le problème du mode d'évaluation monétaire des dommages environnementaux – ou des bénéfices que présenterait leur réduction – est apparu comme une question fondamentale. Plusieurs ouvrages ont été publiés en vue d'aider les analystes et les décideurs. Il s'agit notamment de guides et de manuels techniques destinés à faire connaître les grands principes de l'analyse des coûts et bénéfices environnementaux aux analystes de l'action des pouvoirs publics comme aux décideurs. Ces ouvrages se penchaient également sur l'« économie politique » de l'analyse coûts-bénéfices (et notamment sur les obstacles politiques et sociaux à son utilisation) et sur ses applications à certains domaines particuliers tels que l'évaluation de la biodiversité.

L'analyse coûts-bénéfices apparaît désormais comme un outil de formulation des politiques et d'aide à la décision tout à fait indispensable. À mesure que les politiques environnementales deviennent plus complexes et ambitieuses (réchauffement planétaire, perte de biodiversité, impacts exercés sur la santé par la pollution locale de l'air et de l'eau, etc.), un certain nombre de pays ont, tout comme la Commission européenne, été amenés à prendre des mesures juridiques imposant une évaluation des impacts ainsi que des coûts et des bénéfices des grandes politiques et réglementations. Ces 5 à 10 dernières années, des progrès considérables ont été accomplis tant du point de vue du cadre théorique de l'analyse des coûts et bénéfices environnementaux qu'en ce qui concerne les techniques auxquelles elle a recours. Ce rapport passe en revue ces récents développements et apporte à ce titre aux responsables de l'évaluation des coûts et des bénéfices des politiques et des réglementations une contribution fondamentale et qui arrive en outre à point nommé. Un manuel doit certes faire preuve de rigueur technique mais son objet et l'essentiel de son contenu doivent par ailleurs pouvoir être compris par les décideurs. J'ai bon espoir que ce rapport parvienne à concilier ces deux impératifs.

Ce rapport a été rédigé par David W. Pearce, Susana Mourato et Giles Atkinson, sous la supervision du Groupe de travail de l'OCDE sur les politiques nationales. Un concours financier a été apporté par le ministère britannique de l'Environnement, de l'Alimentation et des Affaires rurales ainsi que par le ministère norvégien de l'Environnement. En octobre 2004, le ministère italien de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire a organisé à Rome un atelier en vue d'un examen approfondi d'une première version du texte. La coordination des travaux a été assurée par Jean-Philippe Barde, chef de la Division des politiques nationales à la Direction de l'environnement de l'OCDE.

Lorents G. Lorentsen
Directeur
Direction de l'environnement de l'OCDE

Remerciements des auteurs. Cet ouvrage est le fruit d'un échange de vues entre l'un des auteurs (David W. Pearce) et le Secrétariat de l'OCDE. L'OCDE s'est distinguée par le passé en jouant un rôle de pionnier dans le domaine de l'analyse économique des problèmes environnementaux, et notamment en ce qui concerne l'analyse coûts-bénéfices et l'évaluation monétaire des impacts sur l'environnement. Certains des récents développements intervenus dans l'analyse coûts-bénéfices n'avaient toutefois fait l'objet d'aucune publication, et, compte tenu de son expérience passée, l'OCDE paraît être le lieu idéal pour entreprendre une telle étude. Nous espérons que cet ouvrage sera non seulement utile aux universitaires mais aussi et surtout aux praticiens, étant donné que l'analyse coûts-bénéfices est désormais largement appliquée et utilisée. Des « recommandations à l'intention des décideurs » reprennent à cet effet à la fin de chaque chapitre les points essentiels qui y sont abordés. Certains de ces développements théoriques ne sont pas faciles d'accès pour les personnes très absorbées par leurs obligations professionnelles et n'ayant que peu de temps à consacrer à une étude approfondie des travaux publiés. Nous avons fait de notre mieux pour exposer quelle a été à notre sens la contribution de ces publications, mais nous sommes conscients que de nombreux lecteurs n'auront pas le temps de lire intégralement tous les chapitres. Les recommandations à l'intention des décideurs qui figurent à la fin de chaque chapitre visent par conséquent à donner une idée intuitive de son contenu de sorte que tous ceux auxquels sont destinées ou remises des analyses coûts-bénéfices ou qui en demandent la réalisation aient à tout le moins quelque indication de ce qu'ils peuvent en attendre en l'état actuel des connaissances. Malheureusement, de par sa nature même, la théorie ne peut être instantanément comprise par tous, pas même par les économistes. Nous invitons donc instamment ceux qui en ont le temps à lire du début jusqu'à la fin les chapitres qui présentent de l'intérêt pour eux.

Cet ouvrage n'aurait jamais vu le jour sans les conseils et les lumières de Jean-Philippe Barde, de la Direction de l'environnement de l'OCDE. Nous tenons à le remercier de toute sa patience et de ses inestimables observations. Certaines parties du document ont été passées en revue lors de la réunion d'un Groupe de travail de l'OCDE sur les politiques d'environnement nationales qui s'est tenue en mai 2004 : nous sommes redevables aux délégués qui y ont participé de leurs très utiles commentaires, lesquels nous ont aidés à réorienter nos travaux. L'essentiel du texte a en outre été examiné lors d'un atelier technique restreint sur l'évolution récente de l'analyse coûts-bénéfices des politiques environnementales organisé à Rome en octobre 2004 par le ministère italien de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire. Nous sommes reconnaissants aux divers experts qui y ont participé de leurs précieuses suggestions concernant les corrections et les nouveaux éléments d'information à intégrer dans la version finale de l'ouvrage présentée ici. La section 14.10 a été rédigée par Pascale Scapecchi de la Direction de l'environnement de l'OCDE, à laquelle nous exprimons notre profonde gratitude pour sa contribution.

Nous sommes enfin redevables à nos collègues de l'University College London, qui nous ont aidés à structurer notre approche des problèmes en question. Nous remercions par-dessus tout Joe Swierzbinski, qui a formulé des observations sur certains chapitres et dont les cours d'enseignement supérieur atteignent dans leur exposition un degré d'élégance inégalé. Nous avons tous beaucoup appris de lui.

David W. Pearce

In memoriam

Ce projet et cet ouvrage ont été entrepris en 2003 à l'initiative de David Pearce, qui a joué un rôle majeur dans leur réalisation. David est soudainement disparu le 8 septembre 2005, avant la publication. Il a participé aux travaux de l'OCDE pendant 34 ans au cours desquels il a beaucoup apporté à l'économie de l'environnement et au développement durable. L'œuvre et l'influence de David Pearce sont immenses, et sa capacité à concilier une analyse théorique rigoureuse et celle de l'économie politique de l'action des pouvoirs publics dans le domaine de l'environnement a contribué à déterminer les stratégies adoptées en la matière par les pays de l'OCDE. Il a été notre mentor et notre ami, et il nous manquera cruellement. Nous avons eu l'extrême privilège de travailler avec lui.

Jean-Philippe Barde

Table des matières

Résumé analytique 15

Chapitre 1. **Introduction** 31

1.1. Objet du présent ouvrage 32
1.2. Très brève histoire de l'analyse coûts-bénéfices 34
1.3. Pourquoi utiliser l'ACB ? 37
1.4. Recommandations en matière d'ACB des politiques d'environnement dans les pays de l'OCDE : quelques exemples 39

Notes 43

Chapitre 2. **Fondements de l'analyse coûts-bénéfices** 45

2.1. Utilité, bien-être et agrégation 46
2.2. Règle de décision 46
2.3. Règles d'agrégation 47
2.4. Inflation 48
2.5. Bénéfices, coûts, CAP et CAR 49
2.6. CAP ou CAR ? 51
2.7. Critiques adressées à l'ACB 51
2.8. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs 54
2.9. Lectures complémentaires 55

Chapitre 3. **Étapes concrètes de l'analyse coûts-bénéfices** 57

3.1. Questions à régler 58
3.2. Problème du statut 62
3.3. Évaluation des impacts 62
3.4. Impacts et horizons temporels 63
3.5. Obtention des valeurs monétaires 64
3.6. Choix d'un taux d'actualisation 66
3.7. Prise en compte des valeurs relatives croissantes 66
3.8. Traitement du risque et de l'incertitude 67
3.9. Quels sont les gagnants et les perdants ? 69
3.10. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs 69

Annexe 3.A1. **Représentation formelle de quelques remarques au sujet de l'ACB** 71

Chapitre 4. **Règles de décision** 75

4.1. Introduction 76
4.2. Contexte du choix 76
4.3. Critères sur lesquels s'appuient les autres règles de décision 78
4.4. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs 82

Chapitre 5. **Coûts des politiques et des projets** 83

5.1. Calcul des coûts et des avantages : un peu de terminologie 84
5.2. Optimisme et pessimisme dans l'estimation des coûts 85
5.3. Analyse d'équilibre général. 86
5.4. Impacts sur la compétitivité 88
5.5. Bénéfices complémentaires 89
5.6. Bénéfices sous la forme de créations d'emplois 90
5.7. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs 91

Chapitre 6. **Valeur économique totale** 93

6.1. Nature de la valeur économique totale 94
6.2. VET et techniques d'évaluation 94
6.3. Remarque sur la valeur intrinsèque 96
6.4. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs 96
Notes 97

Chapitre 7. **Méthodes des préférences révélées pour l'évaluation des impacts non marchands** 99

7.1. Présentation des méthodes des préférences révélées 100
7.2. Méthode des prix hédonistes 101
7.3. Méthode des coûts de déplacement 105
7.4. Comportements de prévention et dépenses de protection 108
7.5. Méthodes des coûts de la maladie et des pertes de production 110
7.6. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs 112

Chapitre 8. **Approches fondées sur les préférences déclarées : méthode d'évaluation contingente** 115

8.1. Introduction. 116
8.2. Conception d'un questionnaire d'évaluation contingente 118
8.3. Consentement à payer moyen ou médian ? 131
8.4. Validité et fiabilité 132
8.5. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs 137
Notes 139

Chapitre 9. **Approches fondées sur les préférences déclarées : modélisation des choix** 141

9.1. Introduction. 142
9.2. Techniques de modélisation des choix 143
9.3. Avantages et inconvénients de la modélisation des choix 150
9.4. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs 155
Notes 157
Annexe 9.A1. **Fondements conceptuels de la modélisation des choix** 159

Chapitre 10. **Valeur d'option (ou de quasi-option)** 163

10.1. Un peu de terminologie 164
10.2. Un modèle de VQO 165
10.3. Quelle est la « taille » de la VQO ? 170
10.4. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs 173
Notes 173
Annexe 10.A1. **Calcul de la valeur espérée de l'attente** 174

Chapitre 11. **Consentement à payer ou consentement à recevoir?** 175

11.1. Méthodes classiques d'estimation de la valeur économique. 176
11.2. Rente du consommateur en cas de variation des quantités 176
11.3. Droits de propriété 178
11.4. Le CAP et le CAR diffèrent-ils dans la pratique? 180
11.5. Pourquoi existe-t-il un écart entre le CAP et le CAR? 181
11.6. En quoi les diverses explications de la supériorité du CAR par rapport au CAP ont-elles de l'importance? 185
11.7. Raisons pratiques d'utiliser le CAP 186
11.8. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs 186
Notes 187

Annexe 11.A1. **Mesures hicksiennes de la rente du consommateur en cas de variation de prix** 188

Chapitre 12. **Valeur des services procurés par les écosystèmes** 191

12.1. Services procurés par les écosystèmes 192
12.2. Estimation de la valeur marginale ou de la valeur totale 194
12.3. Calcul de la valeur des écosystèmes 197
12.4. Estimation de la valeur du produit d'un écosystème : informations génétiques pour l'industrie pharmaceutique 199
12.5. Valeur économique réelle et potentielle 204
12.6. Analyse coûts-bénéfices et principe de précaution. 205
12.7. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs 206

Chapitre 13. **Actualisation**. 207

13.1. Introduction. 208
13.2. Taux d'actualisation égal à zéro. 209
13.3. Taux décroissant dans le temps : une justification pratique. 210
13.4. Taux décroissant dans le temps : une justification théorique fondée sur l'incertitude quant aux taux d'intérêt. 211
13.5. Taux décroissant dans le temps : une justification théorique fondée sur l'incertitude quant à l'évolution de l'économie. 212
13.6. Choix sociaux et taux d'actualisation décroissant dans le temps 213
13.7. Problème de l'incohérence temporelle 214
13.8. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs 215

Chapitre 14. **Évaluation des risques pour la santé et pour la vie** 217

14.1. Introduction : importance accordée aux effets sur la santé dans l'ACB. 218
14.2. Évaluation des risques pour la vie : valeur d'une vie statistique (VVS) 218
14.3. Sensibilité de la VVS aux niveaux de risque. 221
14.4. VVS et élasticité du consentement à payer par rapport au revenu 223
14.5. Taille de la VVS 224
14.6. Âge et VVS 227
14.7. Risques latents 229
14.8. Valeur d'une vie statistique (VVS) et valeur d'une année de vie (VAV) 231
14.9. Valeurs implicites de la vie 234
14.10. Évaluation de la vie des enfants. 234

14.11. Évaluation de la morbidité 240
14.12. Prime attachée aux cancers 244
14.13. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs 245
Notes 246
Annexe 14.A1. **Calcul de la valeur d'une vie statistique** 248

Chapitre 15. **Équité et analyse coûts-bénéfices** 253
15.1. Introduction. 254
15.2. Équité et efficience 255
15.3. Analyse des impacts sur la répartition exercés par les projets dans le cadre des évaluations coûts-bénéfices. 258
15.4. Principes compétitifs d'équité 265
15.5. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs 268
Notes 269
Annexe 15.A1. **Calcul d'une procédure de pondération de l'utilité marginale du revenu**. 270

Chapitre 16. **Durabilité et analyse coûts-bénéfices** 271
16.1. Introduction. 272
16.2. Durabilité : généralités. 274
16.3. Faible durabilité et ACB 274
16.4. Forte durabilité et ACB. 281
16.5. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs 287
Notes 289

Chapitre 17. **Transfert de bénéfices** 291
17.1. Introduction. 292
17.2. Transfert de bénéfices : concepts fondamentaux et méthodes de base 293
17.3. Lignes directrices et bases de données pour le transfert de bénéfices. 298
17.4. Validité du transfert de bénéfices 301
17.5. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs 307

Chapitre 18. **Analyse coûts-bénéfices et autres procédures de prise de décision** 311
18.1. Tout un éventail de procédures 312
18.2. Étude d'impact sur l'environnement (EIE) 312
18.3. Évaluation stratégique environnementale (ESE) 313
18.4. Analyse du cycle de vie (ACV). 314
18.5. Évaluation des risques (ER) 314
18.6. Évaluation comparative des risques (ECR) 315
18.7. Analyse risque-bénéfice (ARB) 315
18.8. Analyse risque-risque (ARR) 316
18.9. Analyse santé-santé (ASS). 316
18.10. Analyse coût-efficacité (ACE) 316
18.11. Analyse multicritères (AMC) 318
18.12. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs 319
Annexe 18.A1. **Analyse multicritères et option « ne rien faire »** 321

Chapitre 19. **L'économie politique de l'analyse coûts-bénéfices** 323
19.1. Exposé du problème 324
19.2. Fonctions de bien-être politique 325
19.3. L'efficience, un objectif social 326
19.4. Bien-être et intérêts particuliers 327
19.5. La monnaie en tant que numéraire 328
19.6. Retour sur les groupes d'intérêt 328
19.7. Souplesse et politique 330
19.8. L'ACB est-elle participative ? 330
19.9. Incertitude 331
19.10. Connaissance des mécanismes économiques 332
19.11. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs 333
Notes 333

Références 335

Liste des encadrés

3.1. Atteindre les objectifs de qualité de l'air en Europe 65
3.2. Formule générale coûts-bénéfices 70
5.1. Avantages secondaires des politiques de lutte contre les changements climatiques 90
7.1. Méthode des prix hédonistes et impact de la qualité de l'eau sur la valeur des maisons d'habitation 103
7.2. Valeur récréative des réserves cynégétiques en Afrique du Sud 106
7.3. Comportements de prévention et qualité de l'air à Los Angeles 109
8.1. Obtention d'un CAP négatif 123
8.2. Contrainte ou volontariat et CAP pour un bien public 126
8.3. Incertitude concernant la valeur et CAP 130
8.4. Insensibilité aux risques dans les études fondées sur les méthodes des préférences déclarées 135
8.5. Caractère imaginaire de la situation : « communication peu coûteuse et évaluation contingente » 137
9.1. Expérimentation des choix et dépollution de la Tamise 146
9.2. Mesure de l'effort intellectuel imposé par la modélisation des choix 153
10.1. Valeur de quasi-option et conversion des forêts tropicales 171
15.1. ACB tenant compte des problèmes de répartition et changements climatiques . 263
15.2. Concilier les différents principes d'équité environnementale en concurrence 266
16.1. Variations de la richesse par habitant 277
16.2. Durabilité et analyse coûts bénéfices de la déforestation tropicale 279
16.3. Changements climatiques et projets compensatoires 285
16.4. Doctrine de la fiducie d'intérêt public et projets compensatoires 286
17.1. Transfert de bénéfices et processus d'élaboration et de mise en œuvre des politiques : le cas de la rivière Kennet 300
17.2. Évaluation de la santé dans l'Union européenne – les valeurs concordent elles d'un pays à l'autre ? 303
17.3. Fiabilité temporelle des estimations faisant l'objet du transfert 305

Liste des tableaux

2.1. Mesure par les variations compensatoire et équivalente 51
4.1. Classement de projets indépendants 77
4.2. Choix des projets à l'aide de la règle relative au TRI 80
7.1. Vue d'ensemble des méthodes des préférences révélées 100
7.2. Valeur par voyageur des réserves cynégétiques du KwaZulu-Natal, 1994/95 107
8.1. Exemples de problèmes à évaluer et de difficultés potentielles 120
8.2. Traduction des actions envisagées en estimations du CAP 124
8.3. Différents modes d'obtention de valeurs monétaires couramment utilisés 128
8.4. Différents modes d'obtention de valeurs monétaires – quelques constatations sommaires 129
8.5. Test de sensibilité aux variations des risques de décès (CAP MÉDIAN, USD) 135
9.1. Grandes étapes d'une application de la modélisation des choix 143
9.2. Principales variantes de la modélisation des choix 144
9.3. Caractéristiques du fleuve et leurs niveaux 146
9.4. Comparaison des taux d'échec aux tests 154
11.1. Résumé des mesures de la rente 178
11.2. Récapitulatif des liens entre le CAP, le CAR et les mesures équivalentes et compensatoires 180
11.3. CAR/CAP pour différents types de biens 180
11.4. Ratio CAR/CAP pour les biens publics 181
11.5. Résumé des facteurs ayant une incidence sur l'écart entre le CAR et le CAP 182
12.1. Caractéristiques économiques des produits et services procurés par les écosystèmes 198
12.2. Estimations de la valeur pharmaceutique des différentes zones constituant des « points chauds » 201
13.1. Exemple numérique du « taux d'actualisation en équivalent-certain » décroissant de Weitzman 212
14.1. Estimations récentes de la VVS 226
14.2. Récentes études du rapport entre âge et CAP 229
14.3. Évaluation des risques futurs et immédiats (GBP) 230
14.4. Estimation directe de la VAV (GBP) – Chilton *et al.* (2004) pour le Royaume-Uni . 232
14.5. Estimations indirectes de la VAV (GBP) – Markandya *et al.* (2004) 233
14.6. Comparaison de la VAV et de la VVS 233
14.7. Études évaluant la santé des enfants 238
14.8. Estimations de la valeur de la morbidité en Europe : CAP en GBP pour éviter un épisode de maladie 241
14.9. Comparaison des estimations de la « valeur de la morbidité » in Ready *et al.* (2004a), ExternE et Maddison (2000) (GBP) 242
14.10. Évaluation économique des cancers non mortels (GBP de 1999) 244
15.1. Coefficients de pondération en fonction de la répartition et ACB : un exemple à titre d'illustration 262
15.2. Valeur sociale relative des gains et des pertes 263
15.3. Estimations des dommages causés par les changements climatiques, pondérés en fonction de la répartition 264
16.1. Variation de la richesse par habitant, divers pays, 1999 277
16.2. Valeur d'une déforestation excessive, 1995 280

17.1. Illustration de la méthode appliquée par RPA 299
17.2. Qualité des résultats des méthodes de transfert – un exemple 306
18.A1.1. Données pondérées pour une AMC, le coefficient de pondération des coûts étant égal à un. 321

Liste des graphiques

6.1. Valeur économique totale 95
6.2. Valeur économique totale 97
8.1. Carte de paiement dans une étude d'évaluation contingente d'une amélioration de la qualité des eaux côtières en Écosse 130
9.1. Exemple de question posée dans le cas de l'expérimentation des choix 144
9.2. Exemple de question posée dans le cas du classement contingent 148
9.3. Exemple de question posée dans le cas de la notation contingente. 149
9.4. Exemple de question posée dans le cas des comparaisons par paires 149
9.5. Exemple de question pour procéder au classement contingent dans le cadre d'une enquête sur les pesticides 153
10.1. Un arbre de décision 167
11.1. Représentation de la rente du consommateur par les courbes de demande 177
A11.1. Quatre mesures hicksiennes de la rente du consommateur en cas de diminution de prix 190
12.1. Représentation schématique des coûts et des avantages des services procurés par un écosystème 195
14.1. Risque et consentement à payer 220
15.1. Exemple de carte de classement pour l'expérience 267
16.1. Sélection des projets et forte durabilité 284
17.1. Continuum des situations de décision et degré d'exactitude requis d'un transfert de bénéfices 307

ISBN 978-92-64-01006-2
Analyse coûts-bénéfices et environnement
Développements récents
© OCDE 2006

Résumé analytique

Introduction

L'OCDE préconise de longue date une prise de décision efficace prenant appui sur l'analyse économique. Elle a ainsi été à la fin des années 60 à l'origine de la publication de l'un des premiers manuels sur l'évaluation des projets, ayant pour auteurs Ian Little et James Mirrlees*. L'analyse coûts-bénéfices a été depuis lors largement appliquée, notamment dans le domaine de la politique de l'environnement, de la planification des transports, ou encore des soins de santé. Elle a connu d'importants développements au cours de la dernière dizaine d'années, tant en ce qui concerne la théorie qui la sous-tend que du point de vue de la complexité de ses applications. Nombre d'entre eux sont le fruit des problèmes particuliers que posent à l'analyse coûts-bénéfices les questions environnementales et la politique de l'environnement. L'OCDE est par conséquent revenue sur ce sujet dans ce nouvel ouvrage très complet qui vise à informer les analystes et les décideurs des principaux développements récemment intervenus.

Histoire et applications de l'ACB

L'histoire de l'analyse coûts-bénéfices (ACB) montre comment ses origines remontent sur le plan théorique aux problèmes posés par l'évaluation des infrastructures en France au XIXe siècle. La théorie de l'économie du bien-être s'est développée à la fin du XIXe siècle au moment même où la révolution « marginaliste » se produisait dans la théorie microéconomique et elle a atteint son apogée lors de la publication en 1920 de l'*Économie du bien-être* de Pigou, où l'auteur exprimait de façon plus formalisée l'idée qu'il existe un écart entre coût privé et coût social, et dans les années 30, lorsque la « nouvelle économie du bien-être » s'est efforcée de la refonder sur la base des seules utilités ordinales. Un hiatus entre la théorie et la pratique a toutefois persisté jusqu'à ce que l'obligation officielle de comparer les coûts et les bénéfices soit imposée aux États-Unis à la fin des années 30 pour les investissements réalisés dans le secteur de l'eau. Après la Seconde Guerre mondiale, des pressions se sont exercées pour que soit assurée l'« efficience de l'État » et on a cherché les moyens de garantir une utilisation efficace des fonds investis dans les grands projets par le secteur public. On peut y voir les signes avant-coureurs de la fusion entre la nouvelle économie du bien-être, dont l'analyse coûts-bénéfices constitue le principal instrument, et le processus concret de prise de décision. Depuis les années 60, l'ACB a connu une fortune diverse mais est désormais reconnue comme la principale méthode d'évaluation des investissements et politiques des pouvoirs publics.

* Little, I et J. Mirrlees (1974), *Project Appraisal and Planning for Developing Countries*, Oxford, Oxford University Press (ou « Manuel de l'OCDE »).

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

Fondements théoriques

Les fondements théoriques de l'ACB sont pour l'essentiel les suivants : les bénéfices et les coûts sont respectivement définis comme des augmentations et des réductions du bien-être humain (ou de l'utilité). Un projet ou une politique satisfont au critère coûts-bénéfices si leurs bénéfices sociaux sont supérieurs à leurs coûts sociaux. La « société » est simplement égale à la somme des individus. Les limites géographiques dans lesquelles s'inscrit l'ACB se confondent habituellement avec les frontières nationales mais peuvent aisément être élargies. Deux grandes règles d'agrégation s'appliquent. Premièrement, l'agrégation des bénéfices tirés par les différents groupes sociaux ou pays amène à faire la somme de leurs consentements à payer pour bénéficier des avantages (CAP) ou de leurs consentements à recevoir (CAR) une compensation au titre des pertes encourues sans tenir compte de la situation spécifique des gagnants ou des perdants. Une seconde règle d'agrégation exige que des coefficients de pondération plus élevés soient attachés aux bénéfices et aux coûts dans le cas des catégories défavorisées ou à faible revenu. Une des raisons en est que l'utilité marginale du revenu est variable et s'avère plus élevée pour les catégories à faible revenu. L'agrégation dans le temps implique l'actualisation. Les bénéfices et les coûts futurs actualisés sont connus sous le nom de « valeurs actuelles ». L'inflation peut faire paraître plus élevés qu'ils ne le sont véritablement les coûts et les bénéfices futurs. Il convient d'en corriger les effets afin de disposer d'estimations à prix constants. Les notions de CAP et de CAR plongent profondément leurs racines dans la théorie de l'économie du bien-être et correspondent aux concepts de variation compensatoire et de variation équivalente. Le CAP et le CAR ne devraient pas, à en croire ce que nous en a jusqu'à présent dit la théorie, être très différents l'un de l'autre. Il paraît pourtant exister entre eux un écart parfois notable dans la pratique, le montant du CAR étant supérieur à celui du CAP. La décision de recourir au CAP ou au CAR n'est donc pas dénuée d'importance lors de la réalisation d'une ACB.

L'ACB est la cible de nombreuses critiques dont les principales ont peut-être trait aux points suivants : *a)* la question de savoir dans quelle mesure l'ACB repose sur de solides fondements théoriques tels que ceux qui sous-tendent le principe de compensation de Kaldor-Hicks dans l'économie du bien-être; *b)* le fait que la « fonction de bien-être social » qui sous-tend l'ACB n'en soit qu'une parmi tant d'autres du même type parmi lesquelles elle a été arbitrairement choisie et sur laquelle il est improbable que l'on parvienne à un consensus; *c)* les doutes quant à la possibilité de justifier moralement que les préférences individuelles soient le (principal) facteur déterminant les règles de décision sociale; et *d)* tout au long de son histoire, l'économie néoclassique du bien-être s'est principalement préoccupée d'établir dans quelle mesure la notion d'efficience économique qui sous-tend le principe de compensation de Kaldor-Hicks peut ou doit être dissociée du problème de l'identification des gagnants et des perdants – c'est-à-dire de l'incidence des coûts et des avantages sur la répartition. L'ACB a eu recours à un certain nombre de méthodes pour répondre à cette dernière critique, telles que l'application de coefficients de pondération en fonction de la répartition ou encore la présentation des comptes des « parties prenantes ». Les critiques *a)* et *b)* demeurent une source de controverse. La critique *c)* découle quant à elle de la « présomption démocratique » qui sous-tend l'ACB, selon laquelle les préférences des individus devraient être prises en compte.

Étapes de l'ACB

Pour réaliser une ACB dans les règles de l'art, l'analyste doit respecter une suite logique d'étapes. Il faut en tout premier lieu se poser les questions pertinentes : quels sont la politique ou le projet que l'on cherche à évaluer? Quelles sont les autres options envisageables? Pour que l'évaluation *ex ante* de la contribution que le projet ou la politique apporte au bien-être social soit jugée acceptable, la valeur actuelle des bénéfices doit être supérieure à celle des coûts.

La détermination du « statut », c'est-à-dire la question de savoir quels sont ceux dont les coûts et les bénéfices doivent être pris en considération, constitue une autre étape préalable de l'ACB, tout comme la fixation de l'horizon temporel, c'est-à-dire de la période au cours de laquelle les coûts et les bénéfices seront comptabilisés. Étant donné que les individus ont des préférences concernant la date à laquelle ils recoivent les bénéfices ou supportent les coûts, il faut également tenir compte de ces « préférences temporelles » au moyen de l'actualisation. De même, les préférences en faveur ou en défaveur d'un impact peuvent évoluer au fil du temps et cet effet sur les « prix relatifs » doit également être pris en considération. Les coûts et les bénéfices ne sont que rarement connus avec certitude, de sorte qu'il convient également de tenir compte du risque (résultats probabilistes) et de l'incertitude (lorsque les probabilités ne sont pas connues). Enfin, il importera de déterminer l'incidence des coûts et des bénéfices sur la répartition.

Règles de décision

Diverses règles de décision peuvent être utilisées pour comparer les coûts et les bénéfices. La valeur actuelle nette (VAN) ou les « avantages nets » constituent le critère qu'il convient d'appliquer pour exprimer les bénéfices et les coûts en une valeur synthétique unique. La règle de décision appropriée consiste à adopter tout projet présentant une VAN positive et à classer les projets en fonction de leur VAN. Toutefois, en cas de contraintes budgétaires, les critères sont plus complexes. Si ces contraintes – telles que le manque de capitaux – ne s'exercent que sur une seule période, il est possible d'avoir recours aux ratios bénéfices-coûts pour classer les projets. De l'avis général, le taux de rendement interne (TRI) ne devrait pas être utilisé pour classer et sélectionner les projets s'excluant mutuellement. Lorsqu'un projet constitue la seule alternative au *statu quo*, il s'agit de savoir si le fait de connaître le TRI permet de disposer d'un surcroît d'informations digne d'intérêt. Les opinions divergent à cet égard. Certains font valoir qu'il n'est guère utile de calculer une statistique qui est soit de nature à induire en erreur, soit tributaire de la VAN. D'autres estiment que le TRI a un rôle à jouer dans la mesure où il donne une indication claire de la sensibilité des bénéfices nets d'un projet au taux d'actualisation. La conclusion d'ensemble quant à la place prépondérante qui doit généralement être accordée à la règle fondée sur la VAN ne s'en trouve pas pour autant modifiée, quel que soit le point de vue adopté en la matière.

Calcul des coûts

Les coûts constituent l'autre terme de la formule de base sur laquelle s'appuie l'ACB. S'agissant des projets, il n'est guère judicieux de supposer que l'estimation des coûts soit

plus sûre que celle des bénéfices du seul fait qu'ils peuvent prendre la forme de dépenses d'équipement et d'infrastructure. L'expérience nous enseigne que les coûts des grands projets peuvent être nettement sous-estimés. Dans le cas des politiques, les coûts de mise en conformité ont tendance à être surestimés. En d'autres termes, il peut exister un pessimisme ou un optimisme en matière de coûts. Il importe donc de réaliser une analyse de sensibilité, c'est-à-dire de montrer comment le montant final des bénéfices nets varie si les coûts enregistrent un certain pourcentage d'augmentation ou de diminution. Dans l'idéal, les coûts de mise en conformité devraient être estimés à l'aide de modèles d'équilibre général.

Les responsables politiques sont très sensibles aux effets des réglementations sur la compétitivité. C'est pourquoi la plupart des procédures d'analyse d'impact des réglementations exigent une évaluation de ces effets. Une distinction doit être faite entre la compétitivité des pays dans leur ensemble et celle des différents secteurs d'activité. Dans le premier cas, il est difficile d'accorder beaucoup de crédibilité à l'idée d'impacts sur la compétitivité. Dans le second, deux types d'effets peuvent se faire sentir. Il s'agit tout d'abord des impacts sur la compétitivité des secteurs d'activité au sein du pays en question. Il faut par exemple se demander si la politique considérée aggrave d'éventuelles tendances monopolistiques. Si tel est le cas, le renforcement de ces tendances s'accompagnera de pertes de bien-être qui, si elles peuvent être estimées, devront être comptabilisées dans l'ACB parmi les coûts. Le second type d'impacts s'exerce sur les coûts des différents secteurs d'activité par rapport à ceux supportés par leurs concurrents d'autres pays. À moins qu'il ne s'agisse d'un très grand secteur d'activité, on ne peut supposer que des variations du taux de change compenseront les pertes entraînées par les augmentations des coûts. Des effets dynamiques aboutissant à des baisses de production pourraient dans ce cas se faire sentir.

Les politiques visant à atteindre un objectif d'ensemble unique peuvent avoir des effets secondaires dans d'autres domaines d'action des pouvoirs publics. Les changements climatiques et les polluants atmosphériques classiques en offrent un exemple. Les réductions des émissions de gaz à l'origine de changements climatiques peuvent en effet s'accompagner d'une diminution des polluants atmosphériques rejetés conjointement. Faut-il additionner les deux et les considérer comme un bénéfice de la politique de lutte contre les changements climatiques ? à première vue oui. Il faut toutefois veiller à ce que cela n'aboutisse pas à une double-comptabilisation. Pour l'éviter, il importe de considérer le scénario de rechange, c'est-à-dire les politiques qui auraient été adoptées si celle qui nous intéresse directement n'avait pas été mise en œuvre. Bien que les bénéfices additionnels soient communément pris en considération, certains experts ont mis en doute le bien-fondé de cette façon d'agir.

Enfin, les effets sur l'emploi présentent d'ordinaire également un intérêt pour les responsables politiques et les décideurs. Leur importance pour l'ACB dépend toutefois du type d'économie considérée. Si le chômage y est important, le prix fictif de la main-d'œuvre devrait être déterminé en fonction de son coût d'opportunité. Celui-ci peut à son tour être très faible. Autrement dit, si elle n'est pas employée à la mise en œuvre de la politique ou du projet en question, la main-d'œuvre risque de se trouver au chômage. Par contre, en situation de plein emploi, ce coût d'opportunité pourrait être tel qu'il corresponde à l'intégralité du coût effectif de la main-d'œuvre.

Valeur économique totale

La notion de valeur économique totale (VET) fournit une mesure globale de la *valeur économique* de tout actif environnemental. Elle se décompose en valeur d'usage et de non usage (ou d'usage passif) et d'autres sous-catégories peuvent être utilisées en cas de besoin. La VET n'englobe pas d'autres types de valeur, telles que la valeur intrinsèque, qui est généralement définie comme une valeur « incorporée dans » les actifs eux-mêmes et indépendante des préférences individuelles de l'être humain ou même de l'observation par celui-ci. Cependant, quelles que soient les difficultés à rendre opérationnelle la notion de valeur intrinsèque, on peut arguer que le consentement à payer de certains individus pour la sauvegarde d'un actif, indépendamment de l'usage qu'ils pourraient en faire, est influencé par leurs propres jugements quant à sa valeur intrinsèque. Cet état de fait peut en particulier se manifester dans des notions telles que le « droit à l'existence » mais aussi constituer une forme d'altruisme. Tout projet ou politique ayant pour effet de détruire un actif environnemental ou d'en amenuiser la valeur doit intégrer dans ses coûts la VET de l'actif ainsi perdu. De même, tout projet ou politique entraînant l'amélioration d'un actif environnemental doit comptabiliser au nombre de ses avantages la variation de la VET de cet actif. Les écosystèmes génèrent ainsi de nombreux services, d'où il résulte que leur VET tend à être égale à la valeur actualisée de ces services.

Méthodes des préférences révélées

Les économistes ont mis au point une série de méthodes pour estimer la valeur économique des impacts immatériels ou non marchands. Plusieurs d'entre elles ont en commun de s'appuyer sur les informations fournies par les marchés et sur les comportements observés sur ceux-ci pour estimer la valeur économique d'un impact connexe de nature non marchande.

Chacune de ces méthodes repose sur des bases théoriques qui lui sont propres. Celle des prix hédonistes tire parti du fait que certains biens marchands sont en réalité constitués d'une multiplicité de caractéristiques qui représentent pour une partie d'entre elles des biens (ou des nuisances) de nature immatérielle. Les transactions dont font l'objet ces biens marchands permettent par conséquent aux consommateurs d'exprimer la valeur qu'ils attachent aux biens immatériels, laquelle peut en outre être déterminée à l'aide de techniques statistiques. Ce processus risque toutefois d'être compromis du fait qu'un bien marchand peut posséder plusieurs caractéristiques immatérielles susceptibles de se révéler colinéaires par surcroît. Il peut également être difficile de mesurer les caractéristiques immatérielles de façon satisfaisante.

La méthode des coûts de déplacement met à profit la complémentarité qui peut exister entre les biens et services marchands et ceux de nature immatérielle, l'achat des premiers étant indispensable pour bénéficier des seconds. Il faut ainsi supporter des coûts en temps et en argent pour se rendre sur les sites récréatifs. Ces coûts donnent dès lors une indication de la valeur accordée à cette expérience récréative par ceux qui acceptent de les encourir. La situation est toutefois d'autant plus complexe que le déplacement peut avoir une valeur en soi, que les coûts encourus peuvent permettre de visiter plus d'un site et que certaines de leurs composantes (dont le coût d'opportunité du temps) sont elles-mêmes de nature immatérielle.

La méthode des comportements de prévention et des dépenses de protection est similaire aux deux précédentes à ceci près qu'elle renvoie aux comportements adoptés par les individus en vue d'éviter les impacts immatériels négatifs. L'achat de biens tels que des casques de sécurité pourrait ainsi permettre de réduire les risques d'accident, tout comme celui de fenêtres à double vitrage pourrait diminuer l'exposition au bruit de la circulation, révélant ce faisant la valeur que ceux qui y procèdent attachent à ces nuisances. La situation est cependant là encore d'autant plus complexe que ces biens marchands pourraient avoir d'autres avantages que la simple réduction d'une nuisance immatérielle.

Enfin, les méthodes des coûts de la maladie et des pertes de production reposent sur la constatation que les impacts immatériels peuvent, par un cheminement souvent complexe constitué d'une succession de liens de causalité entre des variables physiques, avoir en dernière analyse des effets économiques mesurables sur les quantités commercialisées sur les marchés. La pollution atmosphérique, qui peut non seulement entraîner une augmentation des coûts médicaux supportés pour traiter les impacts sur la santé qu'elle suscite mais aussi des pertes de salaires et de profits, en offre un exemple. Ces méthodes se heurtent souvent à des difficultés du fait du manque d'informations fiables non pas tant sur les impacts économiques que sur les liens de causalité entre les variables physiques qui les sous-tendent.

Méthodes des préférences déclarées : l'évaluation contingente

Les techniques d'évaluation fondées sur les préférences déclarées s'appuient sur des questionnaires qui demandent directement aux personnes interrogées quel est leur consentement à payer (ou à recevoir) ou qui leur proposent de procéder à des choix entre plusieurs « ensembles » de caractéristiques, choix à partir desquels les analystes peuvent déduire leur CAP (ou leur CAR).

De façon plus générale, les approches fondées sur les préférences déclarées s'appuient sur des enquêtes directes pour déterminer les préférences des individus ou des ménages, et plus spécifiquement le montant du CAP pour des variations de l'offre de biens (non marchands), lequel présente une corrélation systématique avec les préférences sous-jacentes des personnes interrogées. Cette technique est donc particulièrement utile pour évaluer les impacts sur les biens non marchands, dont la valeur ne peut être déterminée à l'aide des méthodes des préférences révélées.

Cet intérêt croissant pour les méthodes des préférences déclarées a été à l'origine d'une considérable évolution des techniques au cours de la dernière dizaine ou quinzaine d'années. La question de savoir quelle forme doivent prendre de préférence les questions posées en vue de déterminer le CAP des personnes interrogées dans le cadre des enquêtes d'évaluation contingente est par exemple déjà passée par un certain nombre d'étapes différentes. Cela ne signifie pas pour autant que l'on puisse de sitôt espérer que les enquêtes fondées sur les préférences déclarées soient conçues selon un modèle unique. Ni que ce soit nécessairement souhaitable. Certaines études montrent que réduire au minimum les distorsions générées par les comportements stratégiques des personnes interrogées en adoptant systématiquement des modes de paiement compatibles avec des incitations constitue à juste titre une priorité mais qu'il est tout aussi souhaitable et légitime de se préoccuper de la crédibilité de ces mêmes modes de paiement. Toujours est-il

que la réponse à ce problème variera vraisemblablement selon les différents types de projets ou de politiques envisagés.

La validité et la fiabilité des conclusions des études d'évaluation contingente demeurent des sujets de préoccupation. De fait, une grande partie des recherches dans ce domaine ont visé à concevoir des tests rigoureux de leur robustesse méthodologique quels que soient les contextes et les biens et services non marchands considérés. Il s'en dégage à tout prendre une note d'optimisme concernant l'utilisation de l'évaluation contingente pour estimer la valeur des biens non marchands. Il y a en effet lieu d'espérer au vu des récents développements que les enseignements tirés des tests de validité et de fiabilité permettent de formuler des recommandations pratiques quant à la conception des enquêtes futures. Il est de fait possible d'affirmer que bon nombre des critiques adressées à cette technique tiennent davantage aux problèmes qui se posent aux stades de la conception et de la mise en œuvre de l'enquête qu'à un quelconque défaut intrinsèque de la méthode utilisée. Dans l'ensemble, les constatations empiriques corroborent pour une large part la validité et la fiabilité des estimations obtenues au moyen de l'évaluation contingente.

Méthodes des préférences déclarées : la modélisation des choix

De nombreux types d'impacts environnementaux sont de nature multidimensionnelle. En effet, le changement subi par un actif environnemental à la suite de la mise en œuvre d'un projet ou d'une politique se traduit souvent par des modifications de ses diverses caractéristiques, dont chacune devra être évaluée séparément. Le recours aux approches fondées sur la modélisation des choix pour évaluer les problèmes environnementaux multidimensionnels s'est constamment développé ces dernières années. La modélisation des choix est aujourd'hui systématiquement décrite parallèlement à l'évaluation contingente, sans doute plus connue, dans les manuels les plus récents portant sur la conception, l'analyse et l'utilisation d'études fondées sur les méthodes des préférences déclarées. Le terme générique de modélisation des choix recouvre certes un certain nombre d'approches différentes, mais l'*expérimentation des choix* (et dans une certaine mesure le *classement contingent*) en constitue probablement la variante la plus utilisée dans le cas des biens environnementaux. Dans l'expérimentation des choix, les personnes interrogées sont invitées à dire quelle serait leur option préférée parmi une série de choix constituée d'au moins deux options, dont une correspond au *statu quo* ou à la situation existante. Les résultats fournis par cette approche fondée sur la modélisation des choix peuvent être interprétés selon les critères de l'économie du bien-être classique, ce qui constitue un atout évident lorsqu'il est souhaitable de garantir la cohérence avec la théorie de l'analyse coûts-bénéfices.

Une grande partie des observations qui ont par exemple été formulées au sujet des problèmes de validité et de fiabilité dans le contexte des études d'évaluation contingente sont sans doute également valables pour la modélisation des choix. Il est certes probable que la modélisation des choix donne de meilleurs résultats que l'évaluation contingente sous certains aspects – et inversement – mais les preuves susceptibles d'étayer une telle assertion font pour l'instant largement défaut. Qui plus est, quoique les rares études qui se sont attachées à comparer les résultats obtenus respectivement grâce à la modélisation des choix et à l'évaluation contingente aient constaté que la valeur totale des variations de l'offre d'un même bien environnemental est plus élevée dans le premier cas que dans le

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

second, on ne sait guère quelle en est la raison. On peut toutefois se demander si ces deux méthodes doivent toujours être présumées en concurrence l'une avec l'autre – la modélisation des choix étant par exemple considérée comme une méthode plus générale et donc supérieure. Chacune de ces deux approches aura probablement un rôle à jouer dans l'analyse coûts-bénéfices et il serait utile que les recherches à venir aident à comprendre dans quels cas il convient d'avoir recours à l'une plutôt qu'à l'autre.

Valeur d'option

La notion de *valeur de quasi-option (VQO)* est apparue il y a une trentaine d'années dans les travaux sur l'économie de l'environnement. Les économistes financiers ont parallèlement développé le concept de « *valeur d'option* ». La VQO n'est pas une catégorie particulière de valeur économique. Elle correspond plutôt à la différence entre les avantages nets que procurerait la meilleure décision possible et ceux qu'offrirait un choix qui ne serait pas optimal du fait qu'il ne tiendrait pas compte des gains susceptibles d'être obtenus en remettant la décision à plus tard et en profitant de ce délai pour en apprendre davantage. La VQO apparaît d'ordinaire dans les situations d'irréversibilité. Elle ne peut être observée que s'il existe quelque incertitude qui puisse être levée grâce à un complément d'information. S'il s'avère impossible d'en apprendre davantage, il ne peut y avoir de VQO.

La VQO peut-elle sensiblement influer sur la prise de décision? Potentiellement, oui. Il convient en l'occurrence de garder en mémoire que les décisions doivent être prises en tenant compte du plus grand nombre d'informations possible sur les coûts et les bénéfices qu'elles entraînent et qu'il nous faut donc « avoir conscience de ce que nous ignorons ». Si cette ignorance ne peut être levée, rien ne sert de reporter la prise de décision. Si par contre des informations peuvent permettre d'y remédier, la qualité de la décision pourrait être accrue en la remettant à plus tard. L'ampleur des gains ainsi tirés constitue pour l'essentiel une question de nature empirique étant donné que la VQO est égale à la différence entre les bénéfices nets que procurerait la meilleure décision possible et ceux qu'offrirait un choix qui ne serait pas vraiment optimal.

CAP ou CAR?

Traditionnellement, les économistes se sont montrés plutôt indifférents quant à la mesure du bien-être qu'il convient d'utiliser pour estimer la valeur économique : le CAP et le CAR ont tous deux été jugés acceptables. Les travaux publiés ont dans l'ensemble privilégié le CAP. Toutefois, les études fondées sur la méthode des préférences déclarées ont bien souvent fait apparaître un écart parfois considérable entre le CAR et le CAP. Cet écart n'aurait cependant guère d'importance si les droits de propriété étaient toujours clairement définis. Le CAP dans le cadre d'une amélioration potentielle est à l'évidence lié au droit au maintien du *statu quo*. De même, s'il est porté atteinte au *statu quo*, le CAR pour la perte ainsi subie constitue la mesure appropriée. Les politiques environnementales ont dans l'ensemble tendance à envisager une amélioration plutôt qu'une dégradation délibérée de l'état de l'environnement, d'où la présomption que le CAP est le bon instrument de mesure de la valeur. Des problèmes apparaissent dès lors que l'on admet que les individus pourraient avoir le droit de bénéficier d'un certain état futur de l'environnement. Si on leur reconnaît un tel droit, leur CAP pour jouir de ce droit ne paraît pas constituer un bon instrument de mesure des variations du bien-être, alors que leur CAR pour renoncer à cette

amélioration semble plus pertinent. Il est fort probable que les deux types de droits soient en réalité associés, celui de bénéficier d'une amélioration s'arrêtant là où commence celui des autres individus à ne pas « trop » payer pour assurer une telle amélioration.

Il importe également de déterminer de façon empirique pourquoi le CAR et le CAP diffèrent. Si cette différence peut être expliquée par des raisons légitimes, les arguments précédemment avancés sont valables et il faut alors recommander que l'ACB s'attache toujours à calculer l'un et l'autre. Le résultat de l'ACB serait alors exprimé sous ces deux formes. Si par contre l'écart observé entre le CAR et le CAP est une simple conséquence de la façon dont est conçu le questionnaire, il y a bien moins lieu de s'en préoccuper. Faute de mieux, on pourrait supposer que ces deux mesures de la valeur sont approximativement équivalentes. Malheureusement, aucun consensus quant aux raisons de cet écart ne paraît se dégager des études consacrées à cette question. Cela donne une nouvelle fois à penser qu'il est souhaitable de présenter les résultats de l'ACB en faisant état de l'une et l'autre mesures de la valeur.

Évaluation des services procurés par les écosystèmes

Des recherches sur la valeur des services procurés par les écosystèmes sont actuellement en cours. Elles visent à estimer la valeur économique totale (VET) d'une modification des écosystèmes. Les problèmes que pose l'évaluation des variations subies par les biens et services procurés par les écosystèmes résultent des interactions qui existent entre les produits générés par ceux-ci ainsi que d'une incertitude souvent considérable quant au fonctionnement interne des écosystèmes et à leur contribution au maintien de la vie. Des efforts considérables ont été déployés pour évaluer certains services tels que la fourniture d'informations génétiques pour les besoins de l'industrie pharmaceutique. Les débats sur cette question mettent généralement en évidence combien l'évaluation des services procurés par les écosystèmes peut se révéler complexe. Mais les travaux consacrés à ce sujet n'en demeurent pas moins à un stade initial et ne traitent pas des interactions entre les biens et services fournis par les écosystèmes.

Dès lors que l'on reconnaît que le fonctionnement des écosystèmes peut se caractériser par une grande incertitude, une certaine irréversibilité et des non linéarités qui risquent d'entraîner d'importants effets négatifs à la suite de la perte ou de la dégradation d'écosystèmes, il s'agit de savoir quelle attitude adopter face à la conjonction de telles caractéristiques. Pour répondre en peu de mots à une telle question, disons que le processus de décision doit alors privilégier le principe de précaution. Quant au point de savoir ce que devrait exactement recouvrir ce dernier, il constitue lui-même une autre source de controverses.

Actualisation

Certains progrès ont été favorisés par les débats sur la prétendue « tyrannie de l'actualisation » – l'actualisation trouvant sa justification théorique dans l'économie du bien-être qui sous-tend l'ACB mais ayant des conséquences que beaucoup jugent moralement inacceptables. Cette inacceptabilité découle du fait que les coûts et les bénéfices enregistrés dans un lointain avenir peuvent paraître avoir après actualisation des valeurs actuelles négligeables.

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

Cela s'avère à son tour incompatible avec la notion d'équité intergénérationnelle. Les activités actuelles qui imposent d'importants coûts aux générations futures peuvent sembler insignifiantes dans une analyse coûts-bénéfices. L'ACB risque même de dissuader de prendre aujourd'hui des initiatives susceptibles de bénéficier aux générations futures.

Le point faible de l'approche classique, qui suppose l'application d'un seul et même taux d'actualisation positif à toutes les périodes de temps, tient au fait qu'elle ne prend pas en considération l'incertitude quant au futur, pas plus qu'elle ne s'efforce de résoudre le problème de la tyrannie. De plus, l'hypothèse d'un taux d'actualisation constant ne prétend pas être autre chose que ce qu'elle est, à savoir une hypothèse. Les moyens d'échapper au problème de la tyrannie s'appuient sur plusieurs approches.

Premièrement, de nombreuses études parviennent à la constatation que les individus procèdent bien souvent (mais pas toujours) à une actualisation « hyperbolique », c'est-à-dire qu'ils appliquent de fait des taux d'actualisation décroissant dans le temps. Si le comportement des individus reflète leurs préférences et si l'on accorde à ces dernières une importance primordiale, l'adoption de taux d'actualisation décroissant dans le temps est justifiée.

Deuxièmement, les taux d'intérêt futurs sont également une source d'incertitude : il est en l'occurrence possible de démontrer que l'incertitude quant aux coefficients de pondération temporelle – c'est-à-dire les *coefficients d'actualisation* – est compatible avec un *taux d'actualisation* en équivalent-certain décroissant dans le temps. Il est possible de démontrer que le fait de prendre plus généralement en compte l'incertitude quant à l'évolution de l'économie peut aboutir à des taux décroissant dans le temps si certaines conditions sont réunies.

Troisièmement, on peut considérer que le problème de la tyrannie se résume en fait à une question de choix sociaux dans le cadre de laquelle ni le présent ni l'avenir ne déterminent les résultats et il peut être démontré que l'adoption de principes éthiques raisonnables aboutit à des taux décroissant dans le temps.

Du point de vue des approches fondées sur l'incertitude et les choix sociaux, les taux d'actualisation pourraient bien suivre un profil temporel très similaire à celui des taux à long terme et tendre à décroître pour se rapprocher du taux « le plus faible possible », soit en l'occurrence 1 %.

Il n'en demeure pas moins des problèmes de cohérence temporelle et certains experts en concluront que les taux d'actualisation décroissant dans le temps sont en tout état de cause inacceptables. D'autres feront valoir qu'il est parfaitement irréaliste de vouloir calculer un taux d'actualisation optimal en partant de l'hypothèse que les pouvoirs publics procèdent à une optimisation de leur action à long-terme sans jamais remettre en cause leur projet « optimal ».

Valeur de la santé et de la vie

De considérables progrès ont été accomplis ces dernières années dans le sens d'une meilleure définition du sens et de la taille de la « valeur d'une vie statistique » (VVS). Une des principales questions était de savoir comment « transférer » les VVS tirées de contextes non environnementaux pour les appliquer à des contextes environnementaux. Les contextes non environnementaux sont généralement liés à des risques immédiats tels que les accidents. Par contre, les contextes environnementaux sont aussi bien associés à

des risques immédiats qu'à des risques futurs. Le caractère futur des risques peut découler de ce que l'individu en question n'est pas exposé à un risque immédiat en raison par exemple des niveaux de pollution actuels mais à un risque futur lorsque la vulnérabilité au dit risque sera devenue plus élevée. Il peut tout aussi bien résulter du fait que le risque est latent comme dans le cas de maladies telles que l'asbestose ou l'arsenicose. Tous ces éléments suggèrent que *a)* les évaluations des risques immédiats pourraient être transférées des contextes non environnementaux aux contextes environnementaux (à condition que la perception des risques soit la même) mais que *b)* les risques futurs doivent être évalués séparément.

Pour la formulation de recommandations pratiques, l'âge de la personne interrogée qui évalue le risque n'est pas dénué d'importance. Il peut ou non avoir une incidence lors de l'évaluation des risques immédiats – les travaux en ce domaine sont ambigus. Il faut donc de façon générale veiller à neutraliser les effets de l'âge des personnes interrogées dans le cadre des études d'évaluation initiales. Pour ce qui est des « transferts de bénéfices », il pourrait falloir adopter une position par défaut dans laquelle les risques immédiats soient évalués de façon identique quel que soit l'âge (de sorte que la VVS ne varie pas en fonction de ce dernier), le recours à une analyse de sensibilité pour vérifier les effets d'une diminution de la VVS étant souhaitable pour les personnes âgées. L'âge a une grande incidence sur l'évaluation des risques futurs. Une politique ayant pour effet de réduire le niveau général d'exposition à la pollution devrait donc être évaluée en tenant compte de la valeur (inférieure à la VVS pour un risque immédiat) attachée à ces risques par les jeunes en tant qu'ils y voient des risques futurs mais aussi de celle que leur attribuent les personnes âgées qui les perçoivent comme des risques immédiats.

Certains risques environnementaux sont supportés de façon disproportionnée par les très jeunes et les très âgés. L'évaluation des risques pour les enfants constitue un problème complexe. Le calcul du consentement à payer dès à présent semble condamné à l'échec compte tenu que les enfants peuvent n'avoir aucun revenu à répartir entre différents biens (dont une réduction des risques), être mal informés au sujet des risques ou ne pas en avoir conscience, ou encore être trop jeunes pour exprimer de quelconques préférences. Il faut donc se rabattre sur l'évaluation des risques par les adultes *au nom des* enfants. On ne dispose que depuis peu d'études sur lesquelles s'appuyer en ce domaine. Les premières constations donnent à penser que le CAP déclaré par les adultes est plus élevé quand ils procèdent à une estimation de la valeur pour le compte des enfants que lorsqu'ils le font en leur nom propre. La conclusion la plus prudente que l'on puisse en tirer à ce stade est qu'il peut être important que l'ACB tienne compte des impacts sur les enfants, la solution par défaut consistant à utiliser l'évaluation par les adultes des risques pour leur « propre » vie pour estimer la valeur de ceux auxquels sont exposés les enfants.

Équité

Un problème essentiel tient à l'équité et à l'incidence des coûts et des bénéfices sur la répartition. La prise en considération des problèmes de répartition implique tout d'abord d'identifier puis peut-être de pondérer les coûts et les bénéfices supportés ou retirés par les différents individus et groupes sociaux compte tenu des écarts observés du point du critère auquel on s'intéresse (tel que le revenu ou le patrimoine). Il s'agit en premier lieu de réunir et d'organiser des données brutes (c'est-à-dire non corrigées) sur la répartition des coûts et des bénéfices des projets, tâche qui bien que relativement simple par elle-même n'en

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

risque pas moins de se révéler ardue. Ces données pourraient dans un second temps être utilisées pour établir de quels coefficients de pondération devraient être assortis les bénéfices ou les coûts nets supportés ou retirés par les différents groupes sociaux (ou de quels ajustements en fonction de la répartition ils devraient faire l'objet) pour qu'un projet particulier envisagé satisfasse (ou non) à un critère coûts-bénéfices du point de vue de la répartition. Il est enfin possible d'assigner des coefficients explicites de pondération tenant compte des préférences apparentes de la société en matière de répartition, puis de réestimer les bénéfices nets en conséquence.

Une question cruciale consiste dès lors à savoir où les spécialistes de l'analyse coûts-bénéfices se situent eux-mêmes dans cette hiérarchie. Compte tenu que les évaluations coûts-bénéfices sont parfois critiquées au motif qu'elles ignorent purement et simplement les effets sur la répartition, la solution à l'évidence la plus simple consistant à observer comment les coûts et les bénéfices sont répartis pourrait apporter un appréciable surcroît d'informations. Cela donne à penser qu'il conviendrait sans doute que les évaluations coûts-bénéfices fournissent à tout le moins de telles informations de manière systématique. Quant à savoir s'il serait souhaitable d'adopter des approches plus ambitieuses, la réponse à cette question varie selon que les gains générés par la possibilité d'analyser les bénéfices nets (pondérés) des projets en prenant en considération les préoccupations de la société en matière d'efficience et d'équité sont ou non supérieurs aux pertes liées à la nécessité de formuler des hypothèses étayées pour interpréter les données empiriques y afférentes.

D'une part, les données empiriques relatives à l'ordre de grandeur « approprié » des coefficients de pondération en fonction de la répartition peuvent être utilement employées dans l'ACB tenant compte des problèmes de répartition, comme l'illustre l'application au cas des changements climatiques présentée dans ce chapitre. Mais d'autre part, même des modifications apparemment légères des hypothèses concernant l'ordre de grandeur des coefficients de pondération en fonction de la répartition – dont la fourchette de valeurs qui ressort des études empiriques disponibles donne une indication – peuvent avoir d'importantes conséquences sur l'évaluation de l'intérêt social d'un projet. Cette constatation n'a rien de surprenant puisqu'elle ne fait que mettre en évidence combien il est difficile de déterminer quelles sont les préférences de la société en matière de répartition. D'un point de vue pratique, le danger serait que les propositions plus ambitieuses d'ACB tenant compte des problèmes de répartition suscitent davantage d'enthousiasme qu'elles n'apportent de lumières. Il serait certes utile que les recherches s'attachent à mieux comprendre les préférences (peut-être en ayant davantage recours aux méthodes des préférences déclarées comme nous l'avons vu ailleurs dans ce chapitre), mais en attendant la mesure la plus utile au-delà de l'indispensable effort pour inventorier les modes de répartition des coûts et des avantages liés aux projets pourrait consister à estimer les coefficients de pondération implicites.

Durabilité et ACB

Bien que les caractéristiques que le développement doit réunir pour pouvoir être qualifié de durable demeurent un sujet de controverse, nous disposons à présent d'un ensemble cohérent de travaux théoriques qui se sont efforcés de comprendre à quoi pourrait ressembler une trajectoire de développement durable, comment pourrait être assurée sa mise en place et comment pourraient être mesurés les progrès accomplis dans ce sens. La plupart de ces travaux considèrent que la poursuite du développement durable constitue

un objectif d'ordre général ou de nature macroéconomique. Une attention relativement réduite a été accordée à ce que les notions de durabilité impliquent du point de vue de l'ACB. Quelques recommandations ont toutefois été formulées quant à la façon dont l'ACB pourrait être étendue pour tenir compte des récentes préoccupations concernant le développement durable.

Selon une première approche, l'évaluation des projets à la lumière de ces préoccupations aurait à l'évidence un rôle à jouer. Le concept de forte durabilité part en effet de l'idée que certains actifs naturels sont si importants ou essentiels (pour les générations futures et peut-être aussi pour les présentes) qu'ils méritent d'être protégés en vue de maintenir leurs stocks au niveau actuel ou au-dessus de quelque autre niveau cible. Si l'on ne peut escompter que les préférences individuelles en reflètent pleinement l'importance, les décideurs doivent assumer un rôle paternel et en assurer la sauvegarde. Pour ce qui est de l'intérêt de cette approche pour l'évaluation coûts-bénéfices, quelques contributions ont suggéré que le concept de durabilité s'applique à la gestion d'un *portefeuille* de projets. Il en est résulté l'idée que des projets compensatoires pourraient être mis en œuvre. Les projets ayant pour effet de porter préjudice à l'environnement pourraient ainsi être « contrebalancés » par d'autres à l'origine d'améliorations de l'environnement. Les projets faisant partie d'un même portefeuille assureraient dès lors un maintien global du *statu quo* sous l'angle de l'environnement.

Le problème du développement durable peut également être envisagé d'autres façons. La question de savoir si ces autres approches – qui sont généralement regroupées sous l'appellation de « faible durabilité » – sont de fait complémentaires ou au contraire rivales a suscité un débat. Celui-ci s'éteindrait pour une large part de lui-même s'il était possible de déterminer quels sont les actifs critiques. Mais étant donné que cette dernière question constitue elle-même une considérable source d'incertitude, le débat se poursuit. La version dite « faible » du développement durable n'en présente pas moins de l'intérêt pour plusieurs raisons. Bien qu'elle ait été principalement considérée comme un guide pour l'élaboration de comptes environnementaux nationaux (c'est-à-dire de meilleures mesures des revenus, de l'épargne et du patrimoine), l'insistance sur les actifs et sur leur gestion a un équivalent dans la réflexion sur l'évaluation des projets. La nécessité d'un « inventaire des actifs » n'en est peut-être que plus manifeste. Il s'agit en d'autres termes de déterminer quel est l'état des stocks de ressources avant la mise en œuvre du projet et quel il devrait probablement être à la suite de celle-ci. Ce pourrait n'être là qu'une raison de plus pour que l'analyse coûts-bénéfices classique privilégie les projets qui génèrent des ressources économiques susceptibles d'être affectées à l'épargne et à l'investissement dans les économies où il apparaît que la richesse nette (par habitant) transmise aux générations futures est trop faible.

Transfert d'avantages

Le transfert de bénéfices ou de valeurs consiste à prendre des estimations économiques établies dans un certain contexte pour les appliquer dans un autre. Les études fondées sur le transfert de bénéfices constituent le socle de l'analyse concrète des politiques dont la mise en œuvre est envisagée car les praticiens n'ont que rarement le luxe de concevoir et de réaliser des études originales. Ils en sont donc généralement réduits à se rabattre sur les informations qui peuvent être tirées des études antérieures. Cette affirmation est probablement tout aussi valable pour l'emprunt ou le transfert des estimations du CAP

pour répondre aux problèmes à l'origine d'impacts environnementaux ou de nature similaire auxquels sont confrontés les pouvoirs publics. Presque inévitablement, le transfert de bénéfices introduit une part de subjectivité et une plus grande incertitude dans les évaluations puisque les analystes doivent formuler un certain nombre d'hypothèses et de postulats *supplémentaires* à ceux des études originales. La question fondamentale est de savoir si ce surcroît de subjectivité et d'incertitude que génère le transfert est acceptable et si ce dernier demeure dans l'ensemble une source d'informations utile.

Curieusement, malgré le rôle central que le transfert de bénéfices pourrait jouer dans la prise de décisions dans le domaine de l'environnement, il n'existe pas de procédures concrètes généralement admises en la matière qui puissent guider les analystes. Un certain nombre d'éléments pourraient cependant caractériser les meilleures pratiques. Premièrement, les études sur lesquelles s'appuie l'analyse doivent elles-mêmes être fiables. Une étape initiale mais essentielle de tout transfert consiste pour une très large part à vérifier soigneusement l'exactitude et la qualité des études originales. Deuxièmement, lors de la réalisation d'un transfert de bénéfices, le site de l'étude et celui de mise en œuvre de la politique doivent être comparables par leurs populations comme par les caractéristiques de celles-ci. Si tel n'est pas le cas, il devra être tenu compte des différences démographiques et de leurs conséquences du point de vue du CAP. Chose tout aussi importante, la variation de l'offre du bien évalué envisagée sur les deux sites devrait être similaire.

Le processus actuellement amorcé de consolidation des informations sur les valeurs non marchandes dans des bases de données spécialement créées à cet effet représente le Saint Graal du transfert de bénéfices. Pourtant, bien qu'il faille saluer et encourager la constitution de telles bases de données, il convient de faire encore preuve d'une certaine prudence face à ces développements. La nécessité d'entreprendre de nouvelles recherches pour mieux comprendre dans quels cas le transfert de bénéfices donne de bons résultats et dans quels autres il n'en est pas ainsi, mais aussi pour mettre au point des méthodes susceptibles d'en accroître la fiabilité, est dès lors largement admise.

Cependant, une bonne application des méthodes de transfert requiert un jugement éclairé et une certaine expertise mais aussi dans quelques cas, d'après les critiques les plus exigeants, des compétences techniques aussi poussées que pour la réalisation des études originales. Cela donne à penser que les praticiens devraient à tout le moins expressément indiquer dans leur analyse quelles sont les grandes réserves que soulève le transfert de bénéfices envisagé et tenir compte de la sensibilité de leurs recommandations aux modifications des hypothèses concernant les valeurs économiques fondées sur un tel transfert.

ACB et autres outils d'aide à la décision

On dispose d'un large éventail de procédures d'aide à la décision, dont l'analyse coût-efficacité (ACE) et l'analyse multicritères (AMC). Ces procédures se distinguent par leur degré de globalité, c'est-à-dire par le degré auquel elles tiennent compte de tous les coûts et bénéfices. En règle générale, seule l'AMC présente un degré de globalité aussi élevé que celui de l'ACB, et il pourrait même lui être supérieur si l'on considère les autres objectifs que l'efficience et l'incidence sur la répartition. Toutes les autres procédures limitent délibérément leur centre d'intérêt aux seuls bénéfices, par exemple sous l'angle de la santé

ou de l'environnement, ou font abstraction des coûts. Les procédures varient également du point de vue du traitement réservé à la dimension temporelle. L'étude d'impact sur l'environnement et l'analyse du cycle de vie constituent pour l'ACB des sources essentielles d'informations qui y seront intégrées et lui serviront de point de départ, bien que la manière dont ces impacts soient traités en termes « physiques » ne soit pas la même dans une analyse coûts-bénéfices. Ce ne sont pas des procédures de prise de décision à part entière. Les évaluations des risques tendent à être exclusivement centrées sur la santé humaine, mais elles portent aussi assez souvent sur les risques écologiques. Là encore, elles ne permettent ni dans un cas ni dans l'autre de prendre une décision globale.

Un peu d'économie politique

L'économie politique s'attache à expliquer pourquoi l'économie telle qu'elle est enseignée dans les manuels ne trouve que rarement une traduction concrète dans le processus effectif de prise de décision. L'ACB recouvre à bien des égards un ensemble de procédures dérivées d'un cadre d'analyse aussi « correct » que ce peut être d'un point de vue théorique. Nul ne s'étonnera néanmoins que les décisions effectives soient parfois prises sur bien d'autres bases que cette approche analytique. Les raisons de cet état de fait tiennent à la place accordée aux fonctions de bien-être « politique » au détriment des fonctions de bien être social établies par les sciences économiques, à la défiance ou à l'incrédulité suscitées par la conversion en valeurs monétaires, à la mainmise qu'exercent sur les processus politiques ceux qui ne possèdent aucune formation économique, à la conviction que l'économie est une simple affaire de « bon sens » et qu'elle est aisée à comprendre, ainsi bien entendu qu'à une réelle méfiance à l'égard de l'ACB et de ses fondements théoriques, compte tenu des débats qui se poursuivent à l'intérieur comme à l'extérieur du cercle des spécialistes de l'analyse coûts-bénéfices. Expliquer le fossé entre pratique et théorie ne revient toutefois pas à le justifier. Il faudrait certes que les théoriciens de l'économie comprennent beaucoup mieux les pressions auxquelles sont soumises les décisions concrètes, mais il serait par ailleurs tout aussi souhaitable que ceux qui prennent ces décisions acquièrent de bien meilleures connaissances en économie.

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

ISBN 978-92-64-01006-2
Analyse coûts-bénéfices et environnement
Développements récents
© OCDE 2006

Chapitre 1

Introduction

L'OCDE prodigue de longue date des recommandations en matière d'évaluation sociale des projets (investissements) et politiques. À la fin des années 60 et au cours des années 70, elle a joué un rôle clé dans la mise au point de l'analyse des coûts et des bénéfices sociaux. Depuis, l'analyse coûts-bénéfices a été largement appliquée et la théorie qui la sous-tend s'est encore étoffée. Les avancées majeures enregistrées ces toutes dernières années justifient la rédaction du présent ouvrage. Ce chapitre retrace l'histoire de l'analyse coûts-bénéfices (ACB), explique pourquoi elle demeure un puissant outil d'aide à la décision et examine brièvement dans quelle mesure elle est actuellement utilisée dans les pays de l'OCDE.

1.1. Objet du présent ouvrage

L'OCDE se distingue de longue date dans la mise au point de l'analyse coûts-bénéfices (dénommée ci-après ACB[1]) et dans la rédaction de manuels et de recommandations destinés à en promouvoir l'usage. En 1968, le Centre de développement de l'OCDE a publié le *Manuel d'analyse des projets industriels dans les pays en voie de développement* (Little et Mirrlees, 1968), devenu par la suite l'un des classiques de l'analyse coûts-bénéfices (Little et Mirrlees, 1974). Les deux autres grands manuels de l'époque avaient été rédigés pour l'ONUDI (Dasgupta *et al.*, 1972; voir également ONUDI, 1980) et pour la Banque mondiale (Squire et van der Tak, 1975). Ces ouvrages étaient très largement axés sur l'application de l'ACB dans le monde en développement, où il paraissait probable que les distorsions du marché soient plus répandues que dans les pays développés. Il était donc plus urgent d'évaluer les projets et politiques en fonction des prix qui auraient été en vigueur sur des marchés concurrentiels (« prix fictifs » ou « prix comptables »). L'ACB n'en a pas moins commencé vers cette même époque à être utilisée dans les pays développés. Ses principes restaient les mêmes mais ses applications dans les pays développés avaient peut-être plus largement recours aux prix fictifs dans des situations caractérisées par une absence totale de marché (dont les risques d'accident et les gains de temps ont été de premiers exemples remarquables).

Depuis les années 70, l'OCDE est occasionnellement revenue sur la question de l'ACB et a publié des documents portant plus précisément sur les sujets suivants : politiques et projets environnementaux (Pearce et Markandya, 1989; Pearce *et al.*, 1994; Winpenny, 1995); biodiversité (Biller, 2001; Pearce *et al.*, 2002); pollution de l'air (OCDE, 1981); risques pour l'environnement et pour la santé liés aux produits (OCDE, 1983; Postle *et al.*, 2002); ou encore transports (CEMT, 1998).

Outre ceux édités par l'OCDE, de nombreux textes et manuels ont été publiés. Beaucoup portaient sur l'ACB en général (par exemple Sugden et Williams, 1978; Pearce et Nash, 1981; Pearce, 1986; Schmid, 1989; Walshe et Daffern, 1990; Brent, 1996; Boardman *et al.*, 2001). D'autres traitaient des méthodes précises à appliquer pour estimer les prix fictifs, en particulier dans les pays en développement (tels que Ray, 1984; Dinwiddy et Teal, 1996; Londero, 1996, 2003). D'autres encore se sont spécialisés dans le domaine de l'environnement (Johansson, 1993; Hanley et Spash, 1993) ou dans celui de l'agriculture (Gittinger, 1984). Le très bon accueil dont a bénéficié un ouvrage classique de 1982 (Just, Hueth et Schmitz, 1982) revu et réédité en 2004 (Just, Hueth et Schmitz, 2004) offre une autre illustration de ce regain d'intérêt pour l'ACB. Pour ce qui est des recommandations officielles, le Canada a publié un guide de l'ACB pour les programmes de réglementation (gouvernement du Canada, 1995) et les États-Unis disposent quant à eux d'un manuel détaillé sur l'analyse d'impact des réglementations dans le domaine de l'environnement (Agence américaine pour la protection de l'environnement, 2000).

Puisqu'il existe une telle profusion d'études sur les principes de l'ACB et de recommandations pratiques concernant son utilisation, pourquoi donc lui consacrer un

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

nouvel ouvrage? La raison en est que l'ACB a connu ces dernières années un certain nombre de développements théoriques. Bien qu'ils soient pour la plupart indépendants les uns des autres, ils n'en modifient pas moins, considérés conjointement, l'idée que se font bon nombre d'économistes d'une ACB bien menée. Chose intéressante, beaucoup de ces développements répondent aux difficultés soulevées par l'application de l'ACB aux politiques et aux projets ayant d'importants impacts environnementaux. Ces difficultés tiennent pour l'essentiel aux points suivants :

- l'absence de *marché évident* pour la plupart des biens et services environnementaux, si bien que les impacts sur l'environnement peuvent aisément être ignorés ou minimisés dans une ACB puisque leur « prix » implicite est en apparence égal à zéro ;
- le rôle que joue l'*actualisation* dans l'ACB, lequel permet d'escamoter les problèmes auxquels seront confrontées les générations à venir en attachant moins de poids aux dommages futurs, pour importants qu'ils puissent paraître intuitivement; et
- la propension de l'ACB à mesurer les bénéfices et les coûts au moyen du *consentement à payer*, qui est lui-même pour une large part tributaire de la capacité de payer (c'est-à-dire du revenu et du patrimoine). Le critère coûts-bénéfices utilisé pour approuver ou rejeter certains projets ou politiques présente de ce fait une distorsion en faveur de ceux qui disposent de revenus plus élevés, d'où des problèmes d'équité de la répartition[2]. Ces problèmes de répartition ont été mis en relief par un mouvement politique qui vise spécifiquement à promouvoir la « justice environnementale », partant du présupposé que la qualité de l'environnement n'est pas équitablement partagée, les pauvres ou les minorités ethniques étant exposés aux environnements les plus dégradés (Pearce, 2003).

D'autres développements concernent le traitement de l'*incertitude* et de l'*irréversibilité* potentielle dans l'ACB, la délicate question de l'évaluation des *risques pour la santé*, notamment dans le cas des pauvres et des enfants, ainsi que la possibilité de déterminer la valeur monétaire des *écosystèmes multifonctionnels*.

Ces problèmes ont eu des répercussions sur les travaux antérieurs de l'OCDE. La question de l'évaluation non marchande a ainsi été abordée, bien que brièvement, par Pearce et Markandya (1989). Un atelier spécial sur l'évaluation des risques environnementaux pour la santé des enfants a eu lieu en 2003 (OCDE, 2006). La question de la répartition a été au cœur d'un important symposium qui s'est tenu à l'initiative de l'OCDE en 2003 (Serret et Johnstone, 2006). L'Organisation ne s'est toutefois pas encore attaquée à la question complexe de l'actualisation.

Aucune étude ne passait toutefois en revue l'ensemble de ces problèmes en indiquant expressément quelles en sont les conséquences pratiques pour l'ACB. Le présent ouvrage vise précisément à combler cette lacune. Il est essentiel de dire clairement ce qu'il n'a pas l'ambition d'être : *il ne s'agit en aucun cas d'un manuel exhaustif sur l'ACB*. Il n'indique pas au lecteur comment procéder à une ACB. Il porte exclusivement sur les développements récents, bien que les premiers chapitres reviennent très brièvement sur les principes de base afin de rappeler au lecteur quels en sont les tenants et les aboutissants. Il s'efforce d'expliquer les récentes évolutions et de montrer quelles pourraient en être les conséquences pratiques pour l'ACB. Il ne devrait donc pas uniquement intéresser ceux qui sont régulièrement amenés à réaliser des ACB, mais également ceux qui sont trop occupés pour consulter des articles et des ouvrages parfois extrêmement complexes. Certains développements théoriques prêtent à controverse et il ne faudrait pas s'imaginer qu'ils

font en tous points l'unanimité. Lorsque des divergences existent, nous nous sommes efforcés d'en indiquer la nature.

1.2. Très brève histoire de l'analyse coûts-bénéfices

La notion d'externalité – définie comme un effet préjudiciable (ou bénéfique) pour un tiers ne donnant lieu à aucun paiement en contrepartie – est au cœur de l'ACB telle qu'elle est appliquée dans le domaine de l'environnement. La pollution en offre l'exemple le plus évident. Sur un marché non réglementé, les pollueurs ne seraient nullement incités à tenir compte des souffrances et des dommages dont sont victimes des tiers. L'ACB compare par contre les bénéfices dégagés par les pollueurs et les dommages occasionnés, les uns comme les autres étant mesurés en termes monétaires. Les activités du pollueur ne sont efficientes que si les bénéfices sont supérieurs aux dommages. Le concept d'externalité était déjà bien connu depuis les travaux de Sidgwick (1883) et de Marshall (1890), mais c'est Pigou (1920) qui a avancé l'idée qu'il existe un écart entre coût privé et coût social et que sa valeur est égale à celle de l'externalité. Une même méthode d'évaluation est utilisée pour les bénéfices et pour les dommages. Dans l'un et l'autre cas, la valeur monétaire de ces bénéfices et de ces coûts reflète les préférences humaines telles qu'exprimées par le consentement à payer. Pour résumer, l'ACB repose sur un jugement de valeur fondamental, à savoir que les préférences des individus doivent être prises en considération et sont révélées par les choix qu'ils effectuent sur le marché.

L'idée que les politiques pourraient être évaluées en fonction de leurs coûts et de leurs bénéfices définis par rapport aux préférences humaines et au consentement à payer a été avancée par Dupuit (1844, 1853) bien avant au cours du XIXe siècle. Dupuit se préoccupait de la justification économique de la construction de routes et de ponts, et il a démontré que les bénéfices nets qui en découlent correspondent à la rente totale des consommateurs. Les fondements théoriques de l'économie du bien-être moderne sur laquelle repose l'ACB ont été établis dans les années 30 et 40 par Hicks (1939, 1943), Kaldor (1939), ainsi que d'autres auteurs. Pareto (1848-1923) avait soutenu en 1896 dans son *Cours d'économie politique* qu'un seul critère objectif permet d'affirmer qu'un changement de situation est à l'origine d'un progrès social et qu'il faut pour ce faire que le sort de certains s'améliore sans que celui des autres ne se dégrade, condition extrêmement restrictive connue sous le nom de « principe de Pareto ». L'application stricte de ce principe – en vertu duquel une politique ne peut être tenue pour « bonne » que si une personne au moins enregistre un gain *effectif* sans que quiconque ne subisse de perte *effective* – aboutissait à l'évidence à une impasse. Presque toutes les situations de la vie réelle impliquent en effet des gagnants et des perdants. Le « principe de compensation » de Kaldor-Hicks repose quant à lui sur l'idée que la capacité d'offrir une compensation potentielle pourrait constituer dans de telles situations réelles un critère de décision concret pour le choix des politiques et des projets. Pour bénéficier d'une amélioration « potentielle » au sens de Pareto, il suffirait que les gagnants *aient la capacité* de verser une compensation aux perdants[3]. Le principe de compensation formule donc la règle à première vue évidente que, pour être approuvés, les politiques et les projets doivent offrir des bénéfices (sous la forme d'un accroissement du bien-être humain) supérieurs à leurs coûts (qui se traduisent par une diminution de ce même bien-être humain).

Ces développements théoriques n'ont cependant pas échappé aux critiques. Samuelson (1942) a ainsi affirmé que la rente du consommateur n'a aucune valeur concrète puisque l'utilité marginale du revenu ne peut être supposée constante. Scitovsky (1941) a quant à lui

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

démontré que le principe de compensation potentielle recèle une contradiction virtuelle : puisqu'un changement à l'origine d'une amélioration du sort de certains mais d'une dégradation de celui de certains autres modifierait la répartition des revenus, les perdants auraient la capacité d'offrir une compensation potentielle aux gagnants pour revenir à la situation initiale. L'économie du bien-être a été la cible d'attaques tous azimuts de la part de Ian Little dans sa *Critique of Welfare Economics* (Little, 1950, 2002) et de Jan de Graaff dans son *Theoretical Welfare Economics* (de Graaff, 1957). Lipsey et Lancaster (1956-57) ont par ailleurs élaboré la théorie générale de l'« optimum de second rang » qui montre que l'on ne peut escompter que la correction d'une distorsion affectant un marché (et prenant par exemple la forme d'une entorse au principe de tarification au coût marginal) se traduise par un accroissement du bien-être social si un autre marché souffre également d'une distorsion. Étant donné que l'ACB tend à adopter une approche d'équilibre partiel, un projet ou une politique peuvent satisfaire au critère coûts-bénéfices sans pour autant être nécessairement à l'origine d'une augmentation du bien-être social global. Enfin, Arrow (1951) a démontré dans son ouvrage *Social Choice and Individual Values* que rien ne permet de juger de ce qui constitue ou non un progrès social tant que nous persistons dans l'idée que les classements sociaux sont fondés sur les préférences individuelles et sur certains critères « rationnels ». Or, vu qu'elle a recours à l'agrégation des préférences individuelles, l'ACB doit être écartée en vertu du théorème de l'« impossibilité » de Arrow. Aucun moyen « rationnel » ne permet de passer des préférences individuelles à un classement social de différentes situations. Le théorème de Arrow s'applique aux préférences individuelles exprimées sous une forme *ordinale*, ces préférences pouvant être classées selon un certain ordre, mais sans qu'il soit possible de mesurer la « distance » qui les sépare, puisque telle était à l'époque la conception de l'économie du bien-être. Les situations x, y, z pourraient ainsi être classées selon l'ordre de préférence suivant : $U(x) > U(y) > U(z)$, où « U » signifie tout simplement « utilité » ou « bien-être ». Dans un tel classement ordinal aucune signification ne peut par exemple être attribuée à l'intervalle $U(x) - U(y)$. Le *degré de préférence* ne peut être mesuré. Un classement *cardinal* permet par contre d'attribuer des valeurs à ces intervalles à des fins de comparaison. Ainsi, si $U(x) - U(y) = 9$ et $U(y) - U(z) = 3$, on peut affirmer que le premier de ces intervalles est égal à trois fois le second. Une échelle de valeurs peut être strictement cardinale si elle est fondée sur une « réalité objective » comme peuvent l'être les mesures de la taille et du poids ou celles de la distance géographique. Pour éviter un autre problème largement débattu, à savoir celui (de l'impossibilité) des *comparaisons interpersonnelles des utilités*, il faut que les divers intervalles entre U(x), U(y), etc. aient la même signification pour tous les individus. Cela implique par exemple que $U^1(x) - U^1(y) = U^2(x) - U^2(y)$, où 1 et 2 désignent des personnes différentes. Si ce n'est pas le cas, les préférences ne peuvent être agrégées. Si par contre nous étions en présence d'utilités cardinales et que des comparaisons interpersonnelles soient en outre possibles, l'ACB serait justifiée puisque les préférences pourraient dès lors être agrégées. Or, le théorème de Arrow avait justement pour seule raison d'être de montrer que les préférences *ordinales* ne peuvent être agrégées s'il ne peut être procédé à des comparaisons interpersonnelles des utilités. L'idée que les comparaisons interpersonnelles étaient en soi impossibles s'était largement répandue à la suite de la publication du célèbre essai de Lionel Robbins en 1938 (Robbins, 1938). Le principe de compensation potentielle confère un rôle clé aux comparaisons interpersonnelles. Si la compensation est *effectivement* versée aucun problème ne se pose. Mais si tel n'est pas le cas, il faut savoir si les gagnants seraient réellement en mesure d'offrir une compensation aux perdants, c'est-à-dire connaître l'ampleur relative des gains et des pertes, ce qui suppose de pouvoir comparer les utilités

des différents individus. Un point est essentiel en ce qui concerne l'agrégation des préférences : si les comparaisons interpersonnelles des utilités sont impossibles, le théorème de Arrow s'applique et *tous* les mécanismes non dictatoriaux utilisés pour agréger les préférences individuelles sont imparfaits dans la mesure où ils permettent d'aboutir à des classements sociaux incohérents. Si par contre les comparaisons interpersonnelles sont possibles, le théorème de Arrow ne s'applique pas et l'ACB est dès lors « sauvée ».

Cette digression sur les développements théoriques vise à montrer que l'évolution qu'a connue l'ACB doit beaucoup aux travaux théoriques mais aussi et surtout qu'elle s'est faite *en dépit* de nombreuses difficultés. Il paraît clair que les créateurs de l'ACB étaient pleinement conscients des diverses critiques qu'elle suscitait. Une des raisons pour lesquelles l'ACB a pu aller de l'avant malgré ces difficultés tient presque certainement à la reconnaissance du fait que bon nombre de ces critiques pouvaient également être adressées à toutes les autres méthodes d'agrégation des préférences. Le théorème de Arrow ne visait donc pas spécifiquement l'économie du bien-être revue et corrigée par Hicks, entre autres, bien que celle-ci en ait été la principale cible dans la mesure où Hicks s'était efforcé de la refonder sur la base des seules préférences ordinales. À cet égard, l'ACB pourrait bien avoir été « le meilleur outil disponible ». Tous les autres présentaient davantage d'inconvénients. Certaines autres de ces critiques semblent par ailleurs moins graves dans la pratique : une analyse d'équilibre partiel paraît ainsi appropriée pour autant que le projet ou la politique considérés n'aient pas, comme c'est souvent (mais pas toujours) le cas, de répercussions majeures sur d'autres secteurs de l'économie.

Des lignes directrices pratiques en vue de l'application de l'économie du bien-être sous la forme d'analyses coûts-bénéfices ont d'abord été élaborées pour le secteur de l'eau aux États-Unis. La loi sur la lutte contre les inondations adoptée en 1936 par ce pays affirmait qu'il était « dans l'intérêt du bien-être général » de combattre les crues et que le rôle du gouvernement fédéral était « d'améliorer ou de participer à l'amélioration des voies navigables… afin de lutter contre les inondations si, quels qu'en soient les bénéficiaires, les bénéfices sont supérieurs aux coûts estimés ». Bien que ce texte paraisse faire expressément référence au critère coûts-bénéfices, la notion de coût se limitait aux frais de construction et n'englobait pas les pertes sociales plus larges – résultant par exemple des déplacements de population provoqués par la construction de barrages. La notion de bénéfice n'était par ailleurs pas clairement définie dans la loi et bien des projets entrepris dans le cadre de celle-ci n'auraient très probablement pas satisfait aux exigences d'une ACB moderne.

Au début des années 50, des efforts ont été déployés aux États-Unis pour codifier les règles de décision fondées sur les coûts et les bénéfices, notamment dans le *Livre vert* édité en 1950 par le Comité fédéral interagences des bassins fluviaux et la *circulaire budgétaire A-47* publiée en 1952 par le Bureau du budget. Des entités telles que la Rand Corporation ont également consacré une attention considérable à la question plus large de l'« efficience de l'État », en particulier dans le domaine des dépenses militaires. En 1958, trois ouvrages marquants sont parus : *Water Resource Development* (Eckstein, 1958), *Multipurpose River Development* (Krutilla et Eckstein, 1958) et *Efficiency in Government Through Systems Analysis* (McKean, 1958). Ces ouvrages ont pour caractéristique commune de jeter un pont entre les préoccupations concrètes et les travaux théoriques menés dans les années 30 et 40 sur l'économie du bien-être. Ils montraient que les avantages et les coûts avaient une signification précise et qu'ils étaient potentiellement mesurables. Chose importante, ils établissaient

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

que les gains et les pertes reflètent les préférences ou l'« utilité » et que les coûts doivent toujours correspondre aux coûts d'opportunité, c'est-à-dire à la valeur du projet ou de la politique auxquels on renonce en optant pour une solution donnée. Ces publications de 1958 ont été suivies par un autre ouvrage majeur qui formulait des recommandations concernant les investissements dans le secteur de l'eau (Maass, 1962).

Les principes fondamentaux de l'ACB étaient donc en place dès le début des années 60, bien que bon nombre des problèmes les plus récents n'aient pas encore été abordés à cette époque ou n'aient été traités que de façon très rudimentaire. Les coûts et les bénéfices étaient rigoureusement définis et la règle de décision fondée sur leur comparaison (c'est-à-dire sur un critère d'efficience) qui était utilisée pour approuver les investissements et les politiques était solidement établie. Certains travaux théoriques s'étaient efforcés de chercher une solution aux problèmes de répartition, c'est-à-dire de déterminer l'identité des gagnants et des perdants, et ces préoccupations ont en fin de compte abouti à des systèmes de pondération en fonction de la répartition du type de ceux présentés dans les manuels des années 70. La question du taux d'actualisation des coûts et bénéfices futurs qu'il convenait d'appliquer avait été longuement débattue sans qu'il soit pour autant possible de parvenir à un véritable consensus. Lind (1982) fait état d'une conférence organisée en 1977 par le groupe de réflexion *Resources for the Future* à Washington DC et dont l'objectif était de fixer d'un commun accord le taux à appliquer dans le cas des projets relatifs aux ressources en eau. Il en est résulté une fourchette sans grand intérêt allant de 2 % à 20 %! Cette fourchette ne serait sans doute plus aussi large de nos jours mais il paraît légitime d'affirmer que le choix du taux d'actualisation approprié demeure aujourd'hui aussi controversé qu'il l'était voici 40 ans, bien que d'importants symposiums aient été consacrés à cette question (Lind *et al.*, 1982; Portney et Weyant, 1999).

1.3. Pourquoi utiliser l'ACB?

Cet ouvrage ne constitue pas un plaidoyer en faveur de l'ACB, pas plus qu'il ne critique les autres méthodes parfois utilisées pour formuler des recommandations sur la façon de choisir les politiques et les projets, bien que ces autres méthodes soient brièvement examinées au chapitre 18. Notre objectif est de décrire les développements récents de l'ACB et d'illustrer leurs applications. Les arguments pour et contre l'ACB ont été maintes fois exposés dans d'autres ouvrages (pour les critiques voir par exemple Sagoff, 1988 et 2004, ou encore Heinzerling et Ackerman, 2004; voir par ailleurs Pearce, 2001 pour les points controversés). Il convient néanmoins de souligner certaines des raisons pour lesquelles les économistes tendent à privilégier l'ACB (sans toutefois être unanimes à ce sujet).

La première raison qui justifie l'utilisation de l'ACB tient au fait qu'elle constitue un modèle de rationalité. Dans la vie politique réelle, les décisions ne sont pas toujours prises sur la base d'une analyse rationnelle des gains et des pertes. Outre qu'elle mesure ces gains et pertes en termes monétaires, l'ACB contraint le décideur à se demander quels sont les gagnants et les perdants tant d'un point de vue spatial que temporel. Elle évite un raisonnement de type « lexical » dans lequel les décisions seraient prises en fonction de leurs impacts sur un seul objectif ou groupe de population. Certaines décisions relatives aux politiques risquent en effet d'être prises en ne tenant compte que de leur incidence sur la santé humaine, sans se préoccuper de celle qu'elles pourraient par ailleurs avoir sur l'écosystème. L'insistance de l'ACB sur la nécessité de prendre en considération l'ensemble

des gains et des pertes d'« utilité » ou de « bien-être » contraint les décideurs à adopter un point de vue plus large. L'ACB fait à cet égard partie d'un ensemble de méthodes d'analyse des politiques qui procèdent de la même manière. L'analyse coût-efficacité (ACE) et l'analyse multicritères (AMC) imposent ainsi une discipline en matière de définition des objectifs – en explicitant quels devraient être les résultats de la politique mise en œuvre et en différenciant les coûts des indicateurs de réalisation des objectifs (voir le chapitre 18).

Deuxièmement, l'ACB exige clairement que toute politique ou tout projet soient considérés comme une option parmi d'autres. Exposer les différentes options permettant d'atteindre le résultat souhaité constitue donc une condition préalable essentielle de l'ACB. Là encore, cette caractéristique est partagée par certaines autres méthodes d'analyse des politiques, telles que l'ACE et l'AMC.

Troisièmement, l'ACB impose au décideur d'inclure parmi les possibilités envisageables celle d'une variation de l'*échelle* de mise en œuvre de la politique ou du projet considérés. Contrairement à l'ACE et à l'AMC, l'ACB permet d'en déterminer l'*échelle optimale* et donc d'en maximiser les bénéfices nets. Aucun outil d'aide à la décision exprimant les bénéfices et les coûts dans des unités différentes, comme c'est le cas de l'AMC et de l'ACE, n'est à même d'établir quelle est cette échelle optimale (voir le chapitre 18). Dans le même ordre d'idées, l'ACB indique s'il faut véritablement retenir une de ces options. L'ACE et l'AMC permettent uniquement de choisir entre ces différentes options. Elles ne peuvent répondre à la question de savoir s'il faut nécessairement opter pour l'une d'entre elles. La raison en est une fois encore que dans l'ACB le numérateur et le dénominateur sont exprimés dans une même unité, alors que tel n'est pas le cas dans l'ACE et l'AMC.

Quatrièmement, bien qu'il n'en soit souvent pas tenu compte dans la pratique, une ACB correctement menée doit faire apparaître quels sont les coûts et les bénéfices pour les différents groupes sociaux gagnants ou perdants. Comme nous le verrons au chapitre 14, les problèmes sociaux suscités par ces impacts différenciés peuvent être pris en considération au moyen de coefficients de pondération en fonction de la répartition. L'ACB peut donc exprimer les coûts et les bénéfices soit en unités monétaires reflétant le consentement à payer, soit en « unités d'utilité » – le consentement à payer étant alors pondéré par un indice de l'importance attachée par la société au groupe gagnant ou perdant.

Cinquièmement, l'ACB affirme expressément que la dimension temporelle doit être prise en compte de façon rigoureuse. C'est ce que permet l'actualisation, procédure qui comme nous l'avons vu n'en est pas moins controversée. Il est impossible de s'abstenir de toute actualisation. Cela équivaudrait à utiliser un taux d'actualisation de 0 %, ce qui revient à dire qu'un gain de USD 1 enregistré dans 100 ans serait traité comme s'il avait la même valeur que s'il était réalisé aujourd'hui. Zéro est certes un nombre réel mais la question de savoir quel est le nombre réel « approprié » n'en continue pas moins à être débattue. Le chapitre 13 examine les récents développements en matière d'actualisation. Il convient de noter que la façon dont la dimension temporelle est traitée par les autres outils d'aide à la décision est loin d'être claire.

Sixièmement, l'ACB affirme expressément que ce sont les préférences individuelles qui comptent. Elle est donc « démocratique » à cet égard, mais certains y voient une faiblesse plutôt qu'un atout étant donné que ces préférences doivent dès lors être prises en considération pour mal informés que puissent être ceux qui les expriment. Les mêmes font également valoir qu'il existe deux sortes de préférences : celles correspondant aux intérêts

personnels d'un individu et celles qu'il exprime en sa qualité de citoyen. Il y a à l'évidence du pour et du contre dans le jugement de valeur qui sous-tend l'ACB, à savoir que les préférences doivent être prises en considération.

Enfin, l'ACB est à la recherche de préférences explicites et non implicites. C'est pourquoi elle s'efforce de déterminer ce que veulent les individus soit par l'observation directe du marché réel ou de marchés fictifs – voir les chapitres 8 et 9 – soit par celle, indirecte, de la manière dont les préférences affectent un marché complémentaire – voir le chapitre 7. De quelque façon qu'elles soient prises, toutes les décisions impliquent aussi bien des préférences que des valeurs monétaires. Si la politique X est retenue au détriment de la politique Y, et si X coûte 150 millions d'USD alors que Y n'en coûte que 100, il s'ensuit que les avantages de X doivent être supérieurs d'au moins 50 millions d'USD à ceux de Y. L'inévitabilité des valeurs monétaires a été démontrée par Thomas (1963). Il pourrait être préférable de laisser les décisions révéler les valeurs implicites plutôt que de chercher à déterminer explicitement celles-ci. Il n'en reste pas moins que l'ACB privilégie clairement cette dernière approche.

Le lecteur pourra juger une ou plusieurs des caractéristiques de l'ACB suffisamment attractives pour justifier son utilisation. Il pourra tout aussi bien être d'un avis contraire. Le présent ouvrage ne vise à convaincre personne, ni dans un sens ni dans l'autre.

1.4. Recommandations en matière d'ACB des politiques d'environnement dans les pays de l'OCDE : quelques exemples

Comme cela a été précédemment mentionné, il existe de très nombreuses études théoriques sur l'ACB, dont certaines peuvent ne pas utiliser le terme « analyse coûts-bénéfices » mais se réfèrent plutôt à l'« évaluation des politiques » ou encore à l'« évaluation des projets ». Les recommandations officielles détaillées sur la façon de mener une ACB sont bien plus rares et tendent à se cantonner aux pays où cet instrument fait partie intégrante de l'« analyse d'impact des réglementations » (AIR), (parfois également appelée « évaluation de l'impact des réglementations »). L'OCDE a publié ses propres lignes directrices sur l'AIR (OCDE, 1997) et tient par ailleurs à jour un inventaire des procédures d'AIR (OCDE, 2004). Dans cet inventaire, elle affirme que l'ACB est la forme la « plus souhaitable » d'AIR mais observe qu'elle n'est pas utilisée dans de nombreux pays en raison des difficultés qu'il y a à attacher des valeurs monétaires à un vaste éventail de coûts et de bénéfices. En d'autres termes, l'existence de procédures d'AIR n'implique pas nécessairement que des ACB soient menées à bien. Le plus probable est que ce ne soit pas le cas. Les exemples ci-dessous offrent une illustration des recommandations formulées par l'administration centrale dans certains pays et indiquent dans quelle mesure l'ACB y est utilisée.

1.4.1. États-Unis

L'ACB est largement utilisée dans le cadre de la politique environnementale des États-Unis, à laquelle nous nous intéresserons particulièrement ici. Le principal texte de loi en ce domaine était auparavant l'ordonnance n° 12291 de 1981, qui imposait une évaluation des bénéfices et des coûts des nouvelles réglementations à l'origine de dépenses ou d'impacts économiques non négligeables. Cette ordonnance exigeait que les bénéfices potentiels de toute nouvelle réglementation soient supérieurs à ses coûts et que la mesure envisagée maximise les bénéfices nets pour la société par rapport à tous les autres moyens d'atteindre l'objectif visé par ladite réglementation. Elle a contribué à habituer les organes

fédéraux à raisonner en termes de coûts et de bénéfices, bien qu'ils n'aient pas toujours appliqué une procédure uniforme pour mener à bien les ACB. Plusieurs affaires portées devant les tribunaux aux États-Unis ont fait apparaître que ces organes ne peuvent réaliser d'ACB que s'ils y sont expressément autorisés par un texte de loi. Cependant, même lorsque l'analyse des coûts et des bénéfices n'était pas spécifiquement requise, l'Agence américaine pour la protection de l'environnement a eu tendance à établir des réglementations fondées sur des ACB. Par rapport à l'Europe, l'ACB exerce donc aux États-Unis une bien plus grande influence que ne le laisserait supposer la simple comparaison des textes officiels.

Il est certes fait plus largement appel à l'ACB que ne l'exige la législation, mais les législateurs n'en considèrent pas moins assez clairement aux États-Unis que cet instrument n'est pas pertinent dans un certain nombre de contextes réglementaires. Il pourrait être tentant d'attribuer cet état de fait aux doutes quant à la crédibilité des estimations relatives aux *avantages*. Toutefois, et bien qu'il soit davantage tenu compte des *coûts* des réglementations que de leurs bénéfices, il est symptomatique que plusieurs textes de loi et affaires judiciaires connexes aillent jusqu'à interdire expressément que les coûts soient pris en considération lors de l'adoption des normes.

L'ordonnance n° 12991 a été remplacée en 1993 par l'ordonnance n° 12866. Celle-ci n'imposait plus que les bénéfices « soient supérieurs » aux coûts mais uniquement qu'ils les « justifient ». Il peut s'agir de bénéfices « économiques, environnementaux, en matière de santé et de sécurité publiques, ou encore d'une autre nature, par exemple sous l'angle de la répartition et de l'équité », qui ne peuvent tous être quantifiés. En effet, les textes officiels n'exigeaient pas que les bénéfices soient effectivement supérieurs aux coûts d'un point de vue quantitatif. Certains commentateurs ont suggéré que l'ordonnance n° 12866 fait ainsi de l'ACB un « cadre comptable » et non un « outil d'optimisation ». Dans une étude des réglementations adoptées aux États-Unis au cours de la période 1981-1996, Hahn (2000) constate que 87 % d'entre elles avaient fait l'objet d'une évaluation des bénéfices (ou des réductions de coûts), mais que ceux-ci n'étaient exprimés en valeurs monétaires que dans 26 % des cas. Pour les lois environnementales, les chiffres correspondants étaient respectivement de 83 % et 23 %.

Les tribunaux des États-Unis ont parfois rendu des décisions excluant expressément toute égalisation des coûts et des bénéfices. Cette indifférence à l'égard de l'analyse coûts-bénéfices a souvent été justifiée en faisant appel à des notions empruntées à la doctrine de la « fiducie d'intérêt public ». C'est dans le domaine de la responsabilité au titre des dommages occasionnés qu'aurait à assumer un agent qui porterait atteinte à l'environnement que celle-ci est le plus clairement définie. Des notions similaires, bien qu'elles ne soient pas toujours exprimées dans les mêmes termes, n'en ont pas moins été invoquées pour exclure toute comparaison des coûts et des bénéfices. En vertu de cette doctrine, les ressources naturelles d'un pays sont détenues en fiducie pour le compte de tous les citoyens, qu'ils appartiennent aux générations présentes ou à venir. Conjuguée au principe *parens patriae*, qui permet à l'État d'agir en qualité de tuteur des personnes juridiquement incapables, la fiducie d'intérêt public confère à l'État le droit de protéger l'environnement dans l'intérêt des citoyens. Ce droit dont bénéficie l'État n'est pas subordonné à sa qualité de propriétaire de la ressource mais découle de son obligation de protéger les citoyens. Qui plus est, l'ACB vise à prendre en considération les préférences de la population, alors que la fiducie d'intérêt public s'attache à restaurer les actifs environnementaux eux-mêmes. Comme l'affirment Kopp et Smith :

« Les dommages et intérêts au titre des atteintes aux ressources naturelles visent à sauvegarder un portefeuille d'actifs environnementaux détenus dans le cadre d'une fiducie d'intérêt public… Compte tenu que cette indemnisation est destinée à l'ensemble de la collectivité, le montant en est versé à un fiduciaire désigné à cet effet et la compensation prend la forme de services en nature… » (Kopp et Smith, 1993, p. 2).

En marge du domaine de la responsabilité, une doctrine similaire à celle de la fiducie d'intérêt public aurait dit-on incité les tribunaux à rendre des décisions autorisant l'Agence américaine pour la protection de l'environnement à édicter des réglementations sans tenir compte de leurs coûts et de leurs bénéfices. De façon plus générale, la question de savoir dans quelle mesure il convient d'utiliser l'ACB pour les réglementations environnementales et jusqu'à quel point une telle pratique serait conforme aux recommandations du Bureau de gestion et de budget (Lutter, 2001) est une source de controverses aux États-Unis. L'Agence américaine pour la protection de l'environnement n'en possède pas moins dans les faits des lignes directrices très complètes en matière d'analyse économique des réglementations (Agence américaine pour la protection de l'environnement, 2000). Ces lignes directrices sont un moyen de se conformer aux exigences du Bureau de gestion et de budget, qui impose de soumettre à une forme ou une autre d'ACB les principales réglementations (pour l'essentiel celles dont les coûts dépassent USD 100 millions et/ou qui risquent d'avoir des effets importants sur l'emploi et la compétitivité). Elles couvrent la plupart des questions auxquelles tout praticien de l'ACB aurait à répondre, ainsi que d'autres, dont celle de l'impact des réglementations sur l'innovation, l'activité économique et la compétitivité. Malgré l'épaisseur de l'ouvrage (qui compte plus de 200 pages), ces lignes directrices ne sont pour une large part qu'un long aide-mémoire, une quinzaine de pages étant par exemple consacrées aux techniques d'évaluation. Cela met peut-être en évidence pourquoi on ne dispose généralement pas d'un guide détaillé prenant la forme d'un « manuel » : la réalisation concrète d'une ACB exige une considérable expérience pratique ainsi que de vastes connaissances théoriques. Comme le montrent les lignes directrices de l'Agence américaine pour la protection de l'environnement, jamais aucun « manuel » ne pourra traiter de tous les éléments indispensables à la réalisation d'une ACB. Ces lignes directrices n'en demeurent pas moins l'ensemble le plus complet de recommandations publié à ce jour dans les pays de l'OCDE.

1.4.2. Canada

Le gouvernement canadien (1995) a publié des lignes directrices d'ensemble en matière d'ACB qui s'appliquent à toutes les réglementations et non uniquement à celles relatives à l'environnement. Élaborées par des consultants externes, elles ne sont pas de nature technique et ne s'adressent pas à des économistes professionnels. Elles sont de ce fait bien moins détaillées que celles de l'Agence américaine pour la protection de l'environnement et se contentent donc d'exposer les principes de base à ceux qui souhaiteraient mener à bien une ACB. Ces lignes directrices n'en initient pas moins efficacement le lecteur au « raisonnement en termes de coûts et de bénéfices ».

1.4.3. Royaume-Uni

Le Royaume-Uni dispose de procédures d'AIR qui sont mises en œuvre dès lors que les réglementations paraissent devoir exercer d'importants impacts sur le monde des entreprises ou le secteur associatif. Les réglementations sont obligatoirement soumises à une AIR depuis 1998. Chaque administration publique comporte un service dénommé

Regulatory Impact Unit (RIU) chargé de déterminer leur impact et un service centralisé assume ce même type de responsabilités au sein du Bureau du Conseil des ministres du Royaume-Uni. Celui-ci a publié en 2003 les lignes directrices les plus récentes, bien qu'il leur ait depuis apporté certaines adjonctions sur son site web (*www.cabinet-office.gov.uk/regulation'ria-guidance/asp*). Ces lignes directrices indiquent aux praticiens comment mener une AIR et leur adressent des recommandations quant à sa structure et aux aspects auxquels il convient de prêter attention. Chaque AIR doit examiner les coûts et les bénéfices ainsi que leur répartition. Ces lignes directrices n'indiquent cependant pas comment en estimer la valeur monétaire. Le ministère britannique des Finances a formulé des recommandations générales en la matière dans son Livre vert de 2002.

1.4.4. Union européenne

La Commission européenne s'est engagée à soumettre ses directives à une forme ou une autre d'analyse des coûts et des bénéfices. Pour ce qui est de la législation environnementale, l'article 130r du traité sur l'Union européenne (1992) prévoit que :

> « Dans l'élaboration de sa politique dans le domaine de l'environnement, la Communauté tient compte des données scientifiques et techniques disponibles; des conditions de l'environnement dans les diverses régions de la Communauté; *des bénéfices et des charges qui peuvent résulter de l'action ou de l'absence d'action ;* du développement économique et social de la Communauté dans son ensemble et du développement équilibré de ses régions » (italiques ajoutés par les auteurs).

Rien dans l'article 130r n'indique que les directives doivent satisfaire au critère coûts-bénéfices pour chacun des États membres concernés par lesdites directives, ni que la comparaison de leurs coûts et de leurs bénéfices doive nécessairement obéir à une procédure que les économistes jugeraient conforme à l'ACB.

Depuis 2003, toutes les propositions de la Commission qui risquent d'avoir d'importantes répercussions d'ordre économique, social ou environnemental font l'objet de procédures générales d'évaluation des impacts. Une analyse préliminaire de ces répercussions permet de restreindre l'éventail d'options envisageables, celles officiellement retenues étant alors soumises à une analyse d'impact approfondie. Ces analyses ne sont toutefois pas tenues de s'appuyer sur une méthode d'évaluation prenant la forme d'une ACB et elles n'ont à respecter aucune exigence officielle, si ce n'est celle de procéder d'une façon ou d'une autre à une comparaison des coûts et des avantages. Pour ce qui est des programmes régionaux (« fonds structurels et de cohésion »), un guide de l'ACB a de fait été publié. Ce guide porte principalement sur les problèmes classiques que pose l'évaluation des projets mais il n'en comporte pas moins une brève section consacrée à l'estimation de la valeur monétaire des impacts environnementaux (Florio, 2004).

Pearce (1998a) a examiné dans quelle mesure les premières directives environnementales ont fait l'objet d'une évaluation officielle – qu'il s'agisse d'une analyse coûts-bénéfices, coût-efficacité, multi-critères, ou encore d'une forme ou une autre d'étude d'impact sur l'environnement. Il est parvenu à une constatation d'ensemble : rares ont été les évaluations officielles menées à bien avant le début des années 90. Leur nombre s'est accru durant la décennie en question, principalement dans le domaine de la pollution de l'air et de l'eau, mais leur qualité était très inégale, tout comme la clarté des comparaisons des coûts et des bénéfices auxquelles elles procédaient. Depuis une date moins éloignée dans le temps, la Commission confie la réalisation des ACB à des

consultants externes, les mène à bien « en interne », ou fait référence à celles effectuées par les États membres. Examinant les directives récentes, Pearce (2004b) a observé qu'un certain nombre d'entre elles avaient été soumises à une ACB, sans que l'on sache avec certitude si elles avaient eu à satisfaire au critère coûts-bénéfices. Cependant, comme dans la plupart des cas où il faut arrêter une décision, ce critère n'est pas le seul à prendre en compte pour approuver ou rejeter une politique donnée. D'autres considérations viennent se surajouter dans le cas de l'Union européenne : eu égard à la nécessité d'éviter les distorsions de la concurrence au sein de la Communauté (c'est-à-dire du « Marché unique »), les normes de qualité de l'environnement ne peuvent différer d'un État membre à l'autre (malgré la possibilité de dérogations et d'un étalement dans le temps de leur mise en œuvre). L'harmonisation des normes pourrait bien nuire à l'efficience économique si les préférences en matière de qualité de l'environnement et/ou les coûts de mise en conformité connaissent des variations géographiques, comme cela paraît probable. Il en résulte que le critère coûts-bénéfices risque fort de ne pas être satisfait.

Notes

1. En Amérique du Nord, l'analyse coûts-bénéfices est plus fréquemment appelée « analyse bénéfices-coûts » (ABC). Ces termes sont interchangeables.
2. Les premiers manuels consacrés aux difficultés rencontrées par les pays en développement tenaient de fait compte de ces problèmes et appliquaient une pondération sociale pour corriger l'incidence des coûts et des bénéfices sur la répartition. L'ACB est donc revenue à son point de départ de ce point de vue, puisque les procédures en vigueur dans les années 70 ont été remises à l'honneur par certaines de ses applications.
3. Pigou considérait qu'un paiement effectif était nécessaire et que la tâche de l'économiste consistait à déterminer la forme qu'il pourrait prendre. Cependant, comme cela a déjà été indiqué, l'ACB est allée de l'avant en partant de l'hypothèse que si le pollueur *a la capacité* de verser une compensation aux perdants tout en continuant à dégager un bénéfice net, l'activité polluante satisfait au critère coûts-bénéfices.

ISBN 978-92-64-01006-2
Analyse coûts-bénéfices et environnement
Développements récents
© OCDE 2006

Chapitre 2

Fondements de l'analyse coûts-bénéfices

La théorie qui sous-tend l'ACB a essentiellement été élaborée au cours des 50 dernières années. Elle est basée sur la notion de préférences humaines. Celles-ci sont liées à l'« utilité », ou « bien-être », par des règles et des axiomes rigoureux. L'ACB définit quant à elle les règles d'agrégation de ces préférences, si bien qu'il est possible de dire qu'une « préférence sociale » s'exprime en faveur ou en défaveur de quelque chose. Les préférences sont révélées sur les marchés par la décision de dépenser, ou de ne pas dépenser, une certaine somme d'argent. Le « consentement à payer » devient dès lors le principal instrument de mesure des préférences, l'étalon monétaire étant pour sa part l'élément qui en rend possible l'agrégation. Dans le cas des pertes potentielles, le « consentement à recevoir une compensation » pourrait également être utilisé. L'ACB demeure controversée aux yeux de certains et ce chapitre offre une brève vue d'ensemble des principales sources de divergences.

2.1. Utilité, bien-être et agrégation

Les fondements théoriques de l'ACB peuvent être brièvement résumés de la façon suivante :

a) Les préférences individuelles doivent être considérées comme la source de la valeur. Dire que le degré de bien-être, de satisfaction ou d'utilité d'un individu est plus élevé dans la situation A que dans la situation B revient à dire que cet individu préfère la première à la seconde.

b) Les préférences sont mesurées par un consentement à payer (CAP) dans le cas d'un avantage et par un consentement à recevoir une compensation (CAR) s'il s'agit d'un coût*.

c) On part du postulat que les préférences individuelles peuvent être agrégées, de sorte que le bénéfice social correspond simplement à la somme de tous les bénéfices individuels et le coût social à celle de tous les coûts individuels. On suppose en effet un certain degré de cardinalisation des utilités.

d) Si ceux qui tirent bénéfice d'un changement ont *potentiellement* la capacité d'offrir une compensation à ceux qui y perdent et qu'ils n'en continuent pas moins de bénéficier d'un gain net, la règle fondamentale selon laquelle les bénéfices doivent être supérieurs aux coûts est respectée. C'est le principe de compensation de Kaldor-Hicks examiné au chapitre 1.

Les coûts et bénéfices s'étaleront dans le temps et ils seront en règle générale pondérés de telle sorte que ceux qui n'apparaîtront que dans une période future possèdent une moindre valeur unitaire que s'ils survenaient au moment présent. Ce coefficient de pondération temporelle est appelé *coefficient d'actualisation* et s'écrit de la façon suivante :

$$CA_t = \frac{1}{(1+s)^t} \qquad [2.1]$$

où CA_t désigne le coefficient d'actualisation, ou coefficient de pondération, au moment t, et s représente le *taux d'actualisation*. Si les projets et politiques sont évalués selon le point de vue de la société, s est un *taux social d'actualisation*. Les motifs qui justifient l'actualisation sont exposés dans le chapitre 13.

2.2. Règle de décision

Pour qu'un projet ou une politique soient approuvés, la condition fondamentale suivante doit être respectée :

$$\{\sum_{i,t} CAP_{i,t}^{G}.(1+s)^{-t} - \sum_{i,t} CAP_{i,t}^{P}.(1+s)^{-t}\} > 0 \qquad [2.2]$$

* Les notions de CAP et de CAR peuvent être élargies afin qu'elles incluent respectivement le consentement à payer pour éviter un coût et le consentement à recevoir une compensation pour renoncer à un avantage.

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

où i désigne le iième individu et t le moment t. Dans cette formule, les bénéfices sont mesurés par le CAP pour bénéficier desdits avantages (G désigne les gagnants), alors que les coûts le sont par le CAP pour éviter les coûts en question (P désigne les perdants). Si ceux qui se retrouvent parmi les « perdants » à la suite de la mise en œuvre du projet ou de la politique considérés possèdent un droit de propriété légitime sur l'objet de la perte, le CAP doit alors être remplacé par le CAR et la formule s'écrit dès lors de la façon suivante :

$$\{\sum_{i,t} CAP_{i,t}^{G}.(1+s)^{-t} - \sum_{i,t} CAR_{i,t}^{P}.(1+s)^{-t}\} > 0 \qquad [2.3]$$

La différence tient au fait que dans la formule [2.3] les pertes sont mesurées au moyen du CAR et non du CAP. Nous verrons plus loin, dans le chapitre 11, que le CAR peut s'écarter sensiblement du CAP.

Dans les formules [2.2] et [2.3], les valeurs prises par le CAP et le CAR aux différentes périodes de temps sont actualisées et leur addition permet d'obtenir ce que l'on appelle la *valeur actuelle* (VA). La valeur actuelle correspond simplement à la somme de toutes les valeurs futures *actualisées*. La formule [2.3] pourrait par conséquent s'écrire plus simplement de la façon suivante :

$$VA(CAP) - VA(CAR) > 0 \qquad [2.4]$$

2.3. Règles d'agrégation

Dans les formules [2.2] et [2.3], le CAP et le CAR des différents individus sont additionnés conformément à la règle d'agrégation qui définit la « société » comme la somme de tous les individus. La fixation des limites géographiques dans lesquelles doit s'inscrire cette somme d'individus n'obéit à aucune règle absolue. Les ACB retiennent généralement à cet effet les frontières nationales de sorte que la « société » se confond avec la somme de tous les individus d'un pays. Des limites plus larges n'en devront pas moins être établies dans certains cas. Quelques exemples en offrent une illustration.

Dans le cas des pluies acides, ceux qui subissent des préjudices du fait des émissions d'un pays peuvent se trouver dans un tout autre pays. Les pluies acides (constituées d'oxydes de soufre et d'azote ainsi que de quelques autres polluants) sont en effet une forme de pollution transfrontière qui se déplace sans se soucier des frontières nationales. Une ACB réalisée dans le pays à l'origine des émissions pourrait avoir à tenir compte des dommages occasionnés à un autre pays, et ce pour deux grandes raisons : *a)* un jugement moral contraint à prendre en considération la souffrance d'autrui, et *b)* les accords relatifs à la pollution transfrontière imposent des obligations juridiques. Une ACB pourrait donc comporter deux volets. Le premier mettrait en évidence les coûts d'une réduction des pluies acides dans le pays concerné, ainsi que les bénéfices qui en résulteraient *pour ce pays*. Le second ferait certes apparaître des coûts identiques mais, au lieu de limiter les bénéfices indiqués à ceux retirés par le pays en question, il tiendrait également compte de ceux enregistrés par tous les autres pays qui bénéficieraient de cette réduction de la pollution.

Dans certains cas, ces limites peuvent correspondre à l'ensemble de la planète. Les émissions de gaz à effet de serre causent ainsi des dommages dans le monde entier. Les mêmes principes, d'ordre moral et juridique, peuvent être invoqués pour justifier la prise en considération de ces dommages planétaires dans une ACB portant sur un pays à l'origine d'émissions.

La question de savoir « qui doit être pris en considération » dans une ACB est connue sous le nom de problème du « statut ». Toutefois, même après l'octroi d'un tel statut, différents principes éthiques pourraient être invoqués pour déterminer quelle doit être la règle d'agrégation applicable aux diverses entités géographiques. Il n'existe là encore aucune règle absolue. Si le pays A attache une aussi grande valeur monétaire au bien-être de la population du pays B qu'à celui de sa propre population, la règle d'agrégation consistera à additionner les bénéfices et les coûts quels que soient ceux qui en bénéficient ou qui les supportent. Dans ce cas, un gain ou une perte de USD 1 revêt la même importance qu'il soit enregistré par B ou par A. Une règle plus « utilitariste » tiendrait compte des différences de revenu ou de patrimoine. Ainsi, si les habitants de B sont pauvres alors que ceux de A sont riches, il pourrait être tenu compte de la probabilité qu'un gain ou une perte de USD 1 représente une plus grande utilité pour une personne dans le besoin que pour un nanti. Cette prise en considération des différences d'utilité marginale du revenu est une forme très courante de « pondération au titre de l'équité ». Ce type de pondération est examiné de façon plus approfondie dans le chapitre 15.

Les formules [2.2] et [2.3] procèdent par ailleurs à une agrégation dans le temps. C'est toutefois la valeur actualisée et non la valeur absolue des différents CAP (ou CAR) qui fait l'objet de cette agrégation. Un exemple simple en offre une claire illustration. Supposons que les bénéfices et les coûts se répartissent dans le temps de la façon suivante :

	Année 1	Année 2	Année 3	Année 4
Bénéfices	0	80	60	40
Coûts	–100	20	20	20
Bénéfices nets	–100	60	40	20
Coefficients d'actualisation*	0.952	0.907	0.864	0.823
Bénéfices nets actualisés	–95.2	54.4	34.6	16.5

* Le taux d'actualisation étant supposé égal à 5 %.

Le signe moins indique qu'il s'agit de coûts. Les coefficients d'actualisation sont calculés à l'aide de la formule [2.1], le taux d'actualisation étant supposé égal à 5 %. La dernière ligne fait apparaître les bénéfices nets actualisés. Après les avoir additionnés, on constate que ceux de signe positif s'élèvent au total à 105.5, alors que les coûts ne sont que de 95.2; autrement dit la valeur actuelle nette (VAN) est positive. Cet exemple illustre également la notion d'« année de référence », c'est-à-dire l'année par rapport à laquelle les coûts et bénéfices futurs sont actualisés. Dans le cas qui nous occupe, il existe une année 0, si bien que les coûts supportés au cours de l'année 1 sont actualisés par rapport à l'année 0 pour obtenir la valeur actuelle des coûts de l'année 1 (première colonne de chiffres). Il est plus courant de choisir pour année de référence celle où se produisent les coûts initiaux – qui prennent généralement la forme de dépenses en capital. Il n'existe là encore aucune règle absolue. N'importe quelle année peut être prise pour référence, à condition que ce choix soit cohérent avec les procédures appliquées.

2.4. Inflation

Dans les formules ci-dessus, les valeurs du CAP et du CAR sont exprimées à prix constants. Cela signifie qu'il est tenu compte des éventuels effets de l'inflation. Cela ne veut pas dire pour autant que les avantages et les coûts n'augmenteront pas (ou ne

diminueront pas) au fil du temps. Ils pourraient en effet enregistrer de telles évolutions pour bon nombre de raisons. Il n'en reste pas moins qu'il ne s'agirait alors pas d'inflation – c'est-à-dire d'une augmentation du niveau général des prix. Le problème du choix de l'année de référence se pose donc une fois encore. Ce choix peut se porter sur différentes années, aux prix desquelles l'ensemble des valeurs monétaires sera exprimé. Le plus souvent, tous les coûts et bénéfices sont indiqués aux prix en vigueur l'année où est réalisée l'évaluation. Il est néanmoins parfaitement possible de convertir de l'année en cours pour respecter quelque autre contrainte, par exemple en vue de pouvoir comparer les résultats avec ceux d'une autre étude.

Pour illustrer la procédure de correction des effets de l'inflation, considérons le même exemple que précédemment, à ceci près que le CAP et le CAR sont exprimés à *prix courants*, c'est-à-dire aux prix en vigueur l'année à laquelle ils correspondent. Dans ce tableau, le taux d'inflation est supposé égal à 3 % par an. Les avantages et les coûts apparaissent quant à eux sur la première ligne. Corriger les effets de l'inflation implique de choisir une année de référence, en l'occurrence une fois encore l'année 0, puis de calculer les avantages et les coûts à prix constants. La distinction entre correction des effets de l'inflation et actualisation devrait donc être claire : il faut toujours commencer par s'assurer que les avantages et les coûts sont exprimés à prix constants et ne procéder que dans un second temps à l'actualisation des valeurs ainsi obtenues.

	Année 1	Année 2	Année 3	Année 4
Bénéfices nets à prix courants	–103	63.6	43.7	22.5
Correction des effets de l'inflation, supposée de 3 % par an = bénéfices nets aux prix constants de l'année 0	–100	60.0	40.0	20.0
Coefficients d'actualisation*	0.952	0.907	0.864	0.823
Bénéfices nets actualisés	–95.2	54.4	34.6	16.5

2.5. Bénéfices, coûts, CAP et CAR

Les formules [2.2] et [2.3] se présentent plus fréquemment sous une forme faisant uniquement référence aux avantages et aux coûts :

$$\{\sum_{i,t} B_{i,t}.(1+s)^{-t} - \sum_{i,t} C_{i,t}.(1+s)^{-t}\} > 0$$

ou encore

$$\sum_{i,t} (B_{i,t} - C_{i,t}).(1+s)^{-t} > 0 \qquad [2.5]$$

Il nous faut approfondir un peu plus les notions de CAP et de CAR. Une augmentation du degré de bien-être, d'utilité ou de satisfaction d'un individu peut être mesurée par le montant maximal de biens ou de services – ou encore de revenu monétaire (ou de patrimoine) – auquel cet individu serait prêt à renoncer pour bénéficier de ce changement. Si par contre ce changement se traduit par une réduction de son bien-être, il sera mesuré par la somme d'argent que l'individu en question exigerait de recevoir à titre de compensation pour accepter ledit changement. Considérons un individu dont l'état initial de bien-être U_0 est le résultat de l'association d'un revenu monétaire Y_0 et d'une qualité de l'environnement E_0 :

$$U_0 (Y_0, E_0) \qquad [2.6]$$

Supposons une proposition visant à améliorer la qualité de l'environnement pour la faire passer de E_0 à E_1. Cette amélioration porterait à U_1 le bien-être de l'individu :

$$U_1 (Y_0, E_1) \qquad [2.7]$$

Il nous faut savoir de combien le bien-être de cet individu s'est accru du fait de cette amélioration de la qualité de l'environnement, c'est-à-dire déterminer la valeur de $U_1 - U_0$. Compte tenu de l'impossibilité de mesurer directement l'utilité, nous devrons recourir à une mesure indirecte, à savoir la part maximale de son revenu que l'individu consentirait à payer (CAP) pour bénéficier de ce changement. L'individu est supposé avoir le choix entre deux combinaisons de revenu et de qualité de l'environnement dont l'une et l'autre lui procurent le même degré de bien-être (U_0) : dans la première son revenu diminue et la qualité de l'environnement augmente, alors que dans la seconde son revenu ne baisse pas et la qualité de l'environnement ne s'améliore pas, soit :

$$U_0 (Y_0 - CAP, E_1) = U_0 (Y_0, E_0) \qquad [2.8]$$

L'individu détermine le montant de son CAP de telle sorte que l'une et l'autre de ces deux combinaisons de revenu et de qualité de l'environnement engendrent un degré égal de bien-être. Le CAP correspond alors à la valeur monétaire de la différence de bien-être ($U_1 - U_0$) résultant d'une augmentation de la qualité de l'environnement portant celle-ci de E_0 à E_1. Ce CAP correspond à la *variation compensatoire* de cet individu, et il est calculé par rapport au degré de bien-être initial, U_0.

Une autre possibilité consiste à se demander quelle augmentation de son revenu un individu consentirait à recevoir (CAR) pour renoncer à l'amélioration de la qualité de l'environnement tout en conservant néanmoins le même degré de bien-être que si la qualité de l'environnement s'était accrue. L'individu doit donc choisir entre deux combinaisons de revenu et de qualité de l'environnement qui engendrent l'une et l'autre un même degré de bien-être (U_1) :

$$U_1 (Y_0 + CAR, E_0) = U_1 (Y_0, E_1) \qquad [2.9]$$

où CAR est une mesure de la valeur monétaire attachée par l'individu à la différence de bien-être ($U_1 - U_0$) qu'il éprouve à la suite de l'amélioration de la qualité de l'environnement. C'est ce que l'on appelle *variation équivalente*. Elle est mesurée par rapport au degré de bien-être U_1 enregistré après qu'ait eu lieu ce changement de qualité de l'environnement. La valeur monétaire de la différence de bien-être pourrait en l'occurrence être infinie si aucune somme d'argent ne peut constituer pour l'individu une compensation suffisante de l'absence d'amélioration de l'environnement.

Des mesures analogues de la valeur monétaire des changements entraînés par des politiques aboutissant à des pertes de bien-être peuvent en être dérivées. La variation compensatoire est alors mesurée par le CAR et la variation équivalente par le CAP. Supposons que le passage de E_0 à E_1 soit à l'origine d'une réduction du bien-être de l'individu. La variation compensatoire est donc la somme d'argent que l'individu serait prêt à recevoir à titre de compensation pour laisser le changement se produire en conservant néanmoins un aussi grand bien-être qu'avant ledit changement :

$$U_0 (Y_0 + CAR, E_1) = U_0 (Y_0, E_0) \qquad [2.10]$$

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

La compensation requise pourrait là encore être en principe infinie si aucune somme d'argent ne peut constituer une compensation suffisante pour remplacer pleinement la perte de qualité de l'environnement.

La variation équivalente correspond à la somme d'argent que l'individu consentirait à payer pour éviter le changement :

$$U_1 (Y_0 - CAP, E_0) = U_1 (Y_0, E_1) \qquad [2.11]$$

Dans ce cas, mesurée par la variation équivalente, la valeur attachée par l'individu à la perte de bien-être subie à la suite d'une dégradation de la qualité de l'environnement faisant passer celle-ci de E_0 à E_1 est finie et elle est limitée par le revenu de l'individu.

Le tableau 2.1 présente de façon synthétique les diverses mesures des gains et des pertes de bien-être.

Tableau 2.1. **Mesure par les variations compensatoire et équivalente**

	Variation compensatoire = Quantité de Y qui peut être retirée à un individu *après* un changement de telle sorte qu'il conserve un aussi grand bien-être qu'*avant* le changement	Variation équivalente = Si un changement *ne se produit pas*, quantité de Y qui devrait être donnée à l'individu pour qu'il bénéficie d'un aussi grand bien-être que si le changement avait eu lieu
Augmentation du bien-être humain	$U_0 (Y_0 - CAP, E_1) = U_0 (Y_0, E_0)$	$U_1 (Y_0 + CAR, E_0) = U_1 (Y_0, E_1)$
Diminution du bien-être humain	$U_0 (Y_0 + CAR, E_1) = U_0 (Y_0, E_0)$	$U_1 (Y_0 - CAP, E_0) = U_1 (Y_0, E_1)$

2.6. CAP ou CAR?

Jusque voici quelques dizaines d'années, la plupart des économistes supposaient que l'écart entre les mesures de la différence de bien-être selon qu'elles sont effectuées au moyen de la variation compensatoire ou de la variation équivalente devait être très faible et n'avoir aucune conséquence pratique. Autrement dit, pour les besoins de l'ACB, peu importait que le CAP ou le CAR soient utilisés dans l'une ou l'autre des situations envisageables (c'est-à-dire qu'il s'agisse d'un gain ou d'une perte). Certains arguments théoriques permettent en effet de supposer que le CAP et le CAR devraient être très similaires. L'estimation empirique de ces grandeurs a toutefois généralement montré qu'il existe entre elles un écart parfois important, le CAR étant supérieur au CAP. Selon l'attitude de chacun face à cet écart entre le CAR et le CAP observé dans la pratique, le choix de l'un ou l'autre de ces moyens de mesure peut avoir des répercussions non négligeables sur l'ACB. Nous reviendrons donc sur cette question au chapitre 11, où elle sera examinée plus en détail.

2.7. Critiques adressées à l'ACB

L'objet de cet ouvrage est de porter à la connaissance des experts et des décideurs les récents développements de la théorie et de la pratique de l'ACB. Nous n'avons donc pas tenu compte des diverses critiques adressées à l'ACB ou aux fondements de l'économie du bien-être sur laquelle elle repose. Cette section informe le lecteur de certaines de ces critiques, mais ne les développe aucunement.

Tout d'abord, l'économie du bien-être, ou à plus proprement parler l'« économie néoclassique du bien-être » dont le principe de compensation de Kaldor-Hicks constitue le couronnement, a toujours été source de controverses. Il faut bien reconnaître que le principe de compensation s'efforçait de surmonter l'apparente stérilité du « principe de Pareto » appliqué pour décider si les politiques ou les projets accroissent ou non le bien-être, et ce

dans un contexte où les utilités individuelles étaient présumées ne pouvoir être comparées de façon cohérente (« impossibilité » des comparaisons interpersonnelles). Pareto posait en effet pour principe qu'une politique ne peut être jugée bonne que si et seulement si personne ne subit de perte de bien-être et qu'au moins quelqu'un enregistre un gain. C'est ce que l'on appelle communément aujourd'hui une situation « gagnant-gagnant ». Comme nul ne s'en étonnera, il est assez malaisé de trouver des exemples de situations de ce type où tous sont gagnants : il existe toujours quelqu'un qui y perd d'une façon ou d'une autre. D'après le principe de Kaldor-Hicks, également appelé critère de l'« amélioration potentielle de Pareto », la politique envisagée peut être considérée comme bonne dès lors que les gagnants peuvent compenser les perdants tout en continuant à bénéficier de certains bénéfices nets. Il s'agit en quelque sorte là d'une « adaptation » du principe de Pareto, auquel sont toutefois apportées deux modifications importantes : *a)* la compensation n'a pas besoin d'être effective, et *b)* la nécessité de procéder à des comparaisons interpersonnelles du bien-être disparaît puisque la compensation est une forme de tractation dans laquelle le perdant décide quelle somme il doit recevoir pour que son niveau initial de bien-être demeure inchangé. Quoiqu'elle soit à bien des égards ingénieuse, cette façon de remédier à la stérilité du principe de Pareto est à l'origine d'un certain nombre d'incohérences potentielles qui sont apparues au fil des ans. Ces critiques théoriques ne seront pas décrites en détail ici. La plupart ont trait aux effets que la mise en œuvre d'une politique ou d'un projet risque d'exercer sur la répartition des revenus. Celle-ci pourrait en théorie s'en trouver à tel point modifiée que la politique initialement approuvée en vertu du principe de compensation potentielle pourrait tout aussi bien être remise en cause au nom de ce même principe – autrement dit, les avantages de cette politique sont supérieurs à ses coûts, mais l'ACB pourrait tout autant justifier un retour à la situation de départ préalable à la mise en œuvre de la politique en question. C'est le « paradoxe de Scitovsky » (Scitovsky, 1941). Un autre problème résulte du fait que les politiques peuvent modifier la répartition du revenu (et donc les prix relatifs), c'est ce que l'on appelle le « paradoxe de Boadway » (Boadway, 1974). La politique qui offre les bénéfices nets les plus élevés peut en effet ne pas être la meilleure qui puisse être engagée. Bergson (1938) a montré qu'un des moyens d'éviter ces problèmes pourrait consister à concevoir une « fonction de bien-être social » – c'est-à-dire une règle indiquant comment le bien-être global varie en fonction de la somme des bien-être individuels. Toute la difficulté consiste à trouver une fonction de bie n-être social susceptible de faire l'objet d'un « consensus » au sein de la société : bien des fonctions peuvent être envisagées sans que rien ne permette de décider concrètement laquelle retenir. Arrow (1951) a en particulier montré que l'on ne peut élaborer une telle fonction sans aller à l'encontre d'une ou de plusieurs règles « axiomatiques » qui n'en paraissent pas moins relever du bon sens. C'est là ce que l'on appelle le « théorème de l'impossibilité de Arrow ». De très nombreux travaux ont été consacrés aux divers moyens d'échapper au théorème de l'impossibilité de Arrow, par exemple en assouplissant un ou plusieurs des axiomes sur lesquels il repose, ou en imposant des règles morales concernant la « juste » répartition du bien-être au sein de la société. Cependant, tout comme il existe bien des méthodes d'agrégation du bien-être des individus permettant d'aboutir à différentes fonctions de bien-être social, les conceptions de ce que pourrait être un juste partage du bien-être au sein de la société sont elles-mêmes d'une extrême diversité.

Les critiques adressées à l'ACB, qui repose sur une fonction de bien-être social sous-jacente au sein de laquelle le bien-être des individus peut être additionné, font valoir que

cette suite d'objections et de contre-objections qu'a suscitées par le passé l'économie du bien-être est une des principales raisons du manque de crédibilité de l'ACB. Gowdy (2004) en offre une excellente synthèse (bien que le problème de la fonction de bien-être social soulevé par Arrow y soit étrangement passé sous silence). Une difficulté tient cependant au fait que le processus social de prise de décision implique nécessairement une pondération des gains et des pertes des différents individus et donc un jugement de valeur concernant l'importance relative de ceux enregistrés par chacun d'eux. Pour résumer, on ne voit guère comment les autres approches pourraient éviter les problèmes auxquels se heurte l'ACB.

Une seconde série de critiques concerne le jugement de valeur qui sous-tend l'ACB et selon lequel toute règle de décision sociale doit prendre en considération les préférences individuelles. Rares sont ceux, parmi les partisans de l'ACB, qui prétendent qu'il s'agit là d'une règle qui doive s'appliquer de façon générale et exclusive. Autrement dit, ce n'est pas le seul jugement de valeur pertinent. Il n'en faut pas moins déterminer dans quels cas les préférences individuelles doivent être prises en compte et dans quels cas elles ne doivent pas l'être. Il ne semble exister aucune règle absolue. Autant dire que dans certaines circonstances le recours à l'ACB suscitera toujours des objections. Son utilisation pour déterminer le niveau optimal de lutte contre la criminalité en offre assurément un exemple, mais l'environnement est probablement le domaine où elle est le plus controversée. C'est parfois là une conséquence du fait que les détracteurs de l'ACB sont convaincus que les autres espèces possèdent des « droits intrinsèques » qui ne peuvent être analysés en se fondant sur les seules préférences humaines (à moins de supposer que les êtres humains tiennent compte de ces droits quand ils expriment leurs propres préférences). Les partisans d'une approche « fondée sur les droits » jugeront donc l'ACB inacceptable. D'autres estiment que les individus sont mal informés au sujet de l'environnement et de l'importance qui doit lui être accordée en sa qualité d'actif indispensable à la vie. Vouloir fonder le choix des politiques à mettre en œuvre sur des mesures des préférences individuelles risquerait alors de nuire aux autres objectifs sociaux, voire à la survie de l'espèce humaine elle-même. Cette conviction qu'il existe des droits intrinsèques constitue peut-être un exemple de ce que l'on a baptisé « préférences endogènes », c'est-à-dire des préférences façonnées par le contexte social dans lequel s'inscrit la prise de décision, par le comportement d'autrui, ainsi que par le conditionnement exercé par les institutions ou la société (Gowdy, 2004). Un partisan de l'analyse coûts-bénéfices réagirait sans doute à ces objections en admettant cette endogénéité et en demandant ensuite ce que cela peut bien changer du point de vue de l'ACB qui, après tout, considère les préférences comme une donnée, quelle que soit la façon dont elles se forment. La question de savoir pourquoi les individus ont certaines préférences plutôt que d'autres, c'est-à-dire celle de leurs motivations, n'en suscite pas moins un intérêt croissant, tout comme peut-être aussi la perspective de pouvoir juger quelles sont parmi ces motivations celles qui sont acceptables ou celles qui au contraire ne le sont pas. Là encore, les valeurs morales font irruption dans l'analyse. Il se pourrait que les partisans d'une analyse coûts-bénéfices « morale » n'admettent pas toujours quant à eux que l'ACB soit fondée sur les désirs des êtres humains, même si force est de constater que ce sont souvent eux qui dictent leurs comportements. Les valeurs morales peuvent également influer sur ces comportements et il n'est nullement établi que ces motivations ne puissent être intégrées dans l'ACB. La question la plus controversée est peut-être celle de savoir dans quelle mesure les approches fondées sur les désirs des êtres humains doivent être contestées du fait qu'elles reposent sur « l'intérêt personnel ». Celui-ci a sans

doute été confondu avec la « cupidité » et un manque de sensibilité à l'égard des désirs et des besoins d'autrui. Rien dans la notion de préférences individuelles n'impose d'en arriver à cette conclusion, mais ce sentiment n'en est pas moins largement partagé par les détracteurs de l'ACB.

Plusieurs des critiques adressées à l'ACB portent en l'occurrence sur des points expressément abordés dans le présent ouvrage. En effet, certains des « développements récents » qu'a connus l'ACB visent très précisément à répondre à ces critiques, par exemple en ce qui concerne le consentement à payer en tant que mesure des préférences (chapitre 11), l'actualisation (chapitre 13), la répartition et l'équité (chapitre 15), ou encore la durabilité (chapitre 16). Il appartiendra au lecteur de juger dans quelle mesure ils y parviennent.

2.8. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs

Les fondements théoriques de l'ACB peuvent être résumés de la façon suivante :

- Les bénéfices sont définis comme des augmentations du bien-être humain (ou de l'utilité).
- Les coûts sont définis comme des réductions du bien-être humain.
- Un projet ou une politique satisfont au critère coûts-bénéfices si leurs bénéfices sociaux sont supérieurs à leurs coûts sociaux.
- La « société » est simplement égale à la somme des individus.
- Les limites géographiques de l'ACB se confondent généralement avec les frontières nationales mais elles peuvent aisément être élargies.
- L'agrégation des bénéfices tirés par les différents groupes sociaux ou pays peut amener à faire la somme de leurs consentements à payer (CAP) ou à recevoir (CAR) sans tenir compte de la situation spécifique des gagnants ou des perdants ou en faisant au contraire bénéficier de coefficients de pondération plus élevés les catégories défavorisées ou à faible revenu. Une des raisons en est que l'utilité marginale du revenu est variable et s'avère plus élevée pour les catégories à faible revenu.
- L'agrégation dans le temps implique l'actualisation. La raison qui justifie l'actualisation est indiquée plus loin dans cet ouvrage. Les bénéfices et les coûts futurs actualisés sont connus sous le nom de « valeurs actuelles ».
- L'inflation peut faire paraître plus élevés qu'ils ne le sont véritablement les coûts et les bénéfices futurs. Il convient d'en corriger les effets afin de disposer d'estimations à prix constants.
- Les notions de CAP et de CAR plongent profondément leurs racines dans la théorie de l'économie du bien-être et correspondent aux concepts de variation compensatoire et de variation équivalente.
- Le CAP et le CAR ne devraient pas, à en croire ce que nous en a jusqu'à présent dit la théorie, être très différents l'un de l'autre. Il paraît pourtant exister entre eux un écart parfois notable dans la pratique, le montant du CAR étant supérieur à celui du CAP. La décision de recourir au CAP ou au CAR n'est donc pas dénuée d'importance lors de la réalisation d'une ACB.

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

L'ACB est la cible de nombreuses critiques dont les principales ont peut-être trait aux points suivants :

- La question de savoir dans quelle mesure l'ACB repose sur de solides fondements théoriques tels que ceux qui sous-tendent le principe de compensation de Kaldor-Hicks.
- Le fait que la « fonction de bien-être social » qui sous-tend l'ACB n'en soit qu'une parmi tant d'autres du même type parmi lesquelles elle a été arbitrairement choisie et sur laquelle il est improbable que l'on parvienne à un consensus.
- Les doutes quant à la possibilité de justifier moralement que les préférences individuelles soient le (principal) facteur déterminant les règles de décision sociale.

Enfin, et il s'agit là d'une question sur laquelle nous reviendrons au chapitre 15 (consacré à l'équité), tout au long de son histoire, l'économie néoclassique du bien-être s'est principalement préoccupée d'établir dans quelle mesure la notion d'efficience économique qui sous-tend le principe de compensation de Kaldor-Hicks peut ou doit être dissociée du problème de l'identification des gagnants et des perdants – c'est-à-dire de l'incidence des coûts et des bénéfices sur la répartition. Diverses « écoles de pensée » ont vu le jour. Certains font ainsi valoir que l'incidence sur la répartition n'a aucun rapport avec l'ACB : cette dernière devrait se contenter de « maximiser la taille du gâteau » de sorte que l'on ait davantage à se partager suivant une règle de répartition définie selon des critères moraux ou politiques. D'autres soutiennent que les notions d'équité et de justice sont plus profondément enracinées dans l'esprit humain que celle d'efficience, si bien que la répartition devrait être considérée comme une préoccupation morale primordiale, l'efficience demeurant au second plan. D'autres encore s'avouent d'accord avec les précédents tout en ajoutant que c'est précisément parce que le discours social « minimise » l'importance de l'efficience qu'il est d'autant plus impérieux de lui réserver une place privilégiée dans l'ACB. En d'autres termes, on peut toujours compter sur les processus politiques pour aborder les problèmes d'équité, alors que ce n'est pas le cas de ceux relatifs à l'efficience. Comme nous le verrons au chapitre 3, certaines exigences minimales se dégagent dans la pratique. Une ACB « digne de ce nom » ne devrait à tout le moins pas se contenter de comptabiliser les gains nets globaux engendrés par une politique, mais prendre aussi en considération les gains et les pertes enregistrés par les différents groupes de population.

2.9. Lectures complémentaires

Il existe de nombreux manuels sur l'ACB mais on trouvera une étude très approfondie qui évalue certains des développements récents et s'appuie sur de solides bases techniques in A. Boardman, D. Greenberg, A. Vining, et D. Weimer (2001), *Cost-benefit Analysis: Concepts and Practice,* 2e édition, Upper Saddle River NJ, Prentice Hall. Citons par ailleurs l'excellent ouvrage, lui aussi très complet, consacré à l'économie du bien-être par Just, R., Hueth, D. et Schmitz, A. (2004), *The Welfare Economics of Public Policy: a Practical Guide to Project and Policy Evaluation*, Cheltenham, Edward Elgar.

John Gowdy offre quant à lui une critique stimulante et très claire de l'ACB (ou plutôt de l'économie néoclassique du bien-être) dans son article « The revolution in welfare economics and its implications for environmental valuation and policy », *Land Economics*, 2004, 80 (2), pp. 239-257.

ISBN 978-92-64-01006-2
Analyse coûts-bénéfices et environnement
Développements récents
© OCDE 2006

Chapitre 3

Étapes concrètes de l'analyse coûts-bénéfices

Pour réaliser une ACB dans les règles de l'art, l'analyste doit respecter une suite logique d'étapes. Ce chapitre fournit une vue d'ensemble de ces étapes, à commencer par la définition du problème à résoudre et l'identification des diverses options qui permettraient de le régler. La détermination du « statut », c'est-à-dire la question de savoir quels sont ceux dont les coûts et les bénéfices doivent être pris en considération, constitue une autre étape préalable de l'ACB, tout comme la fixation de l'horizon temporel ou, en d'autres termes, la période durant laquelle les coûts et les bénéfices seront comptabilisés. Étant donné que les individus ont des préférences concernant la date à laquelle ils reçoivent des bénéfices ou supportent les coûts, il faut également tenir compte de ces « préférences temporelles » au moyen de l'actualisation. De même, les préférences en faveur ou en défaveur d'un impact peuvent évoluer au fil du temps et cet effet sur les « prix relatifs » doit également être pris en considération. Les coûts et les bénéfices ne sont que rarement connus avec certitude, de sorte qu'il convient également de tenir compte du risque (résultats probabilistes) et de l'incertitude (lorsque les probabilités ne sont pas connues). Enfin, il importera de déterminer l'incidence des coûts et des bénéfices sur la répartition.

3.1. Questions à régler

Bien que cela puisse paraître aller de soi, la première question et fondamentalement la plus importante qu'il convient de régler lors de la réalisation concrète d'une ACB est celle du problème à résoudre. L'ACB s'applique aux *politiques* comme aux *projets* (ou aux investissements). Elle peut être menée *ex ante* – pour déterminer si quelque chose qui n'a pas encore été réalisé devrait l'être – ou *ex post* – pour établir si quelque chose qui a été fait devait effectivement l'être. La réalisation d'une ACB *ex ante* se justifie du fait qu'il convient de déterminer s'il est ou non dans l'intérêt public de dépenser des sommes d'un montant souvent important. Celle d'une ACB *ex post* se justifie quant à elle par le fait que, malgré l'impossibilité de revenir sur les dépenses déjà effectuées, elle peut jeter de la lumière *a)* sur le degré d'exactitude de l'ACB *ex ante*, ou *b)* sur l'adéquation de la règle de décision, quelle qu'elle soit, ayant présidé à l'adoption de la politique ou du projet. Dans l'un et l'autre cas, l'ACB *ex post* vise à faciliter le processus d'*apprentissage* quant aux éléments qui contribuent au bien-être social global et à ceux qui n'y contribuent pas.

Toute analyse commence par l'identification de l'ensemble des *options* disponibles. L'objectif à atteindre est d'ordinaire relativement précis, comme par exemple l'amélioration de la qualité de l'air ou de l'eau. Considérons celui d'une amélioration de la qualité de l'air. Il peut exister différentes options en ce qui concerne le degré de lutte contre la pollution. Il s'agit en d'autres termes de savoir quel objectif de qualité de l'environnement il convient de fixer. Différents moyens peuvent par ailleurs permettre d'atteindre un même objectif. Les options sont généralement classées selon qu'elles sont réalisables ou qu'elles ne le sont pas. D'autres considérations, telles que les facteurs politiques qui déterminent l'action des pouvoirs publics tendront également à restreindre l'éventail d'options. Une option est souvent ignorée : celle de la *date* optimale de démarrage de la politique (ou du projet). Cette option devrait être envisagée quelle que soit la politique ou le projet en question. Le chapitre 10 montre toutefois que les questions de calendrier peuvent être particulièrement importantes en cas d'incertitude et d'irréversibilité, c'est-à-dire lorsque l'avenir n'est pas connu avec certitude et que la décision concernant la conduite à tenir contraint les pouvoirs publics à prendre des engagements sur lesquels ils ne pourront revenir par la suite. Le chapitre 4 examine de façon formelle les modes de choix entre les différentes options.

La première question est donc celle-ci :

- Quelles sont les options envisagées ?

La question qui devrait probablement se poser aussitôt après est la suivante :

- Le projet X ou la politique X devraient-ils même être engagés ?

La réponse à cette question sera « oui » si la valeur actuelle des bénéfices escomptés (*ex ante*) est supérieure à celle des coûts escomptés et « non » dans le cas contraire. Il convient de noter que tout cela suppose que l'ACB soit *l'un* des outils d'aide à la décision appropriés, si ce n'est *le seul*. Dans ce qui suit, nous tenons pour acquis que l'ACB est

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

toujours un instrument adéquat. Formuler cette hypothèse revient à faire abstraction des autres facteurs – politiques, éthiques, etc. – pertinents. En réalité, bien entendu, ces facteurs influeront souvent sur les décisions. L'ACB constitue toutefois ici un moyen de contrôle de ces décisions, de sorte qu'il est toujours avisé d'en réaliser une chaque fois que possible. La réponse à la question ci-dessus est dès lors la suivante :

- Il convient d'aller de l'avant si E(B) > E(C) et de renoncer si E(B) < E(C)

où B est la valeur actuelle des bénéfices et C la valeur actuelle des coûts, et où « E » nous rappelle que dans une analyse *ex ante* les bénéfices et les coûts sont escomptés ou estimés.

Dans le cas d'une analyse *ex post*, la question serait celle-ci :

- Le projet X ou la politique X auraient-ils effectivement dû être engagés ?

Si les bénéfices *ex post* sont supérieurs aux coûts, la décision concernant la politique à suivre se trouve confirmée. Si les coûts sont supérieurs aux bénéfices, l'analyse indique que les procédures d'évaluation *ex ante* doivent être réexaminées afin de déterminer les erreurs commis es. L'évaluation s'est peut-être montrée trop optimiste, ce qui est assez fréquent lors de la prise de décision – voir le chapitre 5. Il est tentant de surestimer les bénéfices et de sous-estimer les risques de dépassement des coûts. Les hypothèses formulées étaient peut-être erronées. L'ACB *ex ante* n'a peut-être pas été menée de façon rigoureuse. Les évaluations *ex post* peuvent également jeter une certaine lumière sur les procédures de décision. Beaucoup de décisions, si ce n'est la plupart, ne sont en effet pas prises sur la base d'une ACB. La réalisation d'une ACB *ex post* peut révéler dans quelle mesure les procédures de décision effectivement appliquées imposent un coût en termes d'efficience (c'est-à-dire un coût net) à la société. La réponse à la seconde question est donc celle-ci :

- Oui, si B > C. Non, si C > B

Notons que « E » n'apparaît plus puisque les coûts et les avantages en question sont ici effectifs : ils se sont concrétisés.

La question qui peut et qui devrait ensuite être posée est la suivante :

- Quelle est l'échelle optimale de mise en œuvre de la politique ou du projet ?

Si le projet consiste par exemple en la construction d'une route, l'ACB peut apporter quelques éléments de réponse à la question de savoir si cette route devrait comporter deux ou trois voies. S'il existe une politique d'amélioration de la qualité de l'environnement, l'ACB peut fournir aux décideurs des informations au sujet du niveau optimal ou souhaitable de la qualité de l'air. La règle fondamentale pour déterminer l'échelle optimale est très simple : l'échelle optimale est celle où les bénéfices sociaux marginaux du projet ou de la politique sont tout juste égaux à leurs coûts marginaux. Par « marginaux » il faut tout simplement entendre en l'occurrence « résultant d'une faible variation » du projet ou de la politique en question. Il s'ensuit que les bénéfices marginaux d'une politique correspondent aux avantages supplémentaires qu'offre à la société une faible variation « quantitative » de la politique considérée, pouvant par exemple prendre la forme d'une légère amélioration de la qualité de l'air. L'annexe 3.A1 en apporte une démonstration formelle.

L'ACB peut permettre de décider quel est le projet ou quelle est la politique qu'il convient de mettre en œuvre parmi un ensemble de projets ou de politiques en concurrence. Dans les exemples précédents, une seule politique ou un seul projet étaient envisagés (dorénavant le terme « politique » désignera aussi bien les politiques que les

projets). Il importe de déterminer d'emblée s'il existe d'autres options que cette politique particulière. Bien souvent, une seule option est présentée. Cette option ne constitue pas nécessairement la solution optimale, même si elle satisfait au critère coûts-bénéfices (les bénéfices étant supérieurs aux coûts). D'autres pourraient offrir des bénéfices nets plus élevés tout en ayant des coûts identiques. Une règle de base veut donc que le conseiller ou l'analyste s'interroge sur l'existence d'autres options même si aucune d'elles n'est présentée. Une raison souvent avancée pour n'envisager qu'une seule politique est que l'adoption de celle-ci constitue une obligation légale, c'est-à-dire qu'elle est imposée par une loi. Face à ce genre de situations, les avis divergent. On pourrait tout d'abord faire valoir qu'il n'y a guère de sens à réaliser une ACB si une certaine conduite constitue une obligation légale : elle sera adoptée que les bénéfices soient ou non supérieurs aux coûts. Même si l'on se range à ce point de vue, il demeure très important de veiller à réduire au minimum les coûts supportés pour atteindre l'objectif fixé par la législation. Il est toutefois également possible d'invoquer l'argument qui justifie l'ACB *ex post* : qu'une certaine conduite soit requise par la loi au moment présent ne signifie pas qu'il doive nécessairement en être ainsi à l'avenir. S'il peut être démontré qu'une obligation légale impose systématiquement des coûts nets à la société, il importe d'en tenir compte lors d'un examen futur de la loi en question.

La réponse à la question concernant l'échelle optimale de mise en œuvre est par conséquent la suivante :

- Il convient de concevoir la politique de telle sorte que ses bénéfices marginaux soient tout juste égaux à ses coûts marginaux.

Les règles à appliquer pour choisir entre les diverses options envisageables ne sont pas tout à fait évidentes. Le chapitre 4 les examine plus en détail. Le plus souvent, les différentes options envisageables s'excluent mutuellement. Si trois options A, B et C s'excluent mutuellement, nous ne pouvons retenir que l'une d'elles. Dans d'autres cas, il est possible de panacher les options envisageables. En effet, les options A, B et C sont alors définies au sens large de façon à recouvrir encore d'autres possibilités telles que AB (principalement A mais avec un peu de B), BA (principalement B, mais avec un peu de A), etc. Pour simplifier l'analyse, supposons une totale exclusion mutuelle. A, B et C sont alors évaluées par rapport à un point de référence (situation de départ ou scénario de rechange) qui correspond d'ordinaire à l'hypothèse d'un *statu quo*. Le décideur souhaite savoir si A, B et C améliorent le bien-être social par rapport au *statu quo* (c'est-à-dire en l'absence de toute nouvelle initiative) et, dans l'affirmative, laquelle offre le meilleur rendement social. La règle essentielle à appliquer pour effectuer ce choix est la suivante :

- *Pour autant que les coûts soient identiques pour toutes les options*, il convient de choisir celle qui offre les bénéfices nets les plus élevés.

La probabilité que A, B et C aient toutes des coûts identiques est bien entendu extrêmement réduite. Si leurs coûts diffèrent, la règle de décision est plus complexe et elle est examinée au chapitre 4. Cette complexité tient à une raison essentielle : le seul fait d'inclure parmi les options susceptibles d'être retenues celle dont les coûts sont les plus élevés implique que l'on envisage des dépenses d'un montant au moins égal. Supposons toutefois que l'option la plus onéreuse coûte 50 % de plus que la deuxième plus coûteuse. Le choix de l'option la moins chère pourrait offrir de moindres bénéfices nets mais elle libérerait par ailleurs les sommes correspondant à l'économie réalisée grâce à la diminution des coûts. Ces sommes pourraient être investies dans la mise en œuvre d'une troisième politique susceptible de procurer d'autres bénéfices nets. Il s'agit essentiellement de s'efforcer de comparer ce qui est

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

comparable. Si la politique la plus onéreuse (C) coûte 100 unités, la deuxième plus coûteuse (B) 67 unités, et la moins chère (A) 50 unités, il faut en fait comparer :

A + les bénéfices additionnels de la dépense de 100 – 50 = c'est-à-dire augmentée des bénéfices nets tirés des 50 unités « économisées » ;

B + les bénéfices additionnels de la dépense de 100 – 67 = c'est-à-dire augmentée des bénéfices nets tirés des 33 unités « économisées » ;

C.

Une autre forme d'exclusion mutuelle concerne *le choix de la date de démarrage*. Les politiques sont habituellement présentées en indiquant la date de démarrage souhaitée. Celle-ci devrait toutefois être choisie de telle manière que les bénéfices nets soient maximisés. La question est dès lors celle-ci :

- À quelle date la politique devrait-elle démarrer ?

Il convient de se demander ce qui adviendrait si la politique était reportée d'un an. Le chapitre 4 se penche sur cette question et indique les grandes règles à respecter. Le chapitre 10 examine un cas particulier où il peut être démontré que le report d'une décision s'avère bénéfique. Il en est par exemple ainsi lorsque les décisions sont irréversibles et que leur report permet d'en apprendre davantage sur les coûts et bénéfices probables : c'est ce que l'on appelle *valeur d'option* ou *valeur de quasi-option*. La réponse fondamentale à la question du choix de la date de démarrage est par conséquent la suivante :

- Il convient de fixer la date de démarrage de la politique de telle manière que les bénéfices sociaux nets soient maximisés.

Enfin, dans la dernière situation, les politiques ne s'excluent pas mutuellement et plusieurs, voire même un grand nombre d'entre-elles, peuvent être simultanément mises en œuvre. Toute prise de décision est soumise à une contrainte budgétaire ou à un « rationnement des capitaux ». Cela signifie simplement que l'on ne peut tout faire, sous peine que les coûts dépassent le budget disponible. La question est alors la suivante :

- Quelles sont les politiques qui doivent être prioritairement engagées, ou comment les classer par ordre d'importance ?

Le chapitre 4 se penche sur cette question et montre que, contrairement à ce que pourrait suggérer l'intuition, les politiques ne devraient pas être classées en fonction de leurs bénéfices nets mais de leurs *ratios bénéfices-coûts*.

La procédure à suivre pour répondre aux questions précédemment indiquées est donc en résumé la suivante :

- Déterminer la situation. Éviter si possible de n'envisager qu'une seule option, car il peut en exister d'autres offrant des bénéfices nets plus élevés.
- Examiner la question de l'échelle de mise en œuvre. Proposer la même politique mais à une échelle différente revient à proposer une autre option que celle initialement envisagée.
- Établir quelles sont les différentes options envisageables et jusqu'à quel point elles s'excluent mutuellement.
- Face à des options s'excluant mutuellement dont les coûts sont identiques, choisir celle qui offre les bénéfices nets les plus élevés.
- Si par contre les diverses options ont des coûts différents, « normaliser » les politiques en comparant chacune d'elles à celle dont les coûts sont les plus élevés, en tenant

compte des bénéfices tirés de l'utilisation des sommes « économisées » grâce à l'adoption des politiques moins coûteuses.

- Refuser qu'une date unique soit proposée pour le démarrage d'une politique. Considérer le report de la date de démarrage comme une autre option envisageable et chercher à maximiser les bénéfices sociaux nets. En d'autres termes, prendre en considération les coûts et les bénéfices d'un report.
- Lorsque l'on dispose d'un certain budget et que plusieurs politiques pourraient être simultanément mises en œuvre, classer celles-ci selon leurs ratios bénéfices -coûts. Procéder par ordre décroissant jusqu'à ce que le budget soit épuisé.

3.2. Problème du statut

Le problème du « statut » consiste à déterminer quels sont ceux dont les bénéfices et les coûts doivent être pris en considération. Il a été examiné au chapitre 2. La règle de base veut qu'il soit tenu compte des bénéfices et des coûts enregistrés par tous les ressortissants du pays concerné et qu'il en soit de même pour les étrangers si *a)* la politique en question porte sur un problème international régi par un traité (pluies acides, réchauffement planétaire) ou si *b)* quelque argument éthique communément admis justifie leur prise en considération*. Il convient de noter qu'une multitude de règles concernant le poids relatif à attacher aux ressortissants et aux étrangers pourraient être imaginées – voir le chapitre 15.

3.3. Évaluation des impacts

L'ACB part du principe que tous les gains ou pertes enregistrés par quelqu'un possédant le statut requis doivent être pris en considération. Les chapitres 1 et 2 ont montré que les gains et pertes (bénéfices et coûts) sont définis en fonction des préférences des individus. Il serait certes parfaitement possible de se fonder sur d'autres préférences que celles des individus qui composent la société (par exemple sur celles des experts ou des responsables politiques), mais l'ACB a une forte propension à présumer que les préférences des individus doivent être à la base de l'évaluation. Il en est ainsi du fait que *a)* les experts et les responsables politiques disposent d'autres moyens d'influer sur la décision en question, et *b)* l'ACB est conçue comme un outil de contrôle des décisions prises dans le cadre du processus politique. Elle permet en effet d'assurer le respect des préférences de la population.

Tous les impacts de la politique considérée qui ont une incidence sur le bien-être des individus devraient donc être pris en compte dans l'ACB. Ces impacts peuvent suivre des cheminements très complexes. La politique en question peut par exemple viser à améliorer la qualité de l'air. On pourrait dès lors demander directement aux individus quelle valeur ils attribuent à ce changement. Une procédure indirecte pourrait tout aussi bien être adoptée. Il s'agirait alors d'interroger les individus sur leurs préférences concernant l'amélioration d'un aspect de leur état de santé final, comme par exemple l'atténuation de la gêne occasionnée

* Le problème du statut se pose de façon particulièrement aiguë en ce qui concerne l'économie de la délinquance, qui n'est pas sans rapports avec les questions d'environnement. Si l'on accorde le même statut à l'utilité dont jouissent les délinquants qu'à celle enregistrée par les victimes, on risque d'aboutir à la conclusion moralement perverse selon laquelle le vol ne représenterait qu'un simple transfert de biens d'un agent à un autre et qu'il serait donc dénué de toute conséquence économique. Dans la pratique, le caractère coercitif de ce transfert a pour effet que l'utilité n'a pas le même statut selon qu'elle bénéficie aux délinquants ou aux victimes. En cas d'actes délictueux, l'utilité qu'en tirent leurs auteurs ne devrait pas être prise en considération.

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

par les affections respiratoires. Le lien entre la pollution de l'air et les affections respiratoires serait alors évalué par des experts.

L'identification et la mesure des impacts constituent une condition *sine qua non* de leur évaluation au moyen d'une mesure des préférences exprimées en leur faveur ou en leur défaveur. Dans le cas des questions d'environnement, la procédure utilisée à cet effet associe une *étude d'impact sur l'environnement* (EIE) et une *analyse du cycle de vie* (ACV). L'EIE mesure les diverses modifications de l'environnement imputables à la politique mise en œuvre, les impacts demeurant exprimés en unités physiques variables selon ceux dont il s'agit. L'ACV ne se distingue à vrai dire de l'EIE que par le fait que les impacts y sont mesurés sur l'ensemble du cycle de vie considéré. Une politique de développement du recyclage des déchets devrait ainsi tenir compte des économies de matières premières vierges réalisées en amont. Utiliser moins de matières premières vierges – de bois d'œuvre, par exemple – permettrait de réduire les divers problèmes d'environnement imputables aux activités d'exploitation forestière. Cette réduction des impacts environnementaux est un bénéfice qui peut légitimement être porté au crédit de la politique de recyclage.

Il n'est toutefois pas si simple d'associer l'ACB, l'EIE et l'ACV dans la pratique. L'EIE et l'ACV adoptent en effet bien souvent des conventions en matière de mesure que l'ACB n'accepterait pas. L'EIE et l'ACV partent ainsi fréquemment du principe que toute réduction de la consommation de matières premières telles que le pétrole ou la bauxite devrait être comptabilisée parmi les impacts bénéfiques. Dans l'ACB, l'analyste doit par contre vérifier si cette réduction correspond bien à un bénéfice économique. Vu leur rareté, il semble intuitivement normal de considérer comme un bénéfice toute baisse de la consommation de ressources naturelles. Les spécialistes de l'analyse économique pourraient néanmoins objecter qu'il est déjà tenu compte de cette rareté dans le prix des ressources naturelles. Si tel est le cas, rien ne permet d'affirmer qu'une baisse de leur consommation offrirait des bénéfices additionnels, puisqu'ils sont déjà inclus dans les prix observés sur le marché. Les différences entre les conventions en vigueur dans l'ACB et l'ACV ont été examinées par Pearce *et al.* (1998).

L'ACB s'efforce d'intégrer l'essence profonde de l'EIE et de l'ACV en appliquant le principe fondamental qui consiste à comparer ce qui se produirait si la politique considérée était mise en œuvre à ce qui adviendrait si tel n'était pas le cas :

- Quels qu'en soient les bénéficiaires et quels que soient le moment ou le stade du cycle de vie auxquels ils surviennent, touts les gains engendrés par une politique constituent des bénéfices dont il doit être tenu compte dans l'ACB. Il en est de même des coûts.

3.4. Impacts et horizons temporels

Les divers impacts identifiés grâce au processus d'EIE ou d'ACV doivent également être mesurés pour chacune des années en question. Il s'agit alors de savoir jusqu'à quel moment du futur il convient d'estimer ces impacts. Il n'existe aucune règle absolue. Dans les premiers temps, lorsque l'ACB se limitait à évaluer l'intérêt des projets d'investissement, l'horizon temporel, c'est-à-dire le point au-delà duquel les coûts et les bénéfices ne sont plus estimés, était déterminé en fonction de la durée de vie matérielle ou économique de l'investissement. Dans le cas des infrastructures routières, portuaires, hydrauliques, etc., il était généralement fixé à au moins 30 ans et au plus 50 ans. Cette règle s'appliquait même aux actifs dont la durée de vie était plus longue, tels que les ensembles immobiliers, dont la durée de vie peut dépasser 100 ans. L'extension de l'ACB aux politiques à mettre en œuvre a assoupli cette règle puisque l'on ne sait avec certitude quelle sera la durée de leurs

effets. Qui plus est, certaines politiques environnementales visent à atteindre des objectifs à long terme très précis, comme conserver la biodiversité ou lutter contre le réchauffement planétaire. D'aucuns ont cependant fait valoir depuis lors que les horizons temporels devraient être fixés en tenant compte de l'incertitude des estimations futures ou encore du fait que l'actualisation peut dans une certaine mesure rendre négligeables les gains et pertes à venir. Dans le premier cas, l'argument avancé est que nul ne peut honnêtement prédire ce qui se produira dans 30 ou 40 ans et qu'il serait donc malhonnête de prétendre faire des estimations exactes à plus long terme. Les estimations sont tout simplement trop incertaines. Dans le second cas, l'application de tout coefficient d'actualisation positif à des événements censés se produire dans un lointain avenir aurait pour effet d'en ramener la valeur actuelle à des niveaux très faibles. Ainsi, si l'on suppose un taux d'actualisation de 5 %, des dommages d'un montant de 1 milliard d'USD survenant dans 100 ans auraient dans une ACB une valeur égale à :

$$1 \text{ milliard d'USD}/(1.05)^{100} = 7.6 \text{ millions d'USD}$$

Le chapitre 13 revient sur la formule d'actualisation standard et envisage la possibilité d'un taux d'actualisation décroissant dans le temps. Si l'on en admet le principe, l'argument selon lequel les horizons temporels devraient être fixés en fonction de la date à laquelle la valeur actuelle des impacts futurs se révèlerait négligeable, devient lui-même douteux.

3.5. Obtention des valeurs monétaires

Une fois les impacts physiques identifiés et mesurés, ils doivent être exprimés par rapport à un niveau de référence, qui correspond d'ordinaire à ce qui se produirait « si rien n'est fait ». Par conséquent, les variations du degré de pollution de l'air imputables à la mise en œuvre d'une politique donnée pourraient prendre la forme de réductions de X $\mu g/m^3$ des émissions de particules, de Y $\mu g/m^3$ de celles d'oxydes de soufre (SO_X) et de Z $\mu g/m^3$ de celles d'oxydes d'azote (NO_X). La réduction des émissions de particules aura des effets bénéfiques sur la santé qui peuvent à leur tour être exprimés par diverses variations de « l'état de santé final ». Il s'agira probablement d'une diminution de la mortalité précoce, du nombre d'hospitalisations pour des affections respiratoires, ou de celui de « jours d'activité restreinte » (jours de moindre activité que ce n'aurait été le cas si l'état de santé avait été normal), etc. Les réductions des émissions de SO_X et de NO_X seront également à l'origine de certains bénéfices pour la santé mais entraîneront en outre des améliorations des écosystèmes puisque ces deux polluants sont (parmi d'autres) responsables de l'acidification et de l'eutrophisation. Ces effets sur les écosystèmes doivent donc, là encore, être mesurés au moyen d'un indicateur approprié. Enfin, la valeur monétaire des variations de l'état de santé final comme de celles des écosystèmes doit être estimée. Les méthodes à utiliser pour ce faire sont décrites aux chapitres 6 à 9 et 17. Il est essentiel que les valeurs ainsi obtenues puissent s'appliquer aux variations de l'état final sous l'angle de la santé comme du point de vue des écosystèmes. Par exemple, si la qualité de l'eau s'améliore et passe de « bonne » à « très bonne », les préférences des individus face à un tel changement doivent pouvoir être définies. Les informations scientifiques sur les modifications des écosystèmes ne correspondent pas à des indicateurs facilement compréhensibles par les particuliers. C'est là un problème fréquent auquel se heurte l'ACB – baptisé « problème de la correspondance » – et une des raisons majeures pour lesquelles les applications pratiques de celle-ci risquent d'être limitées. Ce problème pourrait se révéler moins important dans le domaine de la santé, pour autant que les variations de l'état de santé final puissent être exprimées en

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

Encadré 3.1. **Atteindre les objectifs de qualité de l'air en Europe**

L'Union européenne a établi des objectifs de qualité de l'air à l'horizon 2010 pour divers polluants. Ne seront examinés ici que le NO_2, le SO_2 et les particules. Les taux de concentration de ces polluants dans le milieu ambiant qu'imposeraient les normes à venir sont comparés à ceux prévus par un « scénario de référence », c'est-à-dire à la qualité de l'air ambiant qui prévaudrait si ces normes n'étaient pas instaurées. Les normes en question sont compatibles avec une réduction des émissions de 10 % pour les oxydes de soufre, de 8 % pour les oxydes d'azote et de 50 % pour les particules, toujours par rapport au scénario de référence. Sur la base de données épidémiologiques concernant les relations dose-réponse, il est possible d'établir un lien entre l'évolution du taux de concentration de chacun des polluants dans le milieu ambiant et diverses variations de l'état de santé final. Seuls ont été retenus les effets à court terme (ou « aigus ») : réduction de la mortalité, des cas d'hospitalisation, des symptômes respiratoires chez l'enfant (uniquement dans le cas des particules) et du nombre de jours d'activité restreinte chez l'adulte. Les effets à long terme (« chroniques ») correspondent à une réduction de la mortalité et des affections respiratoires. Les estimations de la valeur de ces impacts sont issues des travaux publiés, qui montrent combien les individus sont prêts à payer pour une amélioration de ces aspects de l'état de santé final, et en particulier celles de la « valeur attachée à l'espérance de vie statistique », qui ont été tirées d'études examinant le consentement à payer pour réduire les risques pour la vie.

Une seconde catégorie d'effets est liée aux dommages matériels, telle que la corrosion des immeubles par les substances acides. Il est aisé de constater qu'une réduction de la corrosion évite les frais de nettoyage et de réparation. L'étude en question n'estimait la valeur monétaire de ces avantages que pour les oxydes de soufre. Les autres impacts, dont notamment les effets sur les écosystèmes (forêts, zones humides, sols, etc.), la réduction des dommages causés aux cultures et l'amélioration de la visibilité, n'étaient ni quantifiés ni évalués. Les avantages totaux sont donc sous-estimés, puisqu'il n'est pas tenu compte de ces effets positifs. D'importantes incertitudes entourent certaines des fonctions dose-réponse et elles sont encore plus grandes pour ce qui est des estimations des valeurs monétaires, et en particulier de celle attribuée à une réduction des risques pour la vie.

Les bénéfices et les coûts qui en résultent sont indiqués ci-dessous. Ils concernent exclusivement les villes, puisqu'il avait été constaté que les zones rurales respectaient les normes sans qu'il soit nécessaire de prendre aucune mesure spécifique.

Coûts par an		Bénéfices par an	
SO_2	4 à 48 millions d'euros	Mortalité à court terme	0 à 8153 millions d'euros
NO_X	5 à 285 millions d'euros	Hospitalisations	2 à 6 millions d'euros
Particules	50 à 300 millions d'euros	Mortalité à long terme	5438 à 58 149 millions d'euros
		Autres formes de morbidité	2 millions d'euros
		Dommages matériels	58 millions d'euros
Total	**59 à 633 millions d'euros**	**Total**	**5 500 à 66 368 millions d'euros**

Plusieurs observations peuvent être faites. Premièrement, la réduction de la morbidité et des dommages matériels est négligeable. Deuxièmement, les effets aigus sur la santé sont sensiblement moins importants que ceux de nature chronique, et ils peuvent de fait avoir une valeur négligeable en raison des très brèves périodes de vie « sauvegardées » grâce à la réduction des épisodes de pollution aiguë. Troisièmement, pour ce qui est des coûts, la fourchette des estimations est très large, l'écart entre les valeurs extrêmes étant de l'ordre

Encadré 3.1. **Atteindre les objectifs de qualité de l'air en Europe** *(suite)*

d'une puissance de dix. Cette fourchette est également très large dans le cas des bénéfices, l'écart étant là encore de l'ordre d'une puissance de dix. L'amplitude de cette fourchette s'explique par la part prépondérante de la réduction de la mortalité dans les estimations et par le fait qu'une large fourchette a été retenue pour l'estimation de la valeur d'une réduction du risque de mortalité (0.36 à 10 millions d'euros par « vie statistique »). Quatrièmement, bien que cela n'apparaisse pas dans le tableau, environ 90 % des avantages découlent d'une réduction des émissions de particules. Les normes exigent en effet que ces émissions enregistrent la plus forte réduction (50 %) et les particules sont par ailleurs impliquées dans les atteintes à la santé de montant plus élevé. Cinquièmement, les résultats sont présentés de façon assez inhabituelle, c'est-à-dire en comparant les avantages annuels aux coûts annuels et non leurs valeurs actuelles. L'étude ne mentionne aucun taux d'actualisation, mais il est extrêmement improbable que les bénéfices et les coûts non actualisés soient tous les ans les mêmes. Ses auteurs ont peut-être cru pouvoir éviter d'avoir à choisir un taux d'actualisation, aspect de l'ACB souvent controversé. L'actualisation n'en est pas moins indispensable – voir l'annexe 18.A1. L'étude laisse à désirer de ce point de vue. Enfin, les bénéfices se révèlent supérieurs aux coûts, l'écart étant là encore de l'ordre d'une puissance de dix, que l'on retienne les estimations les plus basses ou les plus élevées.

Depuis cette étude, un vaste débat a eu lieu quant au bien-fondé de l'application de valeurs de risque à la mortalité à long terme conformément à la procédure précédemment décrite, et l'on s'accorderait sans doute à dire à présent que les bénéfices pour la santé dont elle fait état sont en réalité sensiblement moindres. Rappelons toutefois que cette étude omet plusieurs autres types de bénéfices.

Source : Olsthoorn *et al.*, 1999.

unités aisément intelligibles telles que le nombre de journées d'arrêt de travail, ou celui de jours supplémentaires passés à souffrir d'une irritation oculaire, etc.

L'encadré 3.1 rend compte d'une étude de cas ayant adopté cette méthode d'analyse du « cheminement des impacts ».

3.6. Choix d'un taux d'actualisation

Le choix du taux d'actualisation, s, est un des aspects de l'ACB les plus controversés. Cette question ne sera donc examinée en détail qu'au chapitre 13. Pour l'instant, nous poursuivrons l'analyse comme si le taux d'actualisation était non seulement unique mais aussi constant, c'est-à-dire identique quelle que soit l'année du cycle de vie du projet ou de la politique considérés. Le chapitre 13 envisage la possibilité que s varie dans le temps.

3.7. Prise en compte des valeurs relatives croissantes

Il n'est pas rare que l'actualisation, l'inflation et l'évolution des prix relatifs soient confondues dans une ACB. Ce sont pourtant trois choses très différentes. L'actualisation est une conséquence du jugement de valeur emprunté à l'économie du bien-être sur lequel repose l'ACB, qui veut que les préférences des individus soient prises en considération. Aussi longtemps que les individus continueront à préférer le présent au futur, ce jugement de valeur devra également s'appliquer à la dimension temporelle. L'actualisation des bénéfices et des coûts futurs est dès lors déterminée par le degré de « préférence temporelle » des individus

pour le moment présent. Comme cela a déjà été mentionné, l'inflation correspond simplement à une hausse du niveau *général* des prix. Bien que l'année précise pour laquelle les valeurs seront exprimées dans une ACB n'ait pas vraiment d'importance, il est essentiel qu'une seule année soit retenue à cet effet et que tous les effets de l'inflation à venir soient corrigés. En règle générale, une « année de référence » est choisie puis la valeur de tous les coûts et bénéfices est exprimée dans les prix de cette année. Supposons qu'il s'agisse de l'année 1 et que l'indice du niveau des prix soit égal à 100 pour cette année. Admettons en outre que le taux d'inflation s'élève par exemple à 3 % par an, de sorte qu'un bénéfice enregistré au cours de l'année 10 pourrait paraître $(1.03)^{10} = 1.34$ fois plus élevé que s'il survenait au cours de l'année 1. Dans l'ACB, les bénéfices enregistrés l'année 10 et évalués aux prix de cette même année sont donc divisés par 1.34 afin de les exprimer aux prix de l'année 1. La règle de base est simple : toute variation générale des prix doit être corrigée.

La variation relative des prix doit une fois encore en être distinguée. Elle indique en fait que la valeur attachée à certains bénéfices et à certains coûts s'accroît au fil du temps *par rapport au niveau général des prix*. Il pourrait en être ainsi du fait que les bénéfices ou les coûts en question se caractérisent par une élasticité positive du consentement à payer par rapport au revenu, peut-être tout simplement parce qu'une plus grande valeur leur est attribuée lorsque les revenus sont plus élevés. Il peut être important de tenir compte de cette valeur relative croissante (ou décroissante) dans une ACB, tout particulièrement dans le cas des impacts environnementaux. On peut cependant présumer que le « prix » unitaire attaché aux actifs environnementaux sera d'autant plus élevé que leur stock global diminuera au cours du temps. Cela reflète une *élasticité positive du consentement à payer pour une amélioration de l'environnement par rapport au revenu*. L'annexe 3.A1 montre plus en détail comment il en est tenu compte.

Pearce (2003a) examine les informations dont on dispose concernant l'élasticité du CAP pour une amélioration de l'environnement par rapport au revenu. Les estimations empiriques suggèrent que l'élasticité du CAP pour une modification de l'environnement par rapport aux prix est inférieure à 1 et il semble vraisemblable qu'elle se situe dans une fourchette de 0.3 à 0.7.

3.8. Traitement du risque et de l'incertitude

Bien que les conventions varient, il paraît juste de distinguer le risque de l'incertitude. On parle de risque lorsque les bénéfices et/ou les coûts ne sont pas connus avec certitude, mais que l'on connaît la distribution des probabilités. Ces distributions de probabilités peuvent quelquefois être très rudimentaires. Elles peuvent aussi être parfois d'une grande complexité. L'incertitude est une toute autre chose. Dans ce cas, on ignore totalement la distribution des probabilités. Les valeurs extrêmes sont par contre généralement connues. En d'autres termes, on sait ou on escompte que la valeur ne pourra être inférieure à un certain chiffre ni supérieure à un autre. Dans d'autres cas, l'incertitude peut être totale puisque « tout peut se produire ». Dans l'ensemble, les méthodes de prise en compte du risque et de l'incertitude dans l'ACB n'ont guère évolué ces dernières années, bien que l'association de l'incertitude aux autres caractéristiques, telles que l'irréversibilité, que peut présenter une décision, ait donné lieu à d'intéressants développements qui sont examinés au chapitre 10. Ces développements sont d'autant plus importants que toute décision comporte une part d'irréversibilité, ne serait-ce que parce qu'il est difficile de faire marche arrière après avoir affecté des fonds à une politique.

Pour le moment, les règles de traitement du risque et de l'incertitude en l'absence d'irréversibilité sont les suivantes :

- Lorsque les probabilités sont connues (en situation de risque plutôt que d'incertitude) et que le décideur est *indifférent au risque*, la bonne méthode consiste à utiliser la *valeur espérée* des bénéfices et des coûts. Par conséquent, si l'on pense que des bénéfices de B_1 ont une probabilité p_1 de se produire, que des bénéfices de B_2 ont une probabilité p_2 de se produire, etc., la valeur espérée des avantages est tout simplement la suivante :

  $$\sum_i p_i.B_i$$

  L'indifférence à l'égard du risque signifie que le décideur ne montre aucune préférence lorsqu'il doit choisir entre deux distributions de probabilités ayant l'une et l'autre la même moyenne. Deux distributions n'en peuvent pas moins présenter des mesures de dispersion très différentes tout en ayant la même moyenne. L'indifférence à l'égard du risque implique que le décideur ne se soucie pas de la probabilité que la politique ou le projet considérés n'aient qu'un très faible rendement, voire même un rendement négatif. L'hypothèse qu'il puisse exister une telle indifférence à l'égard du risque ne paraît pas déraisonnable dans la mesure où l'ACB tend à se cantonner aux décisions des administrations publiques. Ces dernières peuvent en effet « mutualiser » d'au moins deux manières les risques liés à leurs décisions : premièrement en mettant en œuvre un grand nombre de politiques présentant chacune un profil de risque différent, et deuxièmement en en répartissant les coûts sur des millions de personnes, à savoir les contribuables. Pour résumer, l'indifférence à l'égard du risque peut constituer une hypothèse raisonnable si une mutualisation des risques peut être supposée.

- Si l'on se trouve dans une situation de risque (probabilités connues) mais que le décideur montre une *aversion à l'égard du risque*, c'est-à-dire qu'il donne par exemple une plus grande importance aux bénéfices négatifs qu'aux bénéfices positifs, la méthode de la valeur espérée cède le pas devant celle de l'*utilité espérée*. La procédure est la même que dans le cas précédent, mais la formule à appliquer est à présent la suivante :

  $$\sum_i p_i.U(B_i)$$

  Cette formule indique l'utilité espérée et le moyen le plus aisé de se la représenter consiste à y voir une série de coefficients de pondération attachés par un décideur aux résultats susceptibles d'être obtenus. De façon plus formelle, ces coefficients de pondération font partie intégrante d'une *fonction d'utilité des bénéfices*. Pour autant qu'une forme spécifique puisse être donnée à cette fonction, il est possible de calculer ce que l'on appelle l'*équivalent certain* des bénéfices, lequel correspond à la probabilité que ces bénéfices se produisent. C'est cet équivalent certain qui sera introduit dans la formule coûts-bénéfices – voir l'annexe 3.A1.

- En situation d'*incertitude*, c'est-à-dire si la distribution des bénéfices (ou des coûts) n'est pas connue, l'ACB exige à tout le moins qu'une *analyse de sensibilité* soit réalisée. Une analyse de sensibilité requiert que les calculs nécessaires à la réalisation d'une ACB soient effectués en faisant varier la valeur des paramètres sur lesquels il y a de l'incertitude. Cette façon de procéder impose de formuler des hypothèses concernant les valeurs minimales et maximales probables, mais non quant à la distribution des valeurs à l'intérieur de cette fourchette. Supposons par exemple qu'un taux d'actualisation de 4 % soit pris pour valeur centrale, il serait également envisageable de retenir les taux de

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

2 % et 6 %, par exemple, dans une analyse de sensibilité. Il se peut que le signe des bénéfices nets ne soit pas affecté par le choix de l'une ou l'autre de ces dernières valeurs. Auquel cas, l'analyse est dite « robuste » pour ce qui est de ces hypothèses. Il est tout aussi bien possible que la modification des hypothèses ait des répercussions sur le résultat de l'ACB. Il faut alors s'interroger sur la pertinence des valeurs retenues.

- Toujours en cas d'incertitude, diverses règles de décision ont été proposées. Elles se résument essentiellement à établir les *matrices des gains* qui montrent l'effet exercé par certains « états de la nature » sur la valeur retenue pour un paramètre. Les bénéfices pourraient ainsi être de B1 si l'état de la nature 1 se produit, de B2 si c'est l'état de la nature 2 qui se concrétise, etc. Comme nous nous trouvons dans une situation d'incertitude, nous ne pouvons dire quelles sont les probabilités d'apparition de ces états de la nature. Les bénéfices pourraient à leur tour varier en fonction de certaines modifications de l'option retenue par les pouvoirs publics. Il en résulte que pour N états de la nature et S options (stratégies), le nombre des gains sera égal à NxS. Diverses règles de décision permettent alors de choisir la stratégie. Généralement, ces règles varient selon le degré d'optimisme ou de pessimisme du décideur. Quelqu'un de très optimiste pourrait immédiatement opter pour la stratégie offrant les plus grands gains, même si ceux qu'elle procure pour les autres états de la nature s'avèrent très faibles. Quelqu'un de très pessimiste pourrait ne voir que les résultats les plus défavorables et choisir une stratégie « supposant le pire », et ainsi de suite. Aucun critère simple ne permet de préférer une règle de décision à une autre : le choix dépend de l'état d'esprit du décideur.

3.9. Quels sont les gagnants et les perdants?

Le chapitre 2 a non seulement montré qu'il est difficile de dissocier les questions relatives à l'équité et à l'efficience mais aussi que les problèmes d'équité ont souvent occupé une place prépondérante dans le discours sur les décisions sociales. Cela porte à croire qu'une présentation sous forme de tableau des coûts et des bénéfices ne doit pas se contenter de faire apparaître quels en sont les montants globaux, conformément aux règles précédemment indiquées, mais aussi quels sont les gagnants et les perdants. Il peut en l'occurrence s'agir de différents groupes de population définis en fonction de leurs revenus, de leur appartenance ethnique, de leur situation géographique, etc. D'autres formes d'incidence sur la répartition peuvent par exemple avoir trait au partage des bénéfices et des coûts entre les entreprises et les consommateurs. On présuppose que l'analyse de la répartition s'intéresse à la valeur monétaire des bénéfices comme à celle des coûts. Cela soulève à son tour d'autres problèmes d'équité si les bénéfices et les coûts sont mesurés au moyen du consentement à payer, qui est lui-même limité par le revenu. Le moyen auquel il est traditionnellement fait appel pour éviter ce risque d'inéquité consiste à pondérer les valeurs monétaires des bénéfices et des coûts par des mesures de l'« intérêt social », ou par des coefficients de pondération au titre de l'équité. Le chapitre 15 examine en détail les problèmes d'équité.

3.10. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs

L'encadré 3.2 replace les considérations ci-dessus dans leur contexte tout en présentant la formule coûts-bénéfices et en indiquant quelles en sont les diverses composantes.

Encadré 3.2. **Formule générale coûts-bénéfices**

La formule générale coûts-bénéfices est présentée ci-dessous. Pour que l'évaluation *ex ante* de la contribution que le projet ou la politique apporte au bien-être social soit jugée acceptable, le résultat de cette formule doit être positif, c'est-à-dire que la valeur actuelle des bénéfices doit être supérieure à celle des coûts. Cette formule est présentée sous sa forme la plus générale, même si certains des facteurs qui y interviennent doivent encore être examinés en détail. Par exemple, les bénéfices et les coûts sont assortis de « coefficients de pondération » (w). Ceux-ci reflètent la valeur sociale attachée aux bénéfices (ou aux coûts) monétaires enregistrés par les différents individus ou groupes (i). Les plus pauvres peuvent ainsi se voir attribuer un coefficient de pondération plus élevé que les plus riches. Le chapitre 15 examine cette pondération « au titre de l'équité ». Dans ce chapitre, ces coefficients de pondération ont été supposés égaux à un. Dès lors les w disparaissent. Le taux d'actualisation est de même exprimé en fonction du temps et s'écrit donc s(t) et non simplement s, afin de tenir compte de la possibilité que s varie dans le temps, qui sera examinée au chapitre 13. Dans le présent chapitre, s est une constante, de sorte que c'est s et non s(t) qui apparaît dans la formule ci-dessous. Les bénéfices sont supposés s'accroître au fil du temps au taux e.y pour tenir compte de l'augmentation du revenu par habitant (taux de croissance = y) et de l'élasticité positive du consentement à payer par rapport au revenu (e). Il convient de noter que e.y n'a aucun rapport avec l'inflation. L'ajustement au titre de l'augmentation du montant unitaire du consentement à payer est supposé ne pas être pris en compte dans la valeur de B_t indiquée dans la formule. Il s'applique donc aux estimations des bénéfices futurs sans qu'aucune hypothèse préalable n'ait à être formulée quant aux valeurs relatives croissantes. L'accent circonflexe placé sur B et C indique qu'il s'agit des valeurs espérées des bénéfices et des coûts ou que ceux-ci sont ajustés en fonction des risques (ce qui correspond davantage à l'utilité espérée qu'à la valeur espérée). Enfin, T est l'horizon temporel, i la i^{me} personne concernée, et N le nombre de personnes dont les bénéfices et les coûts sont « pris en considération ». Il a déjà été mentionné qu'il n'existe aucune règle absolue pour déterminer T ou N :

$$\sum_{t,i}^{T,N} \frac{w_i.\hat{B}_{i,t}.(1+e.y_i)^t - w_i.\hat{C}_{i,t}}{(1+s(t))^t}$$

Lorsque la valeur des bénéfices ne connaît aucune augmentation réelle, qu'il n'y a pas lieu d'appliquer des coefficients de pondération au titre de l'équité et que le taux d'actualisation est constant, cette formule se réduit à celle plus souvent utilisée indiquée ci-après :

$$\sum_{t,i}^{T,N} \frac{\hat{B}_{i,t} - \hat{C}_{i,t}}{(1+s)^t}$$

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

ANNEXE 3.A1

Représentation formelle de quelques remarques au sujet de l'ACB

3.1. Échelle optimale

Soit Q l'échelle d'un projet ou d'une politique. Q peut par exemple désigner des kilomètres de route, des µg/m^3 d'un polluant atmosphérique, la demande biochimique en oxygène d'un cours d'eau, etc. Par conséquent, B(Q) est la *fonction de bénéfices* et C(Q) la *fonction de coûts*. Dans le cas des problèmes d'échelle, l'ACB vise à maximiser les bénéfices nets, soit :

$$\text{Max } B(Q) - C(Q) \qquad [A3.1]$$

Pour ce faire, la condition suivante doit être remplie :

$$\frac{\partial B}{\partial Q} - \frac{\partial C}{\partial Q} = 0 \qquad ou \qquad \frac{\partial B}{\partial Q} = \frac{\partial C}{\partial Q} \qquad [A3.2]$$

ce qui revient à dire que les avantages marginaux doivent être égaux aux coûts marginaux.

3.2. Valeurs actuelles et annuités

Dans une ACB, il est généralement préférable d'exprimer les coûts et bénéfices globaux suivant leur valeur actuelle. Pour ce faire, tous les coûts et bénéfices futurs doivent être actualisés, le taux d'actualisation étant le plus souvent supposé constant puis appliqué à toutes les années pertinentes conformément à la formule suivante :

$$VAN = \frac{B_1 - C_1}{(1+s)} + \frac{B_2 - C_2}{(1+s)^2} + \ldots.. + \frac{B_T - C_T}{(1+s)^T} \qquad [A3.3]$$

où T est la dernière année. Cette même information peut également être exprimée en *annuités*. Une annuité est simplement une valeur annuelle constante qui, après actualisation et agrégation, est égale à la valeur actuelle nette indiquée dans l'équation A3.3. La formule de calcul d'une annuité est la suivante :

$$VAN = \frac{SA}{s}\left[1 - \frac{1}{(1+s)^T}\right] \qquad [A3.4]$$

où SA est la somme annuelle constante (l'annuité) et T la période couverte par l'actualisation. La formule A3.4 peut être réécrite de la façon suivante :

$$SA = \frac{s.VAN}{1-(1+s)^{-T}} \qquad [A3.5]$$

Supposons par exemple qu'avec un taux d'actualisation de 5 % et si T = 30 ans, la VAN soit égale à 120 dans l'équation A3.4. Quelle est la somme annuelle constante (l'annuité) correspondante? Après substitution des symboles par ces valeurs dans l'équation A3.5, on obtient :

$$SA = \frac{(0.05)(120)}{1-(1.0.5)^{-30}} = \frac{6}{0.77} = 7.8$$

Une somme annuelle constante de 7.8 sur une durée de 30 ans équivaut donc à une valeur actuelle de 120, compte tenu de l'horizon temporel et du taux d'actualisation retenus. Il convient de noter que la VAN effective est alors la suivante :

$$VAN = SA.\sum_t \frac{1}{(1+s)^t} \qquad \text{[A3.6]}$$

Les tables d'actualisation indiquent généralement la somme des coefficients d'actualisation (qui correspond à la somme d'une progression géométrique), de sorte qu'elles permettent de convertir aisément les VAN en annuités. Ainsi, dans l'hypothèse d'un taux d'actualisation de 5 %, une somme annuelle de 1 USD sur une durée de 30 ans est égale à 16.37. Ce résultat permet de vérifier le calcul précédemment effectué puisque 120/16.37 = 7.8.

Il convient de noter que, à moins que le taux d'actualisation ne soit égal à zéro, les annuités impliquent toujours une actualisation puisqu'elles ne constituent qu'une autre façon d'exprimer une valeur actuelle. L'encadré 3.1 cite l'exemple d'une étude où les coûts et les bénéfices sont présentés sous la forme de sommes annuelles constantes, mais sans qu'il soit aucunement indiqué si celles-ci correspondent ou non à des annuités (ce qui est sans doute le cas).

3.3. Valeurs relatives croissantes

Une formule coûts-bénéfices permettant de calculer la VAN d'un flux d'avantages nets (BN = B-C) peut s'écrire de la façon suivante :

$$VAN = \sum_t \frac{BN_t.(1+e.y)^t}{(1+s)^t} \qquad \text{[A3.7]}$$

Elle se distingue d'une formule coûts-bénéfices classique en ceci qu'elle comporte au numérateur une expression visant à permettre des valeurs relatives croissantes. En l'occurrence :

e représente l'élasticité du consentement à payer par rapport au revenu, c'est-à-dire le pourcentage de variation du consentement à payer résultant d'un certain pourcentage de variation du revenu réel par habitant.

y correspond au taux de croissance du revenu réel par habitant.

On ne commence que depuis peu à disposer d'indications quant à la valeur probable de *e*. Il est vraisemblable que pour les actifs environnementaux *e* se situe aux alentours de 0.3 à 0.7 (Pearce, 2005). Pour toute année t, et si l'on retient une estimation médiane de 0.5 pour *e* et un taux de croissance du revenu réel de par exemple 2 %, le montant des bénéfices nets enregistrés au cours de cette année doit être multiplié par :

$1 + (0.5)(0.02)^t$

S'il s'agit de l'année 40, les avantages enregistrés l'année en question doivent être multipliés par 1.49. La prise en considération des variations des prix relatifs risque donc de modifier sensiblement le résultat d'une ACB.

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

3.4. Aversion à l'égard du risque

L'aversion à l'égard du risque survient lorsque le décideur montre une préférence en faveur ou en défaveur des bénéfices (ou des coûts). En d'autres termes, la moyenne de la distribution (c'est-à-dire la valeur espérée) ne constitue pas son seul souci. Pour une personne ayant de l'aversion à l'égard du risque, la fonction d'utilité des bénéfices prend une forme concave : l'utilité des bénéfices augmente, mais de moins en moins vite à mesure que leur valeur monétaire s'accroît. Cela révèle que les bénéfices monétaires possèdent une *utilité marginale décroissante*. La fonction d'utilité est représentée par U(B) dans le diagramme ci-dessous. Supposons que l'on ait l'absolue certitude que B_1 se produise, dans ce cas l'utilité espérée de B_1 est indiquée par $U(B_1)$. Il en est de même pour B_2. Considérons un point quelconque entre ces deux extrêmes, par exemple B*. C'est là une situation probabiliste où il existe une certaine probabilité (p) que B_1 se concrétise et une certaine probabilité (1-p) que ce soit B_2 qui se produise. D'où :

$$B^* = p.(B_1) + (1 - p).(B_2)$$

La ligne XY montre les valeurs de l'*utilité espérée* de B* pour diverses probabilités que X_1 ou X_2 se produisent. Par exemple, telle qu'elle apparaît dans le diagramme, la valeur espérée de B* est égale à EU(B*). Il convient de noter que EU(B*) est inférieure à U(B*), c'est-à-dire à l'utilité de B* lorsque l'on a la certitude que B* se produira. On peut résumer ce qui précède en disant que l'utilité de la valeur espérée de A* est plus élevée que la valeur espérée de l'utilité de A*. Cela indique que le caractère aléatoire des bénéfices impose au décideur un coût appelé *coût du risque*. En d'autres termes, dans les situations de risque et d'aversion à l'égard du risque, la VAN des bénéfices diminués des coûts sera moindre que dans celles de certitude ou d'indifférence à l'égard du risque. Il convient également de noter que l'utilité espérée de B* (qui résulte des probabilités en question) est égale à l'utilité tirée d'une moindre quantité de bénéfices correspondant à B#. En d'autres termes, nous pouvons écrire :

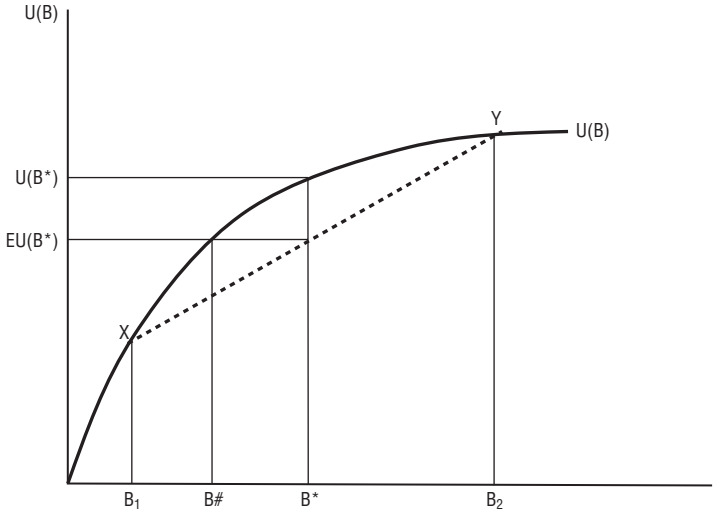
$$EU(B^*) = U(B\#)$$

Plusieurs moyens permettent de tenir compte du coût du risque dans une ACB. Les deux principales méthodes sont les suivantes :

a) Soustraire des avantages le coût du risque (les coûts sont supposés connus avec certitude). Pour reprendre les éléments du diagramme, cela revient à soustraire B* – B# des avantages enregistrés.

b) Ne pas tenir compte des avantages enregistrés tels qu'ils se présentent d'emblée, mais leur préférer leur équivalence certitude. Il s'agit de B# dans le diagramme.

Ces façons de procéder soulèvent d'énormes difficultés pratiques – pour un examen de celles-ci, voir Pearce et Nash (1981, chapitre 5).



ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

ISBN 978-92-64-01006-2
Analyse coûts-bénéfices et environnement
Développements récents
© OCDE 2006

Chapitre 4

Règles de décision

La règle de décision joue un rôle essentiel dans les dernières étapes d'une ACB. C'est en effet elle qui permettra de recommander (ou non) un projet ou une politique eu égard à leurs avantages par rapport aux coûts. Ce chapitre souligne que la valeur actuelle nette (VAN) ou les bénéfices nets constituent le critère qu'il convient d'appliquer pour exprimer les bénéfices et les coûts en une valeur synthétique unique. La règle de décision appropriée consiste à adopter tout projet présentant une VAN positive et à classer les projets en fonction de leur VAN. Toutefois, en cas de contraintes budgétaires, les critères de choix des projets ou des politiques sont plus complexes. La conclusion d'ensemble quant à la place prépondérante qui doit généralement être accordée à la règle fondée sur la VAN ne s'en trouve pas pour autant modifiée.

4.1. Introduction

À ce stade, nous avons montré que l'analyse coûts-bénéfices (ACB) part de l'hypothèse explicite qu'un projet ou une politique doivent être jugés socialement valables si leurs bénéfices sont supérieurs aux coûts qu'ils imposent. La formule appropriée pour exprimer l'intérêt social d'un projet n'a pas été examinée en détail, pas plus que des lignes directrices n'ont été proposées en vue d'aider au choix *entre* plusieurs projets. Ce chapitre se penche de façon relativement détaillée sur ce problème.

4.2. Contexte du choix

Une condition doit être remplie pour qu'un projet soit approuvé : les bénéfices actualisés doivent être supérieurs aux coûts actualisés. Cette règle peut s'écrire de la façon suivante :

$$VA(B) > VA(C)$$

ou encore :

$$VAN > 0$$

où $VA(B)$ désigne la valeur actuelle (brute) des bénéfices, $VA(C)$ la valeur actuelle brute des coûts et VAN la valeur actuelle nette (ou la valeur actuelle des bénéfices nets) de sorte que $VAN = VA(B) - VA(C)$, les valeurs actuelles étant calculées en appliquant le taux social d'actualisation.

Ainsi formulé, l'« intérêt » d'un projet peut être exprimé sous la forme d'une grandeur absolue unique, les coûts et les bénéfices étant mesurés dans la même unité (monétaire). Dans la pratique, la règle fondée sur la *VAN* doit être légèrement modifiée *a)* si la fonction objectif est assortie de certaines contraintes (voir par exemple le chapitre 16 sur la durabilité) et *b)* pour tenir compte des problèmes de répartition (chapitre 15) ou du risque et de l'incertitude (chapitre 10).

Les grands types de choix auxquels sont confrontés les décideurs peuvent être classés de la façon suivante :

4.2.1. Approbation ou rejet

Face à une série de projets *indépendants* et en l'absence de contraintes quant au nombre d'entre eux qui peuvent être engagés, le décideur doit déterminer ceux qui pourraient être valables, si tant est qu'il y en ait. La règle de décision doit permettre d'approuver ou de rejeter *chacun* des projets considérés individuellement. En d'autres termes, tout projet *i* dont les bénéfices sont supérieurs aux coûts doit être approuvé.

4.2.2. Classement

Si la disponibilité de certains intrants, tels que le capital, est limitée, il se pourrait bien que tous les projets réunissant les conditions requises pour être approuvés ne puissent être engagés. Ils doivent dans ce cas être classés, par exemple en fonction de leurs

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

bénéfices nets par ordre décroissant, conformément à la fonction objectif qui peut être déduite de ce qui précède. Cependant, bien que nous en fournissions plus bas une illustration simple, la règle de décision à appliquer lorsqu'il s'agit de choisir entre l'approbation et le rejet ne peut être si aisément généralisée aux situations de ce type.

Compte tenu que les ressources susceptibles d'être investies sont toujours limitées dans le secteur public, il n'est pas superflu d'examiner d'un peu plus près les effets de cette contrainte budgétaire sur la règle relative à la valeur actuelle nette. Le problème consiste à classer les projets par ordre de préférence et à déterminer quelle en est la combinaison optimale de sorte que leur coût total cumulé épuise le budget. Il est tentant de penser que le classement des projets en fonction de leur *VAN* permettrait d'y parvenir, mais ce n'est pas le cas en l'occurrence. Considérons l'exemple simple présenté au tableau 4.1.

Tableau 4.1. **Classement de projets indépendants**

Projet	Coûts (*C*)	Bénéfices (*B*)	*B* – *C*	*B*/*C*
X	100	200	100	2.0
Y	50	110	60	2.2
Z	50	120	70	2.4

Supposons que le capital disponible soit limité à 100 et qu'il n'en soit ainsi *que durant l'année où sont effectuées les dépenses en capital*. Le classement des projets en fonction de leur *VAN* est le suivant : X, Z, Y. X serait donc le seul projet sélectionné, les bénéfices nets étant de 100 et le budget étant épuisé. Un examen plus attentif du tableau montre toutefois que Y et Z pourraient être conjointement approuvés, leur *VAN* totale étant de 130 pour un même coût. L'exemple simple présenté dans ce tableau permet de constater que le classement en fonction des ratios bénéfices-coûts assure le choix de la meilleure combinaison de projets, à savoir Y et Z. Par conséquent, en cas de rationnement durant une seule période d'intrants constitués de ressources rares, les projets peuvent être classés en fonction de leurs ratios bénéfices-coûts. Le décideur procède par ordre décroissant, approuvant les projets dont les ratios bénéfices-coûts sont supérieurs à un, jusqu'à ce que le budget soit épuisé. (Cet exemple montre certes quelle peut être en l'occurrence l'utilité du ratio bénéfices-coûts, mais cet indicateur n'offre généralement qu'un intérêt bien plus limité s'il s'agit d'en faire un critère de décision coûts-bénéfices – voir la section 4.3.)

4.2.3. Choix entre des projets s'excluant mutuellement

Les projets ne sont souvent pas indépendants les uns des autres. Une certaine forme d'interdépendance apparaît lorsqu'un projet ne peut être entrepris que si un autre ne l'est pas – chacun d'eux constituant par exemple un moyen différent d'atteindre le même objectif. Ces projets s'excluent alors mutuellement et la règle de décision doit permettre au décideur de choisir entre les différentes options envisageables. Supposons par exemple que les projets présentés au tableau 4.1 s'excluent mutuellement, la règle de décision appropriée consisterait alors à choisir le projet offrant la plus forte *VAN* (ou, en cas de rationnement, celui ayant la *VAN* la plus élevée et dont le coût reste dans les limites du budget disponible).

Un cas particulier d'exclusion mutuelle spécialement intéressant se présente lorsqu'un projet peut être entrepris soit dès à présent, soit à une date ultérieure. Le problème tient au choix du bon moment pour démarrer le projet. Il s'agit du problème de

l'« échelonnement dans le temps » et, là encore, la règle de décision devrait formuler des recommandations à ce sujet. Dans certains cas, le report d'un projet à la période suivante pourrait par exemple procurer des bénéfices nets plus élevés que s'il était immédiatement entrepris. Il pourrait ainsi être intéressant de reporter un projet dont les coûts de construction sont exclusivement concentrés sur la période 0 et qui procure ensuite des bénéfices au cours des périodes 1 à n, si *i)* le rendement (actualisé) des sommes économisées du fait de la diminution des dépenses supportées au cours de la période de report (soit $[s \times C]/[1 + s]$, où s est le taux de rendement ou le taux social d'actualisation), *augmenté de ii)* le bénéfice (actualisé) obtenu au cours de la (nouvelle) période finale du projet (soit $B[1 + s]n^{+1}$), *est supérieur à iii)* le bénéfice auquel on renonce en procédant au report (soit $B/[1 + s]$). Mishan (1988) doute qu'il puisse y avoir un intérêt à pousser plus loin cette idée (et à tenter d'estimer la date optimale de démarrage des projets). Il n'en pourrait pas moins se révéler « à la limite » utile dans la pratique de se demander s'il est préférable de démarrer un projet pendant l'année en cours ou la suivante, par exemple.

Il convient de noter que le report se trouve en l'occurrence justifié par des considérations assez différentes de celles invoquées dans les débats plus récents sur l'opportunité de préserver autant que faire se peut les possibilités de choix. Dans notre exemple, les flux de coûts et de bénéfices sont connus avec certitude (ou du moins sait-on quelles sont leurs valeurs espérées). S'il existe une incertitude quant au flux de bénéfices nets associée à des éléments d'irréversibilité et que l'on a la possibilité d'en apprendre davantage grâce au report du projet, une valeur d'option se trouve, comme nous le verrons au chapitre 10, attachée à l'attente ou au renvoi de sa mise en œuvre jusqu'à ce que l'on en sache davantage sur les états de nature futurs.

4.3. Critères sur lesquels s'appuient les autres règles de décision

4.3.1. *Ratios bénéfices-coûts*

Une des règles de décision les plus fréquemment utilisées, en particulier au cours des premières années de l'application de l'ACB, s'appuyait sur les ratios bénéfices-coûts. Les règles générales sont alors les suivantes : *i)* approuver un projet si $VA(B)/VA(C) > 1$, *ii)* en cas de rationnement, classer les projets en fonction de leurs ratios $VA(B)/VA(C)$, ou *iii)* pour choisir entre des projets qui s'excluent mutuellement, opter pour le projet présentant le ratio bénéfices-coûts le plus élevé.

L'utilisation des ratios bénéfices-coûts en tant que critère de décision suscite de nombreuses difficultés qui sont bien connues.

Il est essentiel qu'aucune règle de décision ne soit sensible au classement des effets d'un projet parmi les coûts ou parmi les bénéfices. Tous les coûts doivent donc pouvoir être traités comme des bénéfices négatifs et tous les bénéfices comme des coûts négatifs. Pour ce qui est de la règle fondée sur la *VAN*, il devrait être évident que le résultat sera le même, où que se situe la ligne de partage. Le ratio bénéfices-coûts sera néanmoins affecté par le choix de cette ligne de partage puisqu'il aura une incidence sur les grandeurs inscrites au numérateur comme au dénominateur. Par conséquent, si un projet a des bénéfices (actualisés) de 10, 20 et 30 unités et des coûts (actualisés) de 10 et 20, il s'ensuit que le ratio bénéfices-coûts est égal à 2.0. Si toutefois les coûts de 10 sont considérés comme des bénéfices négatifs, ce ratio devient 50/20 = 2.5. Par ailleurs, les bénéfices actualisés diminués des coûts (c'est-à-dire la *VAN*) demeurent identiques, c'est-à-dire égaux à 30 unités, indépendamment de ce transfert.

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

Il pourrait à première vue paraître évident de distinguer les coûts d'un projet de ses bénéfices, par exemple en différenciant clairement les intrants (ou les dépenses) des résultats. La tâche risque toutefois de se révéler bien plus compliquée dans certains cas. La fourniture de certaines aménités environnementales telles que des modifications du paysage rural ou la réintroduction dans un espace naturel d'une espèce de loup charismatique mais prédatrice localement éteinte, pourraient ainsi être considérées comme un bien par certains ménages mais comme une nuisance par d'autres. Il est fort probable que ces derniers aient un consentement à payer négatif pour ce changement – voir le chapitre 8. Si le changement en question a effectivement lieu, ces ménages enregistreront des bénéfices négatifs. Cet impact pourrait cependant tout aussi bien apparaître comme un coût du projet.

Outre sa sensibilité à la classification des coûts et des bénéfices, la règle de décision fondée sur ces ratios est inappropriée en cas d'exclusion mutuelle. Réexaminons le tableau 4.1 en supposant à présent que les projets s'excluent mutuellement : ils pourraient par exemple correspondre à différentes options d'investissement destinées à accroître la capacité du réseau d'égouts en vue de réduire les quantités d'eaux de pluie qui se déversent dans une grande rivière. Chacune de ces options, *X*, *Y* et *Z*, se caractérise par ses propres coûts de construction et de maintenance, etc., et varie du point de vue de l'efficacité avec laquelle elle réduit les effets préjudiciables des dépassements de la capacité du réseau d'égouts. Le projet *X* dont les coûts sont de 100 et dont les bénéfices s'élèvent à 200 offre donc une *VAN* de 100. Il doit être préféré aux projets *Y* et *Z* dont les *VAN* sont respectivement de 60 et 70. Toutefois, si l'on en juge d'après les ratios, *X* apparaît comme l'option la moins souhaitable étant donné que son ratio n'est que de 2.0 contre 2.2 pour *Y* et 2.4 pour *Z*. Cependant, le choix de l'option *Z* (qui exclut toutes les autres) ferait perdre les 30 unités de bénéfices nets dont on aurait bénéficié si la décision d'approbation ou de rejet des différentes options s'était fondée sur les *VAN*.

En général, rien n'interdit d'utiliser les ratios bénéfices-coûts en guise de critère de décision en dehors de la situation de *rationnement* examinée au point 4.2.2 ci-dessus.

4.3.2. Taux de rendement interne

La règle fondée sur la valeur actuelle nette exige d'avoir recours à un taux social d'actualisation préétabli pour actualiser les bénéfices et les coûts à venir. Une autre possibilité consiste à calculer le taux d'actualisation qui conférerait au projet une *VAN* égale à zéro puis à comparer le « taux permettant de résoudre cette équation » avec le taux social d'actualisation préétabli. En d'autres termes, les flux de bénéfices et de coûts se présentent sous la forme suivante :

$$B_0 - C_0 + \frac{B_1 - C_1}{(1+i)} + \frac{B_2 - C_2}{(1+i)^2} + \ldots + \frac{B_T - C_T}{(1+i)^T} = 0$$

où *i* est le taux d'actualisation qui permet de résoudre cette équation.

Une fois *i* déterminé, la règle à appliquer pour approuver ou rejeter les différentes options et pour les classer consiste à adopter tout projet dont le taux de rendement interne (*TRI*) est supérieur au taux social d'actualisation préétabli. Comme pour la règle fondée sur la *VAN*, il demeure alors essentiel de choisir un taux d'actualisation acceptable.

L'évaluation des projets au sein de la Banque mondiale offre un exemple de recours au *TRI*. Bien que la règle fondée sur la *VAN* constitue le principal critère utilisé par la Banque

pour évaluer les projets (Belli *et al.*, 1998), beaucoup de ses documents concernant ces derniers font référence au taux de rendement économique (qui équivaut au *TRI* dans une analyse coûts-bénéfices puisque le terme « économique » révèle l'adoption d'une interprétation sociale des intrants et des résultats plus large que dans l'analyse financière ou dans celle des flux de trésorerie). Le calcul du *TRI* constitue de nos jours une tâche assez simple compte tenu de la puissance des outils informatiques et de la convivialité des tableurs à notre disposition. C'est certes là une bonne chose, mais cette facilité d'estimation du *TRI* ne signifie pas pour autant que celui-ci présente un quelconque intérêt (par exemple par rapport à la *VAN*) en tant que critère de décision pour l'analyse des projets.

Les arguments en faveur de l'estimation du *TRI* reposent pour l'essentiel sur le fait que celui-ci est largement admis et bien connu. On affirme souvent que le concept de « taux de rendement » est relativement familier pour les décideurs et que le *TRI* est par voie de conséquence une statistique synthétique plus aisément compréhensible que la *VAN*. De surcroît, si le taux social d'actualisation – auquel *i* (tel que défini ci-dessus) doit être comparé – équivaut au coût d'opportunité du capital, le *TRI* constitue effectivement un critère permettant de déterminer si le projet atteint un rendement social supérieur à celui qui pourrait être obtenu en investissant ailleurs les ressources économiques (par exemple Boardman *et al.*, 2001). Bien entendu, le calcul de la valeur actuelle nette permet lui aussi de disposer de cette information, mais conjuguée au point précédent, cette remarque pourrait donner à penser que l'approche fondée sur le *TRI* présente un certain intérêt. Il n'en reste pas moins que cette approche souffre par ailleurs d'un plus grand nombre d'inconvénients qui sont bien connus.

Une de ses faiblesses les plus notables apparaît lors de la comparaison de projets qui s'excluent mutuellement, comme le montre l'exemple ci-dessous. Le tableau 4.2 présente en guise d'illustration deux projets *X* et *Y*, ayant chacun une durée de vie de 10 ans (les coûts étant supportés pendant la première période de la durée de vie du projet et les bénéfices étant enregistrés depuis la période suivante jusqu'à l'achèvement du projet). La règle fondée sur le *TRI* amène à préférer le projet *X*, alors que d'après celle fondée sur la *VAN*, *Y* doit être préféré à *X* (pour un taux social d'actualisation supposé égal à 8 %). La règle fondée sur le *TRI* induit en l'occurrence en erreur puisqu'elle est défavorable à *Y* du fait de l'importance relative de ses dépenses ou coûts en capital. Autrement dit, le choix du projet *X* (et le rejet de *Y*) entraînera la perte de 2.72 unités d'avantages nets.

Tableau 4.2. **Choix des projets à l'aide de la règle relative au TRI**

Projet	Coûts	Bénéfices	*TRI*	*VAN à 8 %*
X	2	0.40	14 %	3.39
Y	4	0.75	12 %	7.11
"Y – X"	2	0.35	10 %	…

Dans de tels cas, deux conditions doivent être respectées : le projet *Y* n'est préférable au projet *X* que si et seulement si $i_Y > s$ et si $i_{(Y-X)} > s$, où *i* est le *TRI* et *s* le taux social d'actualisation préétabli. La règle de décision ainsi formulée exige donc de calculer le taux de rendement du projet fictif « *Y – X* » – c'est-à-dire la différence entre les dépenses en capital imposées par chacun de deux projets. Puisque le *TRI* de *Y – X* est supérieur au taux social d'actualisation préétabli de 8 %, c'est le projet de plus vaste envergure qui doit être

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

préféré. Dans le cas (qui n'est pas si rare) où l'on aurait à choisir entre plus de deux options s'excluant mutuellement, cette évaluation en deux étapes s'avère assez laborieuse. Les analystes des projets pourraient bien entendu en conclure qu'il convient dès lors de se soucier exclusivement de la *VAN*. (Le problème des contraintes budgétaires – c'est-à-dire celui du rationnement de ressources financières rares – soulève à l'évidence d'autres difficultés. Cela reviendrait cependant à dire que certains projets peuvent ne pas constituer des options réalisables quels que soient leur *VAN* ou leur *TRI* ou leur ratio bénéfices-coûts.)

Les règles de décision fondées sur le *TRI* présentent encore d'autres inconvénients, dont leur sensibilité à la durée de vie économique et à l'étalement dans le temps des bénéfices.

Le premier de ces problèmes survient lorsqu'il s'agit de comparer des projets caractérisés par des durées de vie économique de longueur différente. Une règle de décision fondée sur le *TRI* risque en effet d'aboutir à une surestimation de l'intérêt d'un projet ayant une courte durée de vie. La raison en est que le *TRI* est non seulement fonction des périodes de temps considérées mais aussi du volume des dépenses en capital. Ainsi, 1 USD investi aujourd'hui offre un *TRI* de 100 % s'il atteint une somme cumulée de 2 USD à la fin de l'année. Comparons ce chiffre à un investissement de 10 USD qui s'élèverait à une somme cumulée de 15 USD, soit un *TRI* de 50 %. Par conséquent, la règle fondée sur le *TRI* classerait le premier projet devant le second. Cependant, compte tenu que les *VAN* de ces projets représentent respectivement 1 USD et 5 USD, choisir le premier supposerait de faire le sacrifice de 4 USD de bénéfices nets.

Le second de ces problèmes tient au fait qu'il est fréquent que les projets ne puissent procurer de bénéfices avant de nombreuses années (certains projets d'infrastructure peuvent ainsi exiger de longs ntravaux de construction avant de générer un flux de bénéfices) : en d'autres termes, ils se caractérisent par de longues périodes de « gestation ». Le *TRI* tendra à être plus faible pour ces projets que pour ceux dont les bénéfices sont plus inégalement répartis dans le temps, bien que la *VAN* du premier puisse être plus élevée. Le problème est en l'occurrence fondamentalement le même que dans le paragraphe précédent : le *TRI* privilégiera les projets dont les bénéfices sont « concentrés » dans la première partie de leur durée de vie économique.

Un autre problème en rapport avec la dimension temporelle concerne la possibilité que le taux d'actualisation varie dans le temps. Si le taux social d'actualisation évolue au cours du temps, le calcul du *TRI* ne facilite pas les comparaisons. Dans le cas d'un taux d'actualisation décroissant (voir le chapitre 13), si le *TRI* est de 10 % et que le taux social d'actualisation tombe par exemple de 8 % à 4 % au cours de la durée de vie du projet, la situation est relativement simple. Si par contre le taux social d'actualisation est de 12 % et passe à 8 %, aucun critère simple n'indique s'il faut approuver ou rejeter le projet. La règle fondée sur la *VAN* permet de prendre aisément en compte dans le calcul les variations du taux d'actualisation.

Pour finir, un autre facteur complique encore la situation : il n'est pas exclu que plusieurs taux puissent résoudre l'équation de calcul du *TRI*. Le nombre de ces taux est de façon générale égal à celui des changements de signe du flux d'avantages nets. Si pour un projet, il existe deux taux permettant de résoudre l'équation, par exemple 6 % et 10 %, et si le taux social d'actualisation est de 8 %, aucun critère ne semble permettre de trancher clairement dans un sens ou dans l'autre. De tels cas posent à l'évidence problème dans la pratique.

4.3.3. Autres considérations

La règle fondée sur la *VAN* constitue certes le principal critère d'approbation ou de rejet des projets mais il convient de rappeler qu'elle ne s'applique qu'à ceux qui sont effectivement envisagés (comme l'ont récemment fait remarquer Boardman *et al.*, 2001). Autrement dit, elle ne vaut que pour les projets expressément soumis à l'attention du spécialiste de l'analyse coûts-bénéfices. Seule peut donc être calculée la *VAN* des projets que celui-ci est autorisé à examiner – le projet le plus efficient devant par voie de conséquence être choisi parmi eux. Cela peut paraître à première vue aller de soi, mais n'en demeure pas moins important, puisque le processus d'élaboration de projets peut être lui-même assorti de certaines restrictions d'ordre politique. On peut difficilement considérer qu'il s'agisse là d'une nouveauté. Dasgupta et Pearce (1972) distinguaient ainsi les grands objectifs stratégiques (équilibre régional, équité de la répartition des revenus, etc.) des autres, peut-être moins souhaitables ou dignes d'intérêt d'un point de vue social, ce qui pourrait amener à écarter certains projets pour des raisons de nature politique. Il serait tentant d'en déduire que les analystes des projets pourraient être amenés à trancher par eux-mêmes certaines questions. Ce point est toutefois controversé et suscite des avis divergents quant au rôle que doivent jouer ces derniers, comme le font clairement apparaître les « premières » réflexions sur le sujet, telles que celles de Dasgupta et Pearce. Il n'est sans doute pas surprenant que les textes sur l'analyse coûts-bénéfices moderne paraissent pour une large part esquiver pour le meilleur ou pour le pire ce débat sans doute insoluble *mais néanmoins* important (voir le chapitre 18).

4.4. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs

La valeur actuelle nette ou les bénéfices nets constituent le critère qu'il convient d'appliquer pour exprimer les bénéfices et les coûts en une valeur synthétique unique. La règle de décision appropriée consiste à adopter tout projet présentant une *VAN* positive et à classer les projets en fonction de leur *VAN*. Toutefois, en cas de contraintes budgétaires, les critères sont plus complexes. Si ces contraintes – telles que le manque de capitaux – ne s'exercent que sur une seule période, il est possible d'avoir recours aux ratios bénéfices-coûts pour classer les projets. Le ratio bénéfices-coûts ne présente par ailleurs guère de caractéristiques qui permettent de le recommander en tant que règle de décision pour le choix des projets. De l'avis général, le *TRI* ne devrait pas être utilisé pour classer et sélectionner les projets s'excluant mutuellement. Lorsqu'un projet constitue la seule alternative au *statu quo*, il s'agit de savoir si le fait de connaître le *TRI* permet de disposer d'un surcroît d'informations digne d'intérêt. Les opinions divergent à cet égard. Certains font valoir qu'il n'est guère utile de calculer une statistique qui est soit de nature à induire en erreur, soit tributaire de la *VAN*. D'autres estiment que le *TRI* a un rôle à jouer dans la mesure où il donne une indication claire de la sensibilité des bénéfices nets d'un projet au taux d'actualisation. La conclusion d'ensemble quant à la place prépondérante qui doit généralement être accordée à la règle fondée sur la *VAN* ne s'en trouve pas pour autant modifiée, quel que soit le point de vue adopté en la matière.

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

ISBN 978-92-64-01006-2
Analyse coûts-bénéfices et environnement
Développements récents
© OCDE 2006

Chapitre 5

Coûts des politiques et des projets

Ce chapitre présente un éventail de problèmes auxquels sont confrontés les praticiens lorsqu'ils s'efforcent de mesurer aussi précisément que possible les coûts des projets et des politiques, ainsi qu'une gamme de solutions à leur disposition. Par exemple, les coûts de mise en conformité avec les réglementations et ceux des grands projets seront sans doute extrêmement incertains tout en risquant d'avoir une incidence notable sur les autres coûts et prix au sein de l'économie. Si tel est le cas, les coûts de mise en conformité imposés par la mise en œuvre d'une politique devraient dans l'idéal être estimés à l'aide d'une analyse d'équilibre général, approche qui a ses partisans et ses détracteurs. Un autre problème tient au fait que les responsables politiques sont très sensibles aux effets de la réglementation sur la compétitivité et l'emploi. Pour décider si ces préoccupations doivent ou non être prises en considération dans une ACB, il convient de procéder à un examen approfondi, la réponse à cette question pouvant par ailleurs dépendre du type d'économie considéré. Il peut néanmoins être souhaitable de rendre séparément compte des effets sur l'emploi, par exemple. Enfin, les politiques qui visent à atteindre un seul objectif d'ensemble peuvent avoir des effets secondaires dans d'autres domaines d'action (comme c'est le cas des gaz ayant un effet sur le climat et des polluants atmosphériques produits conjointement). Bien que les bénéfices soient fréquemment additionnés, certains experts ont mis en doute le bien-fondé de cette façon de procéder.

5.1. Calcul des coûts et des avantages : un peu de terminologie

Il semble juste d'affirmer que les praticiens de l'ACB ont accordé davantage d'attention aux problèmes complexes d'évaluation des bénéfices et des dommages environnementaux qu'aux coûts de mise en œuvre des politiques et des projets. Le « calcul des coûts » constitue en effet davantage un problème comptable que de nature économique et cette activité paraît par ailleurs assez ennuyeuse et inintéressante. Il est pourtant de la plus haute importance de mesurer aussi précisément que possible les coûts des politiques et des projets dans la pratique.

Il peut être utile de préciser certains termes dès le départ, car il est facile de s'y perdre. Nous nous intéressons avant tout aux politiques et aux projets ayant d'importants impacts sur l'environnement. Lorsque de tels impacts entraînent des pertes environnementales, celles-ci sont désignées par le terme « coûts des dommages » ou, pour être plus précis, « coûts des dommages environnementaux ». Ces coûts sont évalués à l'aide de la valeur économique totale (VET), notion qui sera présentée au chapitre 6. La VET correspond pour l'essentiel à la valeur économique attribuée aux actifs environnementaux considérés, telle qu'elle est mesurée par le CAP pour assurer leur sauvegarde. Un projet ou une politique peuvent avoir un impact négatif sur la VET, de sorte que nous pouvons écrire :

$$\textit{Coûts des dommages} = -\Delta VET \qquad [5.1]$$

où Δ signifie simplement « variation de ». Lorsqu'un projet ou une politique *évitent qu'un actif environnemental n'enregistre une diminution* (quantitative ou qualitative), la baisse des coûts des dommages est égale à l'augmentation de la VET par rapport à ce qu'elle aurait été si rien n'avait été fait, soit :

$$\textit{Avantages} = \textit{Dommages évités} = +\Delta VET \qquad [5.2]$$

Une formule similaire s'applique lorsqu'une politique ou un projet entraînent une augmentation quantitative ou une amélioration qualitative d'un actif environnemental :

$$\textit{Bénéfices} = +\Delta VET \qquad [5.3]$$

Si une politique entraîne un dommage environnemental, la diminution de la VET qui s'ensuit doit être additionnée à tous les autres coûts de cette politique – cela correspond à l'équation [5.1]. Si les équations [5.2] ou [5.3] s'appliquent, les dommages évités ou l'augmentation de la VET représentent pour leur part des bénéfices environnementaux. Malheureusement, dans une grande partie des travaux publiés le terme « coût » apparaît sans aucun qualificatif et le lecteur en est parfois réduit à se demander s'il renvoie à des dommages, à des bénéfices ou à quelque autre type de coûts. Cette confusion pourrait être en grande partie évitée en ajoutant systématiquement la précision « des dommages » après le terme « coûts » lorsqu'il s'agit de pertes environnementales.

Les coûts d'une politique (ou d'un projet) correspondront à la somme des éléments suivants :

- Les coûts des ressources nécessaires à la mise en œuvre de la politique ou du projet. Ils sont généralement appelés « coûts de mise en conformité » et sont supportés par le secteur des entreprises comme par les ménages.

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

- Les coûts de la réglementation, le cas échéant, c'est-à-dire les coûts imposés aux pouvoirs publics par la mise en œuvre de la politique.
- Tous les coûts des dommages tels qu'ils ont été définis plus haut.

Le reste de ce chapitre mettra l'accent sur les coûts de mise en conformité et sur les coûts de réglementation. Les coûts des dommages sont examinés dans les chapitres sur l'estimation des bénéfices (puisque les coûts des dommages évités constituent une catégorie de bénéfices).

5.2. Optimisme et pessimisme dans l'estimation des coûts

Les coûts de mise en conformité ne sont pas nécessairement faciles à mesurer. Ils comprennent avant tout les coûts en capital et les coûts de mise en œuvre du projet ou de la politique. Les coûts directs peuvent toutefois être « répercutés » sur d'autres agents au sein de l'économie, créant ainsi des effets d'équilibre général (section 5.3). En principe, ces coûts additionnels doivent être pris en considération. Les politiques peuvent également avoir l'effet inverse : elles peuvent stimuler le progrès technique, lequel réduit les coûts de mise en conformité, si ce n'est immédiatement du moins dans le futur. Il peut être assez difficile de prévoir ces évolutions des coûts futurs du fait de l'asymétrie de l'information. Autrement dit, les organismes de réglementation et les pouvoirs publics peuvent ne pas savoir quel est le montant probable des coûts effectifs supportés pour se mettre en conformité avec une réglementation tout simplement parce qu'ils ne disposent pas des informations nécessaires sur ce que les entreprises voire même les ménages pourraient faire pour la respecter. Les coûts de mise en conformité se révèlent souvent bien moindres que prévu. La politique considérée peut en effet inciter ceux qui doivent la respecter à rechercher des moyens moins coûteux de se mettre en conformité. Il est en partie possible que les entreprises et les ménages exagèrent délibérément le montant probable des coûts de mise en conformité afin d'entraver l'adoption de la politique. Une fois celle-ci adoptée, le « vrai » montant des coûts de mise en conformité, qui est moins élevé, apparaît au grand jour. Si l'un au moins de ces deux effets se fait sentir, ont parle de « pessimisme en matière de coûts » : les coûts seront évalués *ex ante*. L'optimisme en matière de coûts est toutefois également possible, les coûts probables étant alors sous-estimés *ex ante*. Il existe diverses raisons à cela. Dans le cas des projets, et plus particulièrement des grands ouvrages publics, il se peut que leurs promoteurs se soient tout simplement trompés dans les calculs. En l'occurrence, ils ne sont guère incités à surestimer les coûts puisqu'ils risqueraient fort d'être évincés lors de l'adjudication de l'appel d'offres en vue de la réalisation du projet. Ils tableront plutôt sur l'obtention du projet, quitte à invoquer ultérieurement des dépassements des coûts prévus. Bon nombre de grands projets sont par ailleurs « uniques en leur genre » dans la mesure où ils font appel à de nouvelles technologies ou de nouvelles activités sans précédent direct. Les estimations des coûts ne correspondent alors pas à des prévisions précises mais ne constituent que de simples approximations.

Il n'est pas aisé de tenir compte de l'optimisme et du pessimisme en matière de coûts. Pour ce qui est des promoteurs, une solution consiste à vérifier ce qu'il en a été par le passé – c'est-à-dire à établir avec quelle fréquence ils ont mené à bien des projets en respectant les délais et le budget prévus. L'estimation des coûts des politiques peut être bien plus complexe, surtout lorsque l'on ne dispose guère d'informations sur la mise en œuvre de mesures similaires. Une des raisons de la préférence (générale) des économistes pour les

« instruments fondés sur le marché » (taxes, permis négociables, etc.) tient au fait qu'ils tendent à réduire au minimum les coûts de mise en conformité. Pour résumer, les politiques peuvent souvent être assorties de certaines exigences quant à l'instrument d'action à mettre en œuvre pour limiter dans toute la mesure du possible les coûts de mise en conformité.

5.3. Analyse d'équilibre général

L'estimation des coûts de mise en conformité devient complexe dans le cas des projets ou politiques « non marginaux », c'est-à-dire lorsque ceux-ci ne peuvent être étudiés au moyen de cadres d'analyse d'équilibre partiel. Quant aux projets marginaux, l'estimation des coûts peut être effectuée à l'aide d'une approche relativement restreinte, c'est-à-dire sur la base de la valeur (sociale) des coûts directs imposés par leur mise en œuvre. Cependant, pour ce qui est des grands projets ou de ceux non marginaux, la notion de coûts doit couvrir un plus large éventail d'impacts. Par exemple, les politiques environnementales telles que l'application d'une taxe sur l'énergie n'imposeront pas uniquement des coûts aux secteurs économiques qui y sont assujettis. Les autres secteurs qui acquièrent quant à eux des intrants énergétiques dont le prix est désormais plus élevé sont également affectés par cette politique, et ainsi de suite. Il n'est pas difficile d'imaginer d'autres politiques et programmes environnementaux dont les impacts potentiels s'étendraient bien au-delà des secteurs directement visés par les mesures considérées. Chaque fois qu'il en est ainsi, il importe que ces « retombées » ou ces coûts indirects soient également estimés si l'on veut en apprendre davantage sur les impacts d'un projet.

Il en résulte qu'il faut trouver un moyen d'identifier tous les effets directs *et* indirects de la variation des prix relatifs entraînée par les mesures prises dans le cadre d'une politique donnée (que ces effets prennent la forme de gains ou de pertes). Dans certains cas, on pourrait se limiter aux seuls impacts indirects jugés empiriquement importants. Dans d'autres, cependant, il pourrait être indispensable de prendre en considération l'ensemble de l'économie, avec tous les problèmes de calcul que cela entraîne. Les propositions qui ont été faites en vue de relever ce défi révèlent l'inévitable complexité de la tâche. Néanmoins, comme cela a été précédemment mentionné dans cette section, les récents développements ont au moins permis que les impacts des projets non marginaux soient régulièrement et systématiquement examinés.

Le recours croissant aux modèles d'équilibre général calculables (EGC) en offre un exemple remarquable. Il s'agit de modèles de l'économie nationale (ou de certains de ses sous-secteurs) qui décrivent les liens entre les secteurs qui la composent. Le tableau d'entrées-sorties (TES) établi dans le cadre de la comptabilité nationale constitue d'ordinaire un point de départ pour la construction de tels modèles. Un TES est une matrice symétrique qui décrit les transactions entre de nombreux secteurs économiques, les achats d'intrants de chacun d'eux étant inscrits dans les colonnes, alors que les lignes font apparaître leurs ventes de produits. Les modèles d'EGC apportent quelque chose de plus à cette description mécaniste des relations entre les différents secteurs de l'économie : ils formulent des hypothèses standard quant au comportement économique des ménages, des entreprises et des administrations publiques. La réaction de l'économie dans son ensemble à un changement entraîné par la mise en œuvre d'une politique est donc analysée grâce à ces données sur les relations intersectorielles, conjuguées à des hypothèses sur le comportement des agents.

Conrad (1999) a décrit avec précision quelle est fondamentalement la structure de cette analyse. Partant d'un scénario de base qui indique les valeurs effectives des variables économiques pour une année de référence, un changement (non marginal) entraîné par la mise en œuvre d'une politique donnée est modélisé comme un choc exogène à l'origine d'une modification des prix relatifs auxquels sont confrontés les agents économiques d'un pays. Il pourrait par exemple en être ainsi à la suite de l'instauration d'une taxe ou d'une réglementation ayant pour effet d'augmenter le prix de l'énergie produite à partir de combustibles fossiles. Il s'ensuit un nouvel équilibre, les valeurs des variables clés endogènes au modèle, telles que le volume de la production économique, étant modifiées en conséquence. Une comparaison des deux séries de valeurs (c'est-à-dire « avant » et « après » le changement entraîné par la politique considérée) indique l'impact économique des mesures prises. Cette estimation présente une caractéristique importante : elle tient compte de tous les effets (mesurables) directs et indirects de la politique en question. À titre d'illustration, dans une application novatrice et très souvent citée des modèles d'EGC au domaine de l'environnement, Hazilla et Kopp (1990) ont examiné les coûts imposés à l'économie dans son ensemble par les lois sur la pureté de l'air et de l'eau en vigueur aux États-Unis. Cette étude est parvenue à la conclusion que, bien que juste un peu plus d'un tiers des secteurs économiques aient été *directement* touchés par ces programmes aux États-Unis, la totalité de ces secteurs ont été *indirectement* affectés. Ces impacts indirects ont par exemple pris la forme d'une augmentation des coûts de production et d'une diminution proportionnelle de la productivité.

Les modèles d'EGC offrent l'avantage de procéder à une analyse extrêmement détaillée des retombées économiques d'un projet ou d'une politique donnés. Ils risquent néanmoins de présenter, comme toute approche analytique, un certain nombre d'inconvénients.

Premièrement, les modèles d'EGC sont généralement de nature statique, dans la mesure où les états d'équilibre avant et après la mise en œuvre de la politique sont comparés comme si le passage de l'un a l'autre était instantané. Il ne s'ensuit toutefois pas nécessairement une absence totale d'informations sur les ajustements technologiques ni que des modèles plus complexes ne puissent tenir compte de certains éléments dynamiques lorsqu'une politique est à l'origine de changements étalés dans le temps.

Deuxièmement, il importe que de tels modèles reflètent de façon réaliste les relations entre les différents secteurs. Bien entendu, dans la pratique, il est difficile de décrire ou d'interpréter la réalité économique de manière suffisamment simple pour que les divergences entre les résultats fournis par les différents modèles puissent refléter les incertitudes quant aux principaux paramètres économiques. C'est le problème du calibrage des modèles d'EGC, qui revêt une grande importance si l'on veut que les résultats qu'ils permettent d'obtenir puissent être considérés comme quelque chose de plus qu'une simple conséquence des hypothèses ayant présidé à leur élaboration.

Troisièmement, les modèles d'EGC constituent un complément des analyses coûts-bénéfices qui non seulement s'avère onéreux mais exige en outre beaucoup de temps. Cet inconvénient pourrait certes être dans une certaine mesure atténué en ayant recours aux modèles existants pour tenter de répondre aux interrogations soulevées par la mise en œuvre de nouvelles politiques, ce problème particulier amène presque inévitablement à se demander dans quels cas il est nécessaire de procéder à une évaluation des effets d'équilibre général et dans quelles circonstances on peut s'en abstenir. Malheureusement,

comme l'ont fait remarquer Kopp *et al.* (1997), mis à part quelques règles empiriques, il n'est guère possible de formuler de recommandations particulières en la matière. Il pourrait par exemple être utilement fait appel aux modèles d'EGC quand les mesures envisagées risquent d'avoir une incidence sur des secteurs très intégrés (lorsque cette intégration résulte de l'achat d'un bien intermédiaire largement utilisé tel que l'énergie) ou que les coûts directs paraissent de l'avis général si importants que d'importantes retombées paraissent quasiment inévitables dans la pratique. Conrad (1999) note ainsi qu'il est vraisemblablement d'autant plus impérieux d'adopter des approches d'équilibre général que les politiques environnementales deviennent plus strictes (si l'on veut réellement savoir quels sont les véritables coûts des mesures correspondantes). Bien entendu, les études fondées sur les modèles d'EGC peuvent elles-mêmes constituer une source d'enseignements sur l'éventuelle nécessité de procéder à l'avenir à ce type d'analyses en évaluant l'importance relative des effets directs et indirects dans le cadre de diverses politiques.

5.4. Impacts sur la compétitivité

Les ACB classiques se sont généralement limitées à déterminer l'ampleur globale des coûts et des bénéfices et peut-être aussi leur incidence sur la répartition. Aujourd'hui, la plupart des gouvernements se soucient de l'impact que les politiques réglementaires risquent d'exercer sur la compétitivité (les projets d'investissement ne suscitent généralement pas les mêmes préoccupations).

On ne sait cependant toujours pas avec certitude ce que l'on entend par problème de compétitivité. Krugman (1996) note que la plupart des préoccupations relatives à la « compétitivité » sont incompatibles avec les fondements de la théorie du commerce international :

> « Bien que des personnes influentes aient utilisé le terme "compétitivité" pour dire que les pays sont en concurrence tout comme les entreprises, les économistes professionnels savent très bien qu'il s'agit là d'une piètre métaphore. C'est en fait là une vision du monde qui contredit à tel point ce que la théorie du commerce international la plus élémentaire nous enseigne que les économistes ont dans l'ensemble été tout simplement incapables de comprendre que c'est ce qu'ont en tête les personnes apparemment cultivées lorsqu'elles parlent de compétitivité. »

Les remarques de Krugman sont certes valables lorsqu'il s'agit des pays, mais la notion de compétitivité a davantage de sens dans le cas des entreprises. Il est possible de distinguer plusieurs types d'impacts. Tout d'abord, toute mesure prise par les pouvoirs publics peut en soi contribuer à renforcer les caractéristiques monopolistiques d'un secteur d'activité. Tel sera le cas si la mesure en question accroît les obstacles auxquels se heurtent les nouveaux entrants – par exemple en rendant très onéreux l'achat d'équipements antipollution ou en n'accordant de permis de polluer qu'aux entreprises existantes – ou si elle encourage les fusions d'entreprises au sein du secteur. Cette mesure risque par ailleurs d'imposer des coûts supplémentaires à un secteur d'activité sans que ses concurrents étrangers aient à supporter les mêmes coûts. Bien qu'un grand nombre de variables (telles que les variations des taux de change) affectent les prix en vigueur sur les marchés internationaux, les pouvoirs publics sont généralement très sensibles à ces facteurs de hausse des coûts. Dans l'ensemble, donc, les ACB modernes tendent à être accompagnées d'un rapport concernant les impacts sur la compétitivité. Tous les coûts

encourus ne sont en règle générale pas pris en considération dans l'ACB mais ils pourraient théoriquement l'être.

5.5. Bénéfices complémentaires

L'ACB exige que tous les avantages d'une politique ou d'un projet soient comptabilisés parmi ses bénéfices globaux conformément au principe déjà évoqué au chapitre 3. La question de savoir « quand s'arrêter » se pose cependant dans certains cas. Par exemple, les mesures de lutte contre le réchauffement planétaire seront axées sur les émissions de gaz à effet de serre. Le dioxyde de carbone est le principal d'entre eux. Les émissions de dioxyde de carbone sont toutefois dues à un très grand nombre d'installations et de sources mobiles : usines, logements et véhicules. Les mesures destinées à limiter ces émissions s'accompagnent nécessairement d'une réduction d'autres activités dommageables d'un point de vue environnemental ou social. Une politique d'économies d'énergie ayant pour effet de réduire la consommation énergétique, d'où une diminution des émissions de dioxyde de carbone, d'oxydes de soufre et de particules, en serait un exemple. Les politiques d'économie d'énergie tendent donc à offrir de multiples bénéfices même si l'on fait abstraction des éventuelles baisses de coût des combustibles. Dans ces circonstances, il semble assez juste d'additionner la baisse des coûts énergétiques ainsi que la réduction des émissions de dioxyde de carbone (CO_2) à celles de soufre pour calculer les bénéfices globaux. Par conséquent, bien qu'une politique puisse principalement viser à réaliser des économies d'énergie ou à réduire les émissions de carbone, elle peut également offrir des bénéfices « complémentaires » ou « secondaires » du fait qu'elle génère « conjointement » ces autres bénéfices.

L'encadré 5.1 illustre les bénéfices secondaires offerts par les politiques de lutte contre les changements climatiques en Europe.

Tous les économistes ne sont toutefois pas convaincus par les méthodes de prise en compte des avantages secondaires. Considérons un autre cas dans lequel la politique de lutte contre les changements climatiques implique l'adoption de mesures visant à réduire le nombre de véhicules-kilomètres parcourus en un an, peut-être en augmentant le prix des carburants ou les coûts d'utilisation des véhicules. Là encore, la baisse des rejets de CO_2 s'accompagnera par ailleurs d'une diminution des autres émissions imputables aux véhicules. Elle peut toutefois également atténuer les encombrements, qui imposent un coût social. Jusqu'à quel point la réduction des encombrements peut-elle être considérée comme un bénéfice de la politique de lutte contre les changements climatiques? Un des problèmes tient au fait que la réduction des encombrements peut certes figurer parmi les effets secondaires de cette politique mais que celle-ci risque d'être un moyen inefficient de parvenir à un tel résultat. Au lieu d'augmenter les taxes sur les carburants, il pourrait par exemple être préférable de chercher à régler directement le problème au moyen d'une redevance sur les encombrements. La question est de savoir jusqu'à quel point il convient de porter au crédit d'une politique destinée à atténuer les changements climatiques les bénéfices additionnels prenant la forme d'une réduction des encombrements alors que ces bénéfices secondaires auraient pu être obtenus grâce à d'autres mesures plus efficaces par rapport aux coûts. C'est peut-être parce que la question des bénéfices secondaires s'est principalement posée dans le cadre du débat sur la politique de lutte contre les changements climatiques que ce problème plus fondamental n'a pas été examiné.

Encadré 5.1. **Avantages secondaires des politiques de lutte contre les changements climatiques**

Un des arguments invoqués pour apporter une justification supplémentaire aux politiques de lutte contre les changements climatiques tient au fait que celles-ci tendraient à générer un large éventail de bénéfices secondaires tels qu'une réduction de la pollution atmosphérique, des encombrements et du nombre d'accidents tout en permettant d'« éprouver un sentiment de satisfaction » ou de « se donner bonne conscience » lorsqu'elles amènent à aider les pays en développement à réduire leurs émissions (Markandya et Rübbelke, 2003). La question de savoir dans quelle mesure il est juste de leur imputer la totalité de ces effets demeure source de controverses (voir le corps du texte). Une difficulté supplémentaire tient à la nécessité de déterminer le « scénario de rechange », c'est-à-dire ce qui se serait produit si des politiques de lutte contre les changements climatiques n'avaient pas été adoptées. Leur attribuer tous ces bénéfices secondaires implique que rien n'aurait été fait si elles n'avaient pas été mises en œuvre, alors que cette hypothèse est extrêmement improbable dans la plupart des cas. Cette question est d'autant plus complexe que ces bénéfices secondaires pourraient bien être obtenus à moindres frais grâce à des mesures spécialement conçues à cet effet (Shogren, 1999). Ils sont pourtant souvent portés au crédit des politiques de lutte contre les changements climatiques. Il vaudrait sans doute mieux ne pas en tenir compte dans une ACB sans avoir auparavant mûrement réfléchi aux raisons théoriques qui pourraient justifier une telle façon de faire.

Quelle pourrait être l'ampleur des avantages secondaires ? Après avoir passé en revue les études existantes, Pearce (2000) est parvenu aux résultats suivants :

Pays	Bénéfices secondaires en % des bénéfices liés à l'évitement des dommages climatiques	Remarques
États-Unis	7-670	L'ampleur de la fourchette est due à quelques études aberrantes. La plupart des études situent leur montant dans une fourchette de 7 à 200. Ces valeurs sont issues de deux études qui s'appuient sur la même source.
Royaume-Uni	100-430	
Union européenne	110-175	
Norvège	230-320	

Sous réserve que leurs résultats soient exacts, ces études paraissent suggérer que d'importants bénéfices secondaires sont associés aux politiques de lutte contre les changements climatiques. Qui plus est, la quasi totalité d'entre elles s'intéressent exclusivement aux polluants atmosphériques classiques.

5.6. Bénéfices sous la forme de créations d'emplois

Pour de nombreux pays, le rôle que les politiques ou les projets peuvent jouer dans la création d'emplois revêt une grande importance. Des pressions peuvent dès lors s'exercer sur le spécialiste de l'analyse coûts-bénéfices afin qu'il fasse figurer de tels impacts parmi les avantages des mesures en question. Dans certains cas, cette façon de procéder est justifiée, bien que la manière dont elle est mise en œuvre ne soit pas indifférente. Dans d'autres, elle n'est pas légitime et comporte un risque de double-comptabilisation.

Pour bien prendre en compte les bénéfices sous la forme de créations d'emplois, il est nécessaire de *déterminer le prix fictif de la main-d'œuvre* dans des situations où le chômage est très répandu. Si l'on peut faire valoir que le projet ou la politique créent des emplois pour

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

une main-d'œuvre qui demeurerait *sinon sans emploi*, le prix fictif de cette main-d'œuvre est inférieur, et peut-être même nettement inférieur, au salaire qui lui serait versé après qu'elle ait trouvé un emploi. La procédure de détermination du prix fictif a dans ce contexte pour conséquence de ramener les coûts du projet ou de la politique à un niveau inférieur à celui des coûts monétaires apparents. Les bénéfices nets s'en trouvent donc accrus, d'où une plus grande probabilité que le projet ou la politique soient adoptés. Les effets sur l'emploi sont ainsi pris en compte de façon appropriée.

Dans une situation de « plein emploi », c'est-à-dire lorsque le taux d'activité est tel que la création de nouveaux postes dans une région ou un secteur tend à se faire au détriment de ceux qui existent déjà dans une autre région ou un autre secteur, l'argument relatif à la détermination du prix fictif demeure valable bien que celle-ci ait à la limite pour effet de faire correspondre le prix de la main-d'œuvre au salaire en vigueur, d'où l'absence de tout écart entre l'un et l'autre. Les deux chiffres sont identiques du fait que chaque emploi « créé » par la politique l'est aux dépens d'un autre déjà existant.

À supposer que la main-d'œuvre soit davantage touchée par le chômage dans les pays pauvres et qu'il existe une situation de « plein emploi » dans les pays riches, la détermination du prix fictif de la main-d'œuvre pourrait être importante dans le premier cas et superflue dans le second. Toutefois, même lorsque les variations de l'emploi paraissent sans grand intérêt pour une ACB au sens strict, les impacts sur l'emploi constituent une préoccupation pour les responsables politiques, tout comme ceux qui s'exercent sur les coûts de production. Par conséquent, pour être véritablement complète, une « analyse d'impact » pourrait bien devoir inclure un examen et même une quantification des effets sur l'emploi directement imputables à la politique ou au projet considérés. Cet examen doit être clairement distingué de l'ACB proprement dite, à moins qu'il n'existe une raison de supposer que le prix fictif de la main-d'œuvre soit inférieur aux salaires en vigueur sur le marché.

5.7. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs

Ce chapitre a examiné le problème des coûts de mise en conformité, ainsi que certains impacts qui tendent à ne pas être pris en considération dans une ACB. Les conclusions d'ensemble sont les suivantes :

- Il n'est guère judicieux de supposer que l'estimation des coûts soit plus sûre que celle des bénéfices du seul fait qu'ils peuvent prendre la forme de dépenses d'équipement et d'infrastructure. L'expérience nous enseigne que, tout comme ceux des grands projets, les coûts de mise en conformité avec les réglementations peuvent être nettement surestimés ou sous-estimés. En d'autres termes, il peut exister un pessimisme ou un optimisme en matière de coûts. Il importe donc de réaliser une analyse de sensibilité, c'est-à-dire de montrer comment le montant final des bénéfices nets varie si les coûts enregistrent un certain pourcentage d'augmentation ou de diminution.
- Dans l'idéal, les coûts de mise en conformité devraient être estimés à l'aide de modèles d'équilibre général. Les spécialistes de l'analyse coûts-bénéfices ont dans certains cas la possibilité d'appliquer de tels modèles. Il est particulièrement important d'y avoir recours dans le cas de projets ou de politiques « discrets », c'est-à-dire qui risquent d'avoir une incidence significative sur les autres coûts et les autres prix au sein de l'économie. L'analyse d'équilibre général a elle-même ses partisans et ses détracteurs. Parmi ses avantages, figure le fait qu'elle évite les risques manifestes d'erreurs ou d'omissions liés à l'application d'approches d'équilibre partiel. Au nombre de ses

inconvénients, on peut citer les hypothèses souvent rudimentaires formulées par ces modèles en ce qui concerne la concurrence sur les marchés et les mécanismes d'ajustement de l'offre et de la demande.

- Les responsables politiques sont très sensibles aux effets des réglementations sur la compétitivité. C'est pourquoi la plupart des procédures d'analyse d'impact des réglementations exigent une évaluation de ces effets. Une distinction doit être faite entre la compétitivité des pays dans leur ensemble et celle des différents secteurs d'activité. Dans le premier cas, il est difficile d'accorder beaucoup de crédibilité à l'idée d'impacts sur la compétitivité. Dans le second, deux types d'effets peuvent se faire sentir. Il s'agit tout d'abord des impacts sur la compétitivité des secteurs d'activité au sein du pays en question. Il faut par exemple se demander si la politique considérée aggrave d'éventuelles tendances monopolistiques. Si tel est le cas, le renforcement de ces tendances s'accompagnera de pertes de bien-être qui, si elles peuvent être estimées, devront être comptabilisées dans l'ACB parmi les coûts. Le second type d'impacts s'exerce sur les coûts des différents secteurs d'activité par rapport à ceux supportés par leurs concurrents d'autres pays. À moins qu'il ne s'agisse d'un très grand secteur d'activité, on ne peut supposer que des variations du taux de change compenseront les pertes entraînées par les augmentations des coûts. Des effets dynamiques aboutissant à des baisses de production pourraient dans ce cas se faire sentir.
- Les politiques visant à atteindre un objectif d'ensemble unique peuvent avoir des effets secondaires dans d'autres domaines d'action des pouvoirs publics. L'exemple des changements climatiques et des polluants atmosphériques classiques a été cité. Les réductions des émissions de gaz à l'origine de changements climatiques peuvent en effet s'accompagner d'une diminution des polluants atmosphériques rejetés conjointement. Faut-il additionner les deux et considérer qu'elles constituent un bénéfice de la politique de lutte contre les changements climatiques? à première vue oui. Il faut toutefois veiller à ce que cela n'aboutisse pas à une double-comptabilisation. Pour l'éviter, il importe de considérer le scénario de rechange, c'est-à-dire les politiques qui auraient été adoptées si celle qui nous intéresse directement n'avait pas été mise en œuvre. Bien que les bénéfices additionnels soient communément pris en considération, certains experts ont mis en doute le bien-fondé de cette façon d'agir.
- Enfin, les effets sur l'emploi présentent d'ordinaire également un intérêt pour les responsables politiques et les décideurs. Leur importance pour l'ACB dépend toutefois du type d'économie considérée. Si le chômage y est important, le prix fictif de la main-d'œuvre devrait être déterminé en fonction de son coût d'opportunité. Celui-ci peut à son tour être très faible. Autrement dit, si elle n'est pas employée à la mise en œuvre de la politique ou du projet en question, la main-d'œuvre risque de se trouver au chômage. Par contre, en situation de plein emploi, ce coût d'opportunité pourrait être tel qu'il corresponde à l'intégralité du coût effectif de la main-d'œuvre. Il pourrait être souhaitable d'établir des rapports distincts concernant les impacts sur l'emploi.

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

ISBN 978-92-64-01006-2
Analyse coûts-bénéfices et environnement
Développements récents
© OCDE 2006

Chapitre 6

Valeur économique totale

La notion de valeur économique totale (VET) fournit une mesure globale de la valeur économique de tout actif environnemental. Elle se décompose en valeur d'usage et de non usage (ou d'usage passif) et d'autres sous-catégories peuvent être utilisées en cas de besoin. Ce chapitre examine cette notion centrale qui a été si importante pour la bonne compréhension des variations du bien-être dues à un projet ou à une politique ayant des impacts sur l'environnement.

6.1. Nature de la valeur économique totale

La somme nette de tous les CAP et CAR pertinents pour l'aboutissement d'un projet ou pour l'obtention d'un changement induit par une politique est égale à la *valeur économique totale* (VET) de l'éventuelle variation du bien-être entraînée par la mise en œuvre de ce projet ou de cette politique. La définition de la VET diffère selon le type de valeur économique en jeu. Elle englobe généralement les valeurs d'*usage* et de *non usage* (ou d'*usage passif*). Les valeurs d'usage correspondent à l'utilisation effective (par exemple, visite d'un parc national), envisagée (visite prévue à l'avenir) ou possible du bien en question. Les utilisations effective et envisagée sont des concepts assez évidents, mais la notion d'« utilisation possible » peut aussi être importante du fait que les individus peuvent être disposés à payer pour sauvegarder un bien afin de conserver la *possibilité* de l'utiliser à l'avenir. Cette *valeur d'option* est donc une forme de valeur d'usage. La valeur de non usage est égale au consentement à payer pour préserver un bien que l'on n'utilise pas effectivement, que l'on ne peut envisager d'utiliser ou qu'il est impossible d'utiliser[1]. Il est sans doute possible d'en distinguer plusieurs types, mais il est commode de les répartir en trois catégories : *a)* valeurs d'existence, *b)* valeurs altruistes, et *c)* valeurs de legs. Les valeurs d'existence correspondent au consentement à payer d'un individu pour la sauvegarde d'un bien qu'il n'utilise pas effectivement ni ne destine à un quelconque usage ni pour lui-même *ni pour personne d'autre*. Les motivations peuvent varier et aller d'un intérêt pour le bien lui-même (espèce menacée, par exemple) jusqu'à un souci de protection conduisant à se sentir responsable de ce bien. Les valeurs altruistes reflètent la volonté de faire en sorte que d'autres personnes de la génération présente puissent disposer du bien en question. Les valeurs de legs sont du même ordre mais il s'agit alors d'assurer à la prochaine génération et aux suivantes la possibilité d'utiliser ce bien.

Le graphique 6.1 montre les différentes catégories de valeur qui composent la VET. Les techniques des préférences déclarées, dans le cadre desquelles les personnes interrogées répondent à des questions qui leur sont posées par l'analyste (voir les chapitres 8 et 9) permettent d'obtenir des informations sur toutes ces catégories de valeurs bien que, dans la pratique, il ne soit généralement pas possible de différencier les différents types de valeur de non usage, pas plus que ce n'est d'ordinaire utile pour prendre une décision. Il importe de distinguer les valeurs d'usage et de non usage du fait que les secondes peuvent être non négligeables par rapport aux premières, surtout lorsque le bien en question n'a guère de substituts et qu'il est largement apprécié. Les valeurs de non usage restent par ailleurs controversées dans certaines situations de prise de décision, c'est pourquoi il est essentiel des les différencier tant pour des raisons de présentation que pour des motifs stratégiques.

6.2. VET et techniques d'évaluation

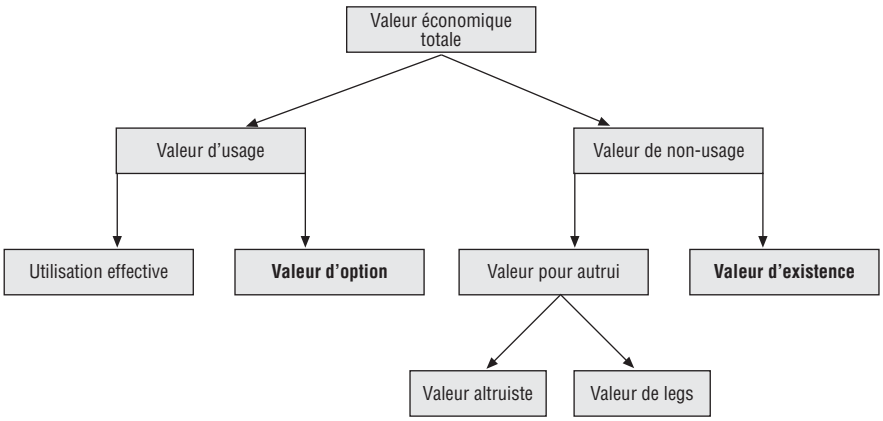
Les techniques d'évaluation élaborées par les économistes de l'environnement (parmi d'autres, dont les économistes de la santé) peuvent être utilisées pour mesurer les

composantes de la VET. Le graphique 6.2 indique les diverses techniques et les composantes de la VET qu'elles sont les plus à même de mesurer. Plusieurs observations s'imposent.

Tout d'abord, les valeurs de non usage peuvent seulement être estimées à l'aide des techniques des préférences déclarées, c'est-à-dire de techniques fondées sur des questionnaires fournis aux personnes interrogées et qui déterminent directement ou indirectement le CAP (ou le CAR) de ces personnes à partir de leurs réponses. Les valeurs de non usage sont sans doute particulièrement importantes lorsque le bien à évaluer n'a que peu de substituts, voire aucun. Étant donné que l'utilisation d'un bien ou d'un service laisse des « traces comportementales », les techniques des préférences révélées – dont le principe consiste à rechercher les marchés sur lesquels la valeur du bien ou du service en question pourrait apparaître au grand jour – permettent généralement de déterminer les valeurs d'usage. Les techniques des préférences déclarées peuvent également être utilisées à cet effet. Par contre, les valeurs de non usage ne laissent généralement pas de telles traces comportementales, c'est-à-dire qu'elles ne sont pas à l'origine de modifications du comportement ayant une incidence sur un prix ou une quantité observables. Il est donc improbable que les préférences révélées permettent de déterminer les valeurs de non usage.

Il convient par ailleurs de noter le rôle clé des « fonctions dose-réponse » ou « fonctions de production ». Ces fonctions établissent une relation entre un certain changement de l'état de nature ou la mise en œuvre d'une certaine mesure par les pouvoirs publics et un effet donné. La pollution atmosphérique constituerait ainsi une « dose » alors que l'augmentation du nombre de bronchites chroniques pourrait apparaître comme une réponse. Il pourrait tout aussi bien s'agir d'un changement dans les soins médicaux ayant pour effet d'accroître le bien-être des patients : il existe une relation de cause à effet entre l'activité de production (les soins médicaux) et son résultat (le bien-être des patients). Ces fonctions devront inévitablement être estimées ou tirées de divers types de travaux publiés. Les économistes ne possèdent aucune expertise particulière dans ce domaine et il importera de s'assurer que les recherches ou les analyses de l'action des pouvoirs publics faisant appel à ce type de fonctions comptent sur la participation d'experts compétents (épidémiologistes, cliniciens, technologistes, etc.).

Graphique 6.1. **Valeur économique totale**



Enfin, la partie inférieure du graphique suggère que le *transfert de bénéfices* constitue un des « objectifs » de l'évaluation. Le transfert de bénéfices consiste à « emprunter » des valeurs qui ont déjà été estimées dans une autre étude ou un autre contexte. À l'évidence, si elle s'avère valable, cette façon de procéder permettrait d'économiser beaucoup de temps et d'efforts dans la réalisation d'études d'évaluation « primaire ». Assurément, plus on disposera d'études d'évaluation primaire, plus on en saura sur le transfert de bénéfices. Le transfert de bénéfices constitue toutefois un sujet en soi et le bien-fondé de cette méthode est dans bien des cas loin d'être établi (voir le chapitre 17).

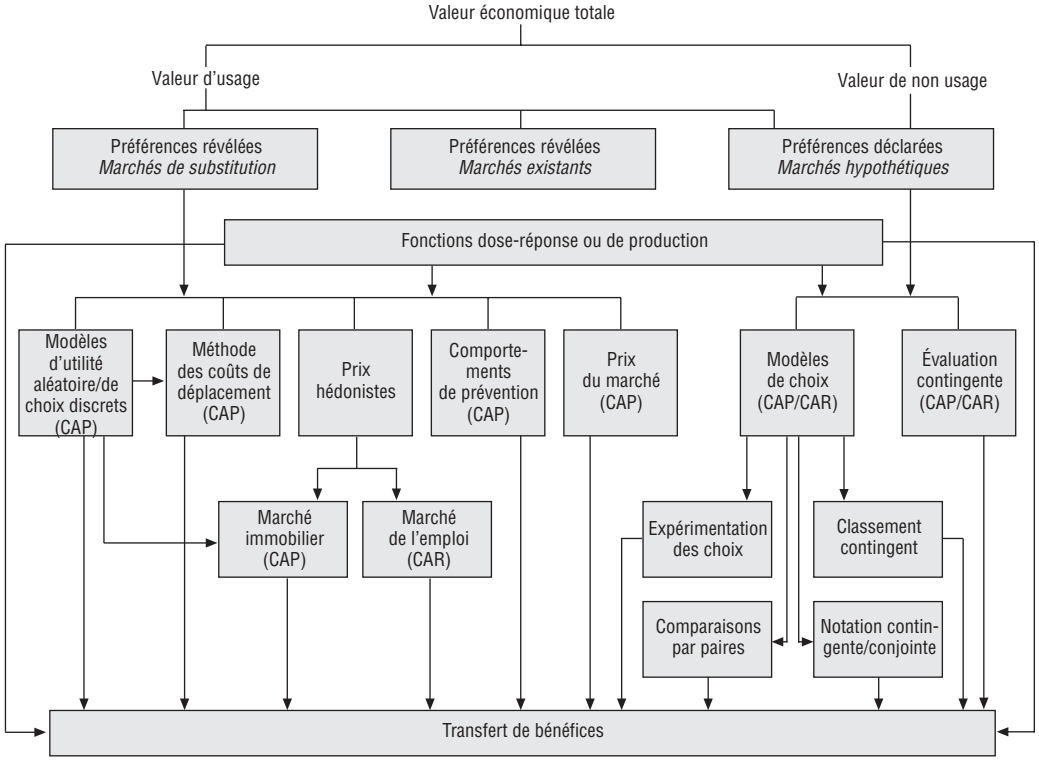
6.3. Remarque sur la valeur intrinsèque

Il a été indiqué au chapitre 2 que les détracteurs de l'ACB rejettent parfois l'idée que les préférences des individus doivent être l'étalon de la « valeur » et préfèrent parler de la valeur intrinsèque des actifs environnementaux, surtout s'il s'agit d'êtres vivants. Quelle est la relation entre la VET et la *valeur intrinsèque?* Cette dernière est souvent considérée comme une valeur « incorporée dans » les actifs considérés, et en particulier dans les biens environnementaux, mais indépendante des préférences humaines. La VET est par définition liée aux préférences individuelles des êtres humains, de sorte qu'elle ne peut englober la valeur intrinsèque si celle-ci est réputée indépendante de ces préférences. La notion de valeur intrinsèque pourrait pourtant *exercer une influence* sur le CAP et les techniques d'évaluation fondées sur les préférences déclarées sont particulièrement utiles pour en déterminer l'ampleur. Les questionnaires devraient toujours chercher à obtenir des informations sur les *raisons* qui justifient le CAP déclaré. Ces raisons sont variables et pourraient bien inclure des notions telles que le « droit à l'existence » de l'actif en question. Cet argument est assez fréquemment invoqué s'il s'agit par exemple d'êtres vivants. Il s'ensuit que la VET ne peut englober de *mesure* de la valeur intrinsèque mais que les préférences déclarées peuvent par contre contribuer à expliciter les raisons qui justifient le CAP, lesquelles pourraient bien recouvrir un souci « pour » l'actif objet de l'évaluation[2].

6.4. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs

La notion de valeur économique totale (VET) fournit une mesure globale de la *valeur économique* de tout actif environnemental. Elle se décompose en valeur d'usage et de non usage (ou d'usage passif) et d'autres sous-catégories peuvent être créées en cas de besoin. La VET n'englobe pas d'autres types de valeur, telles que la valeur intrinsèque, qui est généralement définie comme une valeur « incorporée » dans les actifs eux-mêmes et indépendante des préférences individuelles de l'être humain ou même de l'observation par celui-ci. Cependant, quelles que soient les difficultés à rendre opérationnelle la notion de valeur intrinsèque, on peut arguer que le consentement à payer de certaines individus pour la sauvegarde d'un actif, indépendamment de l'usage qu'ils pourraient en faire, est influencé par leurs propres jugements quant à sa valeur intrinsèque. Cet état de fait peut en particulier se manifester dans des notions telles que le « droit à l'existence » mais aussi constituer une forme d'altruisme.

Graphique 6.2. **Valeur économique totale**



Notes

1. Freeman (2003) estime qu'il vaudrait mieux définir ainsi la valeur de non usage : toute valeur qui ne peut être mesurée au moyen des techniques des préférences révélées. Cette suggestion a pour intérêt d'éviter certaines difficultés de définition de ce que l'on entend par « usage ».
2. Nous n'entrons pas dans le débat quant à savoir si la notion de valeur intrinsèque a ou non un sens. C'est là l'affaire des philosophes. La prise en compte de la valeur intrinsèque soulève d'immenses problèmes dans la pratique puisque l'on ne sait pas avec certitude comment déterminer ce qui possède une valeur intrinsèque et ce qui n'en possède pas, ni comment on pourrait procéder à des arbitrages entre ce type de valeur et les autres. Tout arbitrage risque dès lors d'être exclu, rendant par conséquent toute décision impossible.

ISBN 978-92-64-01006-2
Analyse coûts-bénéfices et environnement
Développements récents
© OCDE 2006

Chapitre 7

Méthodes des préférences révélées pour l'évaluation des impacts non marchands

Bon nombre d'impacts des projets et des politiques sont de nature immatérielle et ne font pas l'objet de transactions sur les marchés réels. Dans certains cas, qui sont examinés dans ce chapitre, les biens et services non marchands peuvent donner lieu à des échanges implicites. Les méthodes des préférences révélées peuvent alors permettre d'en « isoler » la valeur incluse dans les prix observés. Ces méthodes sont notamment fondées sur les coûts de déplacement, sur les prix hédonistes, sur les comportements de prévention et les dépenses de protection ou encore sur les coûts de la maladie ou les pertes de production. Chacune d'entre elles repose sur des bases théoriques qui lui sont propres, est généralement appliquée à des biens environnementaux (ou des nuisances environnementales) de nature différente et soulève des problèmes analytiques particuliers. Elles ont cependant toutes en commun de s'appuyer sur les informations fournies par les marchés et/ou sur les comportements observés sur ceux-ci pour estimer la valeur économique d'un impact connexe de nature non marchande. Certains en déduisent que les constatations des études faisant appel aux méthodes fondées sur le marché constituent un bon indicateur des préférences individuelles. La réalité est toutefois un peu plus complexe et l'on ne peut pas systématiquement conclure à la supériorité de ces méthodes (par rapport aux autres).

7.1. Présentation des méthodes des préférences révélées

L'idée qu'il est souhaitable de procéder (dans la mesure du possible et si cela présente un intérêt) à une quantification monétaire des impacts immatériels des politiques sur le bien-être de la population commence à se développer en ce qui concerne l'évaluation de l'action des pouvoirs publics. Il est ainsi de plus en plus largement admis que ces impacts immatériels constituent vraisemblablement une importante composante des bénéfices globaux des mesures prises dans le domaine de l'environnement ou de la santé. Bon nombre de ces impacts prennent cependant la forme de biens (ou de nuisances) de nature non marchande. En d'autres termes, la valeur attachée par la population à ces impacts ne peut être simplement déterminée grâce aux informations fournies par les marchés, concernant par exemple le niveau des prix ou celui de la demande. De multiples méthodes se sont dès lors efforcées de mettre au jour par divers moyens la valeur des biens non marchands. Il convient de noter que certaines de ces méthodes parmi les plus connues existent depuis déjà un certain nombre d'années. Il n'en reste pas moins que leur utilisation croissante – tout particulièrement dans le domaine de l'environnement – a favorisé leur perfectionnement non seulement grâce à leur application à des situations toujours plus complexes mais aussi à l'examen approfondi de leur validité et de leur fiabilité.

Tableau 7.1. **Vue d'ensemble des méthodes des préférences révélées**

Méthodes	Comportements observés	Cadres théoriques	Types d'applications
Prix hédonistes	Achat d'un bien immobilier; choix d'un travail	Demande de produits différenciés	Valeur du bien immobilier et déterminants du salaire
Coûts de déplacement	Participation à une activité récréative en un lieu donné	Production des ménages; biens complémentaires	Demande d'activités récréatives
Comportements de prévention/ dépenses de protection	Coûts en temps; achats pour éviter des dommages	Production des ménages; biens de substitution	Santé : mortalité et morbidité
Coûts de la maladie	Dépenses de traitement des maladies	Coûts de traitement	Santé : morbidité

Source : Boyle (2003).

Les *méthodes des préférences révélées*, également dites « fondées sur le marché », ont toutes en commun de s'appuyer sur les comportements effectivement observés sur les marchés réels, et en particulier sur les achats qui y sont réalisés, pour estimer la valeur des impacts non marchands. Pour reprendre la terminologie de Russell (2001), ces méthodes s'efforcent de quantifier la « trace » laissée sur les marchés par les biens (ou les nuisances) de nature non marchande. Un certain nombre d'approches différentes ont été proposées pour atteindre cet objectif. Boyle (2003) a récemment examiné les quatre principales méthodes, dont le tableau 7.1 offre une vue d'ensemble : *i)* prix hédonistes; *ii)* coûts de déplacement; *iii)* comportements de prévention ou de protection; et *iv)* coûts de la maladie.

Le tableau 7.1 (colonne 2) indique quels sont les aspects spécifiques des comportements économiques observés que chaque méthode s'efforce d'examiner. Il peut s'agir de l'achat de

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

biens durables tels que des biens immobiliers dans le cas des prix hédonistes ou de fenêtres à double vitrage dans celui des dépenses de protection. Le comportement des individus ou des ménages constitue le plus souvent le principal centre d'intérêt. Seule fait exception la méthode des coûts de la maladie, qui s'intéresse également à l'offre *sociale* de services de santé dont bénéficient les personnes qui tombent malades, du fait par exemple d'une mauvaise qualité de l'air. Les comportements observés sur chacun de ces marchés sont supposés fournir certaines indications sur le prix implicite d'un bien (ou d'une nuisance) connexe de nature non marchande. Chacune de ces méthodes repose toutefois sur un cadre théorique différent (tableau 7.1, colonne 3). L'achat d'un bien immobilier peut ainsi être considéré comme celui d'un bien différencié dont le prix dépend de divers facteurs, parmi lesquels le nombre et la qualité des aménités environnementales situées à proximité. Dans le cas des dépenses de protection, il peut s'agir de l'achat d'un bien de substitution marchand, comme celui de fenêtres à double vitrage, pour compenser l'existence d'une nuisance non marchande telle que le bruit de la circulation automobile.

Les méthodes des préférences révélées ont été appliquées dans divers contextes (tableau 7.1, colonne 4). Leur intérêt tient au fait qu'elles sont fondées sur les décisions effectives des individus ou des ménages, contrairement aux méthodes des préférences déclarées, dans lesquelles il leur est demandé quelle serait la valeur hypothétique qu'ils attachent à certaines variations de l'offre de biens non marchands. Certains commentateurs en déduisent que les résultats obtenus au moyen de ces méthodes fondées sur le marché constituent en principe le meilleur indicateur des préférences individuelles. Elles fournissent en effet des informations concrètes sur le montant du consentement à payer des individus pour se procurer une plus grande quantité d'un bien non marchand ou pour se prémunir contre le préjudice occasionné par une nuisance non marchande. La réalité est bien entendu un peu plus complexe. Il n'est par exemple pas toujours aisé de déterminer ce montant dans la pratique. Qui plus est, la validité des hypothèses comportementales sur lesquelles reposent ces méthodes ne peut généralement faire l'objet d'aucune vérification, alors qu'il est non seulement possible mais en outre fréquent d'y procéder s'agissant des approches fondées sur les préférences déclarées (voir les chapitres 8 et 9). Aussi vaut-il sans doute mieux s'assurer au cas par cas de la supériorité de ces méthodes d'évaluation (par rapport aux autres).

Ce chapitre offre une vue d'ensemble des fondements théoriques de différentes méthodes d'évaluation des impacts économiques non marchands fondées sur les préférences révélées. Il examine les principales hypothèses théoriques sur lesquelles repose chacune d'entre elles et quelles en sont les conséquences pour leur application pratique.

7.2. Méthode des prix hédonistes

La méthode des prix hédonistes estime la valeur d'un bien non marchand en observant les comportements sur le marché d'un bien connexe. Elle se base en particulier sur les biens marchands au travers desquels les biens non marchands font l'objet de transactions implicites. Elle part de la constatation que le prix d'un grand nombre de biens marchands est fonction d'une multiplicité de caractéristiques. Il est ainsi probable que le prix d'une voiture soit lié à sa consommation de carburant, à sa sécurité et à sa fiabilité, ou encore que celui d'une machine à laver dépende par exemple de sa consommation d'énergie, de sa fiabilité et de la diversité des programmes de lavage. La méthode des prix

hédonistes se sert de techniques statistiques pour isoler le « prix » implicite de chacune de ces caractéristiques.

Deux types de marchés présentent un intérêt particulier pour l'évaluation des biens non marchands : *a)* les marchés immobiliers et *b)* les marchés de l'emploi.

Intéressons-nous en premier lieu aux marchés immobiliers. Tout logement peut être décrit par ses qualités ou caractéristiques structurelles, telles que le nombre et la taille des pièces, etc., par sa situation, par son voisinage, ainsi que par les aménités disponibles à proximité. Le prix d'un logement est déterminé par l'ensemble particulier de caractéristiques qu'il offre. Il en résulte que les biens immobiliers qui possèdent des caractéristiques souhaitables en plus grand nombre et de meilleure qualité atteignent des prix plus élevés que ceux qui présentent davantage de défauts.

Nous pourrions ainsi supposer que la plupart des gens préfèrent habiter dans un quartier calme plutôt que dans un environnement bruyant. L'aménité que constituent « le calme et la quiétude » ne s'échange cependant sur aucun marché susceptible de nous fournir des éléments d'information directs sur la valeur qui lui est attachée à l'endroit considéré. Le calme et la quiétude peuvent toutefois faire l'objet de transactions implicites sur les marchés immobiliers. Les individus peuvent exprimer leur préférence pour un environnement paisible en achetant un logement dans un quartier calme. La différence de prix entre un logement plus tranquille et un autre plus bruyant mais par ailleurs identique constitue donc une mesure de la valeur du calme et de la quiétude.

La méthode des prix hédonistes s'attache à isoler la part respective des divers grands facteurs qui influent sur le prix des logements afin de déterminer le montant marginal du consentement à payer pour chacune de leurs caractéristiques. Il faut pour ce faire réunir un grand nombre d'informations sur les prix et les caractéristiques des biens immobiliers d'un quartier et appliquer des techniques statistiques pour estimer une « fonction de prix hédonistes ». Cette fonction indique les prix d'équilibre pour l'échantillon de logements considéré. Ces prix résultent de l'interaction entre les acquéreurs et les vendeurs sur le marché immobilier en question. Si les caractéristiques que présentent les logements disponibles sur ce marché forment un quasi-continuum, on peut supposer que les acquéreurs feront en sorte de bénéficier de chacune d'entre elles à des degrés tels que leur prix implicite marginal soit tout juste égal à la valeur qu'ils leur accordent. La pente de la fonction de prix hédonistes pour chacune de ces caractéristiques indique donc quel en est le prix implicite.

Des études des marchés immobiliers à l'aide de la méthode des prix hédonistes ont été menées afin de déterminer la valeur de biens ou de nuisances de nature non marchande, dont le bruit de la circulation automobile et du trafic aérien, la pollution atmosphérique, la qualité de l'eau, la proximité de décharges ou les restrictions à l'aménagement des terrains non bâtis au sein et à la périphérie des zones urbaines. La méthode des prix hédonistes a également été utilisée pour estimer la valeur attachée à l'évitement des risques de décès ou de blessure. On s'intéresse pour ce faire aux écarts de salaire entre des emplois caractérisés par différents degrés d'exposition à ces risques. Certains emplois comportent en effet plus de risques que d'autres (un pompier court en général bien plus de risques de blessure, voire de décès, qu'un employé de bureau). Les employeurs doivent donc verser une prime aux travailleurs pour les inciter à accepter les emplois les plus dangereux. Cette prime fournit une estimation de la valeur marchande de faibles variations des risques de décès ou de blessure (Kolstad, 1999). La méthode des prix hédonistes a par conséquent été

appliquée aux marchés de l'emploi afin de distinguer ces primes de risque des autres déterminants des salaires (tels que le degré d'instruction, etc.).

Comme il fallait s'y attendre, l'application pratique de la méthode des prix hédonistes soulève un certain nombre de problèmes. Les ménages ou les individus pourraient en particulier ne pas être parfaitement informés. Dans le cas des primes de risque comprises dans le salaire, les travailleurs ne sont donc sans doute pas pleinement conscients des risques d'accident auxquels ils sont exposés sur leur lieu de travail, de sorte que leurs exigences salariales ne donnent pas une bonne indication de la vraie valeur qu'ils attribuent à ces risques. Les estimations de la valeur du risque établies à partir de l'observation de ces décisions seront dès lors faussées.

La procédure d'estimation fondée sur la méthode des prix hédonistes pose un autre problème, à savoir celui de la multicolinéarité. Les caractéristiques non marchandes tendent à être associées : les biens immobiliers proches des routes sont ainsi exposés à de plus grandes nuisances sonores *et* à de plus fortes concentrations de polluants atmosphériques. Il est dès lors souvent difficile de distinguer l'impact de chacune de ces deux formes de pollution sur le prix des biens considérés (Day, 2001). Les chercheurs ont même eu tendance à négliger cette question dans un grand nombre de cas, omettant ainsi de tenir compte d'une caractéristique potentiellement importante dans leurs analyses, ce qui a eu pour résultat de fausser les estimations (voir malgré tout l'encadré 7.1).

Il faut enfin prendre soin de préciser quelles sont exactement les limites géographiques du marché immobilier considéré. Celles-ci sont définies pour chacun des acquéreurs par les recherches qu'il effectue lui-même. Les estimations fondées sur les prix hédonistes seront

Encadré 7.1. **Méthode des prix hédonistes et impact de la qualité de l'eau sur la valeur des maisons d'habitation**

Leggett et Bockstael (2000) se penchent directement sur le problème de la multicolinéarité dans leur étude de l'impact qu'exercent les variations de la qualité de l'eau sur la valeur des maisons d'habitation situées sur le rivage. La pollution de l'eau dans la baie de Chesapeake aux États-Unis pourrait être due aux stations de traitement des eaux usées ainsi qu'à d'autres installations susceptibles d'avoir également une incidence négative sur l'agrément esthétique. Les estimations risquent donc d'être faussées du fait que les maisons les plus proches de ces installations bénéficieront sans doute d'une eau de moins bonne qualité mais aussi d'un moindre agrément esthétique, d'où la difficulté de déterminer l'effet sur les prix imputable à chacun de ces deux facteurs.

Leggett et Bockstael ont cependant su tirer parti d'une caractéristique naturelle de la baie de Chesapeake pour surmonter ce problème potentiel. Cette baie possède un littoral échancré, doté de nombreuses petites criques ayant un régime variable de dispersion de la pollution par les marées. Ils ont donc pu trouver une maison située sur une crique dont l'eau est de qualité médiocre mais depuis laquelle la source de pollution correspondante n'était pas directement visible, d'où l'absence de nuisance esthétique. À l'inverse, une maison située à proximité d'une station de traitement des eaux usées ne bénéficierait pas nécessairement d'une eau de qualité médiocre si le régime des marées dans cette crique particulière s'avère favorable. Les caractéristiques naturelles de la baie de Chesapeake ont ainsi permis de rompre la colinéarité potentielle entre l'agrément esthétique et la qualité de l'eau, offrant de ce fait la possibilité d'inclure ces deux caractéristiques dans l'équation d'estimation sans qu'il en résulte pour autant de problèmes statistiques.

Encadré 7.1. **Méthode des prix hédonistes et impact de la qualité de l'eau sur la valeur des maisons d'habitation** *(suite)*

Dans les applications de la méthode des prix hédonistes aux biens immobiliers comme dans la plupart des études de la valeur des ressources environnementales, il faut veiller à bien choisir le moyen de mesurer la variable environnementale à laquelle on s'intéresse. Les profanes sont ainsi très souvent particulièrement sensibles à l'aspect visuel de l'eau, à laquelle ils tendent à accorder d'autant plus de valeur qu'elle est transparente. Sa qualité biologique – qui reflète le potentiel écologique d'une masse d'eau – n'est toutefois pas nécessairement liée à sa transparence. Sa qualité chimique constitue en outre une variable plus importante quand il s'agit de déterminer si une masse d'eau présente les conditions requises pour que l'on puisse y nager ou y pratiquer d'autres sports susceptibles d'impliquer un contact avec l'élément liquide. La qualité chimique de l'eau risque cependant de ne pas être un indicateur aisément compréhensible pour la population.

Pour mesurer la qualité de l'eau, Leggett et Bockstael se sont servis des informations officielles concernant les concentrations de coliformes fécaux. Leur étude visait principalement à estimer la valeur récréative d'une maison située à proximité de la baie de Chesapeake. Ces taux de concentration étaient rendus publics par les journaux locaux et aux points d'information, qui indiquaient par ailleurs clairement le seuil au-delà duquel les plages seraient fermées pour des raisons sanitaires. Les auteurs ont en outre recueilli des indices qui donnent de bonnes raisons de penser que les résidents de la baie de Chesapeake tout comme les personnes qui souhaitent s'y installer montrent un intérêt réel pour la qualité locale de l'eau, ce qui conforte l'hypothèse d'une relation positive entre cette dernière et la valeur des biens immobiliers.

Leggett et Bockstael ont constaté que dans leur équation estimée les variables de situation habituelles présentaient un signe conforme aux attentes. Une plus grande superficie, des trajets quotidiens moins longs, ainsi que la proximité du rivage constituent des facteurs ayant un impact positif sur le prix des biens immobiliers, dont la valeur moyenne moyenne est estimée à 350 000 USD par acre. Le prix d'un bien immobilier est en règle générale d'autant plus bas qu'il se situe à proximité d'une source de pollution. Il est par ailleurs inversement proportionnel aux concentrations locales de coliformes fécaux. Toute augmentation d'une unité de la concentration annuelle moyenne enregistrée par la station de mesure la plus proche se traduisait ainsi par une baisse de la valeur du bien immobilier égale à 5 000 USD (la concentration moyenne au sein de l'échantillon était d'une unité par ml, alors que la fourchette de variation était de 0.4-23 unités/ml). Ces chiffres pourraient être utilisés pour estimer la valeur marginale de légères variations de la qualité de l'eau dans la région de Chesapeake comme ailleurs.

Leggett et Bockstael soulignent que leurs résultats ne permettent pas par contre d'estimer la valeur de variations importantes de la qualité de l'eau (comme celles que pourrait par exemple entraîner l'adoption de nouvelles normes environnementales). De telles variations seraient en effet à l'origine d'une évolution du degré de qualité de l'environnement offerte sur le marché immobilier de la baie de Chesapeake et induiraient donc un déplacement le long de la courbe des prix hédonistes, puisque les acquéreurs et les vendeurs s'engageraient alors dans une série de tractations jusqu'à ce qu'ils parviennent à établir de nouveaux prix d'équilibre. C'est là un important inconvénient qui limite l'utilisation par les pouvoirs publics des estimations de la valeur non marchande obtenues grâce à la méthode des prix hédonistes.

faussées si des biens immobiliers situés hors des limites du marché de l'individu en question sont pris en considération dans l'analyse. Si des biens immobiliers relevant de ce marché en sont à l'inverse exclus, les estimations obtenues ne seront pas faussées mais se révèleront inefficientes. Malheureusement, compte tenu que de nombreux individus recherchent un logement dans une localité donnée, les informations relatives aux achats de biens immobiliers seront sans doute tirées d'un grand nombre de marchés se recoupant partiellement. Certains ont dès lors fait valoir qu'il est probablement préférable dans ces conditions de sous-estimer que de surestimer l'ampleur du marché étudié (Palmquist, 1992).

7.3. Méthode des coûts de déplacement

La méthode des coûts de déplacement a été mise au point pour déterminer la valeur d'usage de biens non marchands, et en particulier de zones ou de sites géographiques affectés à des fins récréatives. Les espaces naturels tels que les parcs, les bois, les plages, les lacs, etc. sont ainsi très souvent la principale destination des voyages d'agrément. Pour des raisons diverses, ces espaces naturels n'ont de prix sur aucun marché, aussi faut-il trouver un autre moyen d'estimer leur valeur. Avant de procéder à une application spécifique de cette méthode, la présente section en fournit une vue d'ensemble en s'inspirant pour une large part de l'étude de Day (2001).

La méthode des coûts de déplacement part du principe que les individus ont recours à divers intrants pour vivre des expériences récréatives. Parmi ces intrants figurent la zone récréative elle-même, le déplacement pour s'y rendre et en revenir, et dans certains cas le séjour d'une ou plusieurs nuitées sur place, etc. La zone récréative proprement dite constitue en règle générale un bien sans prix, alors que bon nombre des autres intrants nécessaires pour jouir de l'expérience récréative ont un prix sur le marché.

La méthode des coûts de déplacement découle de la constatation que la zone récréative et le déplacement pour s'y rendre se caractérisent par leur (faible) complémentarité, de sorte que la valeur de la première peut être mesurée par le prix atteint sur le marché par le second. Pour pouvoir appliquer la méthode des coûts de déplacement, il faut donc connaître deux éléments : *a)* le nombre de déplacements effectués au cours d'une année par un individu ou un ménage pour se rendre dans une zone récréative donnée, et *b)* ce que coûtent à cet individu ou à ce ménage les déplacements jusqu'à la zone récréative. Ces informations sont généralement obtenues au moyen d'enquêtes réalisées sur le site récréatif.

Les coûts de déplacement jusqu'à la zone récréative se composent à leur tour de deux éléments : *i)* le coût monétaire des billets aller-retour ou de la consommation de carburant, de l'usure et de la dépréciation du véhicule, etc., et *ii)* le coût du temps nécessaire au déplacement. Le temps constitue une ressource rare pour le ménage. Le temps nécessaire au déplacement pourrait être affecté à une autre activité (telle que le travail) susceptible de générer du bien-être. Autrement dit, l'individu ou le ménage supportent un *coût d'opportunité* lorsqu'ils consacrent du temps à se déplacer. Pour le dire plus simplement, la demande de déplacements sera d'autant plus grande qu'il faudra moins de temps pour se rendre jusqu'à la zone récréative, quel que soit par ailleurs le coût monétaire du trajet.

Bien entendu, pour appliquer cette méthode, il faut disposer d'une valeur permettant d'estimer le prix (fictif) du temps. Le taux de salaire d'un individu peut être un moyen de mesurer la valeur qu'il attache au temps. Si les individus ont la possibilité de décider du nombre d'heures qu'ils consacrent au travail, ils préféreront travailler jusqu'à ce qu'une

Encadré 7.2. **Valeur récréative des réserves cynégétiques en Afrique du Sud**

Day (2002) présente une application relativement complexe de la méthode des coûts de déplacement à quatre réserves cynégétiques d'Afrique du Sud. Ces réserves de chasse de renommée internationale – Hluhluwe, Umfolozi, Mkuzi et Itala – dont chacune couvre de vastes superficies (plusieurs centaines de kilomètres carrés) sont gérées par le *KwaZulu-Natal Parks Board* (KNPB).

L'approche adoptée par Day part du principe qu'une visite à l'une quelconque de ces réserves cynégétiques résulte d'un choix en fonction de quatre grandes composantes des coûts : *i)* le coût économique du déplacement jusqu'au site, *ii)* le coût du temps nécessaire au déplacement, *iii)* le coût de l'hébergement sur place, et *iv)* le coût du temps passé sur place. La plupart des analyses fondées sur les coûts de déplacement se sont exclusivement intéressées aux composantes *i)* et *ii)*. Cela peut suffire pour de nombreux sites récréatifs. Day fait cependant valoir que les visites aux réserves examinées dans son étude présentent une importante caractéristique. Elles impliquent en effet un séjour d'une ou plusieurs nuitées sur place. Pour tenir compte de cette caractéristique, Day étend un cadre d'analyse parfois appliqué aux activités récréatives. Les modèles d'utilité aléatoire prédisent qu'un individu choisira de visiter un site plutôt que les autres s'il en tire une plus grande utilité (ou un plus grand bien-être). Ces modèles permettent donc parfaitement d'expliquer le choix d'un visiteur par les qualités des différents sites (telles que l'abondance et la diversité de la faune et de la flore) ainsi que par les coûts qui doivent être supportés pour s'y rendre. Day étend également ce cadre d'analyse de façon à pouvoir tenir compte des choix du visiteur concernant son hébergement et la durée de son séjour sur place.

Les données utilisées dans cette étude sont basées sur un échantillon (aléatoire) de 1 000 personnes ayant visité l'une au moins de ces quatre réserves. Pour chacun de ces visiteurs, elles fournissent des informations sur la durée du séjour, sur le nombre de personnes participant au voyage, sur le coût total de la visite pour chaque ménage, etc. Il convient de noter que cette étude n'avait pas besoin de s'appuyer sur des enquêtes sur place portant par exemple sur les coûts totaux de déplacement supportés par les visiteurs ou sur leurs caractéristiques démographiques et socioéconomiques. La distance « de porte à porte » parcourue par les différents visiteurs était en effet calculée sur la base des renseignements recueillis au sujet de leur adresse en recourant à des systèmes d'information géographique (SIG) pour en déterminer l'éloignement.

L'étude de Day présente une particularité intéressante : elle détermine la valeur monétaire d'une heure de déplacement par rapport à celle d'une heure passée sur place. Day démontre de façon assez convaincante que la valeur attachée à une heure de déplacement est probablement inférieure à celle d'une heure passée sur place dans la réserve. Il fait en outre valoir que la valeur attribuée à une heure de déplacement est certainement supérieure à celle conférée au temps en général du fait qu'une importante désutilité pourrait être associée à la durée des trajets. Autrement dit, les individus apprécient beaucoup moins le temps nécessaire aux trajets que celui qu'ils consacrent à la plupart des autres activités, si bien que les déplacements ont un coût d'opportunité élevé. Par contre, la valeur attachée à une heure passée sur place dans la réserve sera probablement moindre que celle accordée au temps en général puisqu'une importante utilité pourrait être associée à la durée du séjour sur place. Day parvient à la conclusion que la valeur du temps exprimée en pourcentage du taux de salaire du ménage s'élève à 150 % dans le cas des heures nécessaires aux déplacements et à 34 % pour ce qui est de celles passées sur place. Ce dernier chiffre paraît certes cadrer avec les constatations des travaux précédemment publiés (voir ci-dessus), mais le premier est un peu plus élevé que ne le supposaient habituellement les analystes ayant recours à la méthode des coûts de déplacement.

Encadré 7.2. **Valeur récréative des réserves cynégétiques en Afrique du Sud** *(suite)*

Day s'appuie sur les données recueillies au sujet des coûts, de la durée du déplacement et du choix de l'hébergement, ainsi que des autres caractéristiques du voyage pour procéder à une analyse statistique complexe des facteurs qui déterminent la décision de se rendre dans une réserve plutôt que dans une autre. Enfin, les résultats de cette analyse détaillée pourraient permettre de tirer des informations utiles aux pouvoirs publics concernant les avantages offerts par les réserves. Day calcule ainsi la somme d'argent qui devrait être versée aux ménages sud-africains qui subiraient les conséquences de la fermeture (hypothétique) de l'une de ces réserves pour les dédommager pleinement de la perte de cette aménité récréative*. Le tableau 7.2. offre une vue d'ensemble des résultats.

Tableau 7.2. **Valeur par voyageur des réserves cynégétiques du KwaZulu-Natal, 1994/95**

Réserve cynégétique	Perte moyenne de bien-être par voyage (USD)	Perte annuelle totale de bien-être (USD)
Hluhluwe	49.7	473 884
Umfolozi	30.5	290 448
Itala	20.4	194 169
Mkuzi	18.7	178 026
Hluhluwe et Umfolozi	105.6	1 006 208

Source : Day (2002).

Pourquoi ces données sont-elles importantes? Day affirme qu'une des réponses à cette question tient au fait que des pressions croissantes s'exercent sur le KNPB afin qu'il justifie les considérables crédits publics dont il bénéficie. Démontrer la valeur monétaire des bénéfices récréatifs qu'il procure pourrait être pour cet organisme un moyen essentiel de plaider sa cause en vue d'obtenir des crédits publics. Les chiffres indiqués au tableau 7.2 (colonne 2) correspondent donc à la valeur des bénéfices par voyage attribuables à l'actuel régime de gestion de chacune des réserves. On peut tout aussi bien considérer qu'ils représentent la valeur monétaire de la perte de bien-être ou de satisfaction par voyage qui surviendrait si la réserve devait fermer « demain ».

La colonne 3 du tableau 7.2 indique la perte annuelle totale de bien-être pour chacune des réserves, c'est-à-dire la valeur des avantages par voyage multipliée par le nombre de voyages par année qui n'auraient plus lieu si la réserve venait à fermer. Cette colonne fournit de fait aux décideurs un moyen d'estimer la valeur approximative en dollars des bénéfices récréatifs (non marchands) générés par les dépenses publiques dans chacune des réserves. Enfin, il est intéressant de noter que la dernière ligne du tableau 7.2 montre que si les réserves de Hluhluwe et Umfolozi (qui sont les plus appréciées) devaient fermer toutes deux, la perte globale de bien-être serait plus élevée (que la somme des valeurs correspondant à chacune de ces réserves, respectivement indiquées à la colonne 3, aux lignes 2 et 3). Le fait que ces deux réserves soient très proches l'une de l'autre en est une explication intuitive. La fermeture de l'une ou l'autre se traduirait probablement par un transfert des visites de nombreux ménages au profit de celle qui demeurerait ouverte. Cependant, si ni l'un ni l'autre de ces sites ne devaient plus être accessibles aux visiteurs, la perte subie par les ménages serait alors incomparablement plus grande puisqu'ils ne pourraient se reporter sur aucun substitut.

* Il convient de noter que seules sont prises en considération les pertes récréatives que subiraient les visiteurs résidant en Afrique du Sud. En d'autres termes, ces estimations ne tiennent pas compte des pertes de bien-être entraînées par la diminution du nombre de visiteurs venus de l'étranger.

heure supplémentaire affectée à cette activité ait pour eux la même valeur qu'une heure de loisir. La valeur du temps de loisir sera donc à la marge égale au taux de salaire. En réalité, les individus ne peuvent qu'imparfaitement choisir le nombre d'heures qu'ils consacrent au travail et il est peu probable que la valeur du temps de loisir soit effectivement égale au taux de salaire. Les travaux empiriques effectués ont révélé que la valeur attribuée au temps nécessaire aux déplacements se situe quelque part entre le tiers et la moitié du taux de salaire et les chercheurs qui ont recours à cette méthode retiennent fréquemment l'une ou l'autre de ces valeurs en tant qu'estimation du prix du temps.

L'application de la méthode des coûts de déplacement pose un certain nombre de problèmes, notamment dans le cas des trajets réalisés à des fins multiples. De nombreux voyages d'agrément répondent en effet à plus d'une motivation. La méthode standard des coûts de déplacement ne peut ainsi être aisément appliquée aux déplacements des touristes internationaux car ceux-ci visitent généralement plus d'une seule destination. Une solution à ce problème a consisté à demander aux visiteurs (dans le cadre d'une enquête réalisée sur place) d'estimer quelle est la part de la satisfaction globale tirée de leur voyage qui leur paraît imputable à la visite du site récréatif considéré. Les coûts totaux de déplacement imposés par l'ensemble du voyage sont alors multipliés par ce taux en vue d'évaluer les coûts de déplacement jusqu'au site récréatif en question.

7.4. Comportements de prévention et dépenses de protection

Les méthodes fondées sur les comportements de prévention partent principalement du principe que les individus et les ménages peuvent se prémunir contre une nuisance non marchande en adoptant des types de comportement plus coûteux. Ces comportements pourraient ainsi être plus onéreux en temps ou du fait qu'ils imposent des restrictions aux activités auxquelles l'individu aurait sinon souhaité se consacrer. Il est par ailleurs possible que les individus puissent se soustraire aux nuisances non marchandes grâce à l'achat d'un bien marchand. Ces dépenses monétaires sont appelées « dépenses de protection ». La valeur de chacun de ces achats constitue le prix implicite du bien ou de la nuisance de nature non marchande en question.

Ces méthodes d'évaluation des biens et nuisances de nature non marchande peuvent être illustrées par de nombreux exemples. Garrod et Willis (1999) citent celui des ménages qui installent des fenêtres à double vitrage pour réduire leur exposition au bruit de la circulation automobile. Les fenêtres à double vitrage constituent pour l'essentiel un bien marchand qui représente en l'occurrence un substitut à un bien non marchand (le calme et la quiétude définis par l'absence de bruit de la circulation automobile). Si l'intensité des nuisances sonores diminue pour d'autres raisons – par exemple à la suite de la mise en œuvre par les autorités locales de mesures visant à modérer la circulation – les ménages effectueront moins de dépenses de protection de ce type. Les variations des dépenses consacrées à l'achat de ce bien de substitution fournissent une bonne indication de la valeur accordée par les ménages aux politiques de modération de la circulation ayant pour effet de diminuer la pollution acoustique (qui représente une nuisance) et d'accroître d'autant le calme et la quiétude (qui constituent un bien).

Les exemples de dépenses de protection concernent principalement l'achat de biens marchands en guise de substituts à ceux de nature non marchande. Les individus pourraient cependant modifier leurs comportements d'une façon moins évidente mais ayant néanmoins un coût en vue d'éviter un impact négatif sur leur bien-être. Freeman

Encadré 7.3. **Comportements de prévention et qualité de l'air à Los Angeles**

Bresnahan, Dickie et Gerking (1997) examinent les comportements adoptés et les variations des risques pour la santé. Ces derniers résultent en particulier de l'exposition aux concentrations d'ozone au niveau du sol[1]. Un certain nombre d'études épidémiologiques et médicales font notamment état de problèmes de santé aigus à la suite de pics de concentration d'ozone. Bresnahan, Dickie et Gerking notent par ailleurs que le fait de passer moins de temps à l'extérieur les jours de mauvaise qualité de l'air – par exemple ceux où les concentrations d'ozone dépassent les seuils recommandés – peut effectivement diminuer l'exposition de certains groupes à risque à cette forme de pollution. Ils s'attachent à évaluer dans quelle mesure les membres de ces groupes à risque qui résident dans la région de Los Angeles adoptent réellement des comportements de prévention ou procèdent de fait à des dépenses de protection.

Les données utilisées étaient issues des réponses recueillies au moyen d'enquêtes réitérées auprès d'un échantillon d'habitants (non fumeurs) de Los Angeles demeurant dans des zones caractérisées par des concentrations relativement élevées de polluants atmosphériques locaux. L'échantillon comprenait en outre une forte proportion d'individus souffrant d'une altération de leurs fonctions respiratoires. Les personnes interrogées devaient répondre à une série de questions concernant par exemple leur état de santé, leurs achats de biens durables susceptibles de réduire leur exposition à l'ozone au niveau du sol à l'intérieur de leur logement, leur comportement à l'extérieur en général et en particulier les jours de mauvaise qualité de l'air.

L'étude de Bresnahan, Dickie et Gerking parvenait à la conclusion que les deux tiers de leur échantillon déclaraient modifier sensiblement leur comportement les jours de médiocre qualité de l'air. Par exemple, 40 % des personnes interrogées déclaraient adapter leurs activités de loisir ou rester à l'intérieur ces jours-là, et 20 % d'entre elles affirmaient utiliser davantage les appareils de climatisation de leurs logements. Les personnes interrogées qui souffraient de symptômes (aigus) liés à la pollution atmosphérique avaient en outre tendance à passer moins de temps à l'extérieur les jours de mauvaise qualité de l'air. Cette étude faisait enfin état d'un certain nombre d'éléments paraissant indiquer que les comportements de prévention augmentent proportionnellement aux coûts médicaux qui auraient été supportés si la personne interrogée était tombée malade.

Pour résumer, cette étude fait apparaître que les jours de mauvaise qualité de l'air induisent une modification sensible des comportements[2]. Il est raisonnable de supposer que cela impose des coûts économiques non négligeables aux personnes interrogées. Ces coûts peuvent par exemple résulter de l'achat et de l'utilisation d'appareils de climatisation équipés d'un purificateur d'air ou découler de la gêne entraînée par la nécessité de rester chez soi. Bresnahan, Dickie et Gerking ne tentent toutefois pas d'en estimer la valeur monétaire. Comme le font remarquer Dickie et Gerking (2002), ce ne serait pas nécessairement là une tâche aisée. Par exemple, comme cela a déjà été indiqué, le temps passé à l'intérieur pour éviter de s'exposer à la pollution atmosphérique n'est pas obligatoirement gaspillé. Autant dire qu'aucune méthode simple ne permet d'en estimer la valeur pour un individu qui déciderait de consacrer à des loisirs d'intérieur le temps qu'il aurait autrement voué à des activités récréatives de plein air.

1. Dans les villes, l'ozone au niveau du sol peut être générée par l'association de certains polluants (émis à la suite de la production d'énergie et de l'utilisation de véhicules à moteur) et du rayonnement solaire.
2. Il convient de noter que cette étude ne portait pas sur les décisions *à titre définitif* de passer son temps libre à l'intérieur (quelle que soit la qualité de l'air certains jours particuliers).

(2003) évoque ainsi la possibilité qu'un individu reste plus longtemps à l'intérieur pour éviter de s'exposer à la pollution atmosphérique extérieure. Dans ce cas, le temps passé à se protéger d'une nuisance non marchande (c'est-à-dire d'éventuelles retombées négatives sur la santé telles que des crises d'asthme ou des accès de toux et d'éternuement) ne peut généralement être observé, outre que le bien de substitution (à savoir les heures qui auraient pu être consacrées à d'autres activités plus productives) est lui-même de nature non marchande. Néanmoins, le coût des comportements de protection consistant à rester à l'intérieur pourrait être évalué en interrogeant directement les individus sur leur emploi du temps. Le temps possède de surcroît un équivalent marchand sous la forme des salaires qui auraient été versés à l'individu s'il avait consacré au travail les heures passées à l'intérieur (voir ci-dessus la description de la méthode des coûts de déplacement).

L'application concrète des méthodes d'évaluation des biens non marchands fondées sur les comportements de prévention et les dépenses de protection suscite un certain nombre de difficultés supplémentaires non dénuées d'intérêt. Deux d'entre elles méritent plus particulièrement d'être mentionnées ici. Premièrement, les dépenses de protection ne représentent d'ordinaire qu'une estimation partielle ou minimale de la valeur de l'impact que la nuisance non marchande exerce sur le bien-être : les fenêtres à double vitrage peuvent certes assurer une plus grande tranquillité à l'intérieur des logements mais l'intensité du bruit de la circulation automobile restera inchangée dans les jardins, si bien que les propriétaires ne pourront malgré tout éviter la totalité des coûts imposés par ces nuisances sonores. Deuxièmement, beaucoup de comportements de prévention et de dépenses de protection engendrent des coproduits. Par exemple, le temps passé à l'intérieur pour se protéger de la pollution atmosphérique n'est pas pour autant nécessairement gaspillé. D'autres activités productives ayant une valeur peuvent en effet être menées à bien en parallèle : réalisation de tâches ménagères, loisirs d'intérieur, travail à domicile, etc. (voir l'encadré 7.3). Des coproduits sont également générés dans le cas des fenêtres à double vitrage, par exemple sous la forme d'économies d'énergie. C'est le coût *net* de ces dépenses ou de ces comportements – après prise en compte de la valeur des activités auxquelles les individus pourraient simultanément s'adonner, ou encore de la valeur des économies d'énergie – qu'il convient de prendre pour indicateur de la valeur de la réduction de la nuisance non marchande ainsi rendue possible. Il pourrait néanmoins se révéler difficile dans la pratique de déterminer le facteur à l'origine du comportement considéré, tout comme le coût des divers éléments.

7.5. Méthodes des coûts de la maladie et des pertes de production

La méthode des coûts de la maladie est similaire à celle des dépenses de protection décrite à la section précédente puisqu'elle est axée sur les dépenses en services et produits médicaux réalisées pour soigner les maladies et les autres effets sur la santé exercés par les impacts non marchands. Les coûts des impacts sur la santé dus à la pollution atmosphérique peuvent ainsi être évalués en examinant les dépenses que les individus affectés consacrent à l'achat de médicaments pour combattre les maux de tête, la fièvre et les autres symptômes de type grippal dont on suspecte que certains polluants atmosphériques puissent être la cause. La différence entre la méthode des coûts de la maladie et celle des dépenses de protection tient au fait que la décision d'engager des dépenses de santé n'est généralement pas prise par l'individu lui-même mais par les administrateurs sociaux et en dernière analyse par le contribuable. Il peut en résulter des incertitudes quant à ce que cette méthode s'efforce réellement de mesurer. À supposer

qu'elle s'intéresse principalement aux dépenses engagées par les individus eux-mêmes, on peut être (relativement) certain que leurs choix en ce domaine indiquent à quel point ils préféreraient que ces impacts négatifs soient réduits. L'augmentation des dépenses d'un individu révèle qu'il estime que ces impacts négatifs se sont accrus (objectivement ou subjectivement). Les décisions en matière de dépenses prises par les administrateurs sociaux, les responsables politiques, etc. pourraient toutefois refléter d'autres considérations, notamment d'ordre politique et éthique. La résolution d'accroître les dépenses pour faire face à un problème particulier pourrait dès lors paraître l'aggraver (puisque les coûts de la maladie seraient plus élevés), même si l'état de santé réel d'un individu s'est de fait amélioré.

La méthode des coûts de la maladie risque de soulever des difficultés compte tenu que l'observation directe des variations des dépenses consacrées au traitement des impacts de la pollution atmosphérique sur la santé n'est souvent pas chose aisée. Il peut en être ainsi pour diverses raisons, dont la nature stochastique du lien entre les problèmes de santé et la pollution atmosphérique et le fait que celle-ci tend à générer des impacts sur la santé qui peuvent également avoir d'autres causes. Les coûts de la maladie sont alors fréquemment calculés à l'aide d'une méthode similaire à celle utilisée pour évaluer les pertes de production. Cette dernière s'apparente à celle des coûts de la maladie et à celle des dépenses de protection en ceci qu'elle mesure la valeur au moyen des prix de marché observés ou estimés. La valeur des variations enregistrées par les rendements des cultures végétales est ainsi estimée sur la base des prix agricoles, tout comme celle des évolutions de l'offre de travail est calculée en fonction des taux de salaires.

Cependant, contrairement à celle des coûts de la maladie, cette méthode n'exige nullement qu'une transaction ayant un coût ou imposant des dépenses se produise effectivement. L'existence d'un prix observé ou estimé apparaît au contraire comme l'indice qu'une telle transaction aurait pu avoir lieu si l'impact non marchand n'avait pas eu d'effets. La pollution atmosphérique offre là encore un exemple qui permet d'illustrer cette méthode. Un lien de causalité a été établi entre la pollution atmosphérique émise par les véhicules automobiles et l'augmentation des concentrations d'ozone au niveau du sol. Un tel lien a également été établi entre cette augmentation et la baisse du rendement de certaines cultures végétales. La valeur de cet impact négatif de la pollution peut être déterminée en estimant la baisse de rendement qui en résulte puis en la multipliant par le prix observé sur le marché pour le produit agricole en question*. Il n'est dès lors pas nécessaire d'estimer directement la diminution des recettes agricoles entraînée par l'augmentation des concentrations d'ozone, ce qui serait de toutes façons sans doute irréalisable compte tenu de la complexité du cheminement des impacts économiques négatifs que peut avoir cette substance. La méthode des pertes de production permet en effet de décomposer ce cheminement des impacts en une succession de liens de causalité afin de simplifier les calculs puis de « reconstituer » les impacts économiques d'ensemble sur la base des effets observés à chaque étape du processus.

Cette approche exige à l'évidence que l'on dispose d'informations sur les divers liens de causalité qui contribuent à l'apparition des impacts économiques considérés. Tel serait

* En fait, vu l'ampleur des interventions sur les marchés agricoles, on pourrait faire valoir que les prix n'y reflètent plus le véritable coût d'opportunité économique des productions de ce secteur. Une analyse économique rigoureuse exigerait dès lors que les prix observés soient ajustés pour tenir compte de ces interventions afin d'obtenir un « prix fictif » plus proche de la vraie valeur économique des produits agricoles.

notamment le cas dans les exemples précédemment mentionnés des liens entre les concentrations d'ozone et le rendement des cultures ou entre le taux de pollution atmosphérique et les impacts sur la santé. Les liens de ce type sont souvent estimés scientifiquement sous la forme de relations « exposition-réponse ». Il est généralement indispensable de posséder des indications précises quant aux conséquences économiques effectives qu'aurait la réponse estimée de la valeur physique pour pouvoir déterminer les impacts économiques de cette dernière. Cette opération peut être relativement simple dans le cas des produits de base tels que les denrées agricoles étant donné que les variations des rendements ont elles-mêmes des impacts économiques. Elle risque toutefois d'être moins évidente pour d'autres impacts tels que ceux liés aux effets sur la santé.

Un lien de causalité a ainsi été établi entre les polluants atmosphériques et une plus forte prévalence des affections respiratoires. Les impacts peuvent être relativement modérés (toux ou douleurs thoraciques, par exemple) et n'imposer aux individus que de légers désagréments passagers mais ils peuvent également induire des effets plus gênants tels que des symptômes de type grippal pouvant contraindre à garder le lit pendant quelques jours. Ils peuvent tout aussi bien se révéler encore plus graves et être à l'origine de difficultés respiratoires exigeant une hospitalisation, voire même d'un décès prématuré. Dans le cas des affections respiratoires nécessitant une hospitalisation, les individus peuvent être dans l'obligation de se soumettre à des traitements médicaux complexes durant un certain nombre de jours et de rester chez eux pendant une période de convalescence relativement longue, leur capacité de travail ou leur aptitude à poursuivre normalement le cours de leur vie s'en trouvant de ce fait restreintes. Les coûts des traitements médicaux tout comme ceux résultant de l'incapacité de travailler sont généralement estimés au moyen d'une méthode simple, tant d'un point de vue théorique que sur le plan pratique. La tâche n'en risque pas moins de se révéler en réalité plus difficile puisque les personnes âgées souffrant de pathologies préexistantes, n'exerçant plus d'activité professionnelle et n'ayant probablement guère de ressources économiques leur permettant d'exprimer un quelconque « consentement à payer » seront sans doute les principales victimes des impacts sur la santé induits par la pollution.

Dans la pratique, beaucoup de ces problèmes d'estimation de la valeur économique peuvent être surmontés grâce à une analyse approfondie des effets qu'un impact donné exerce sur le bien-être et les aptitudes d'un individu. Le manque d'informations appropriées au sujet de la relation « exposition-réponse » ou d'autres liens de causalité concernant les impacts ou les quantités physiques constitue généralement la principale difficulté. L'estimation de la valeur économique à l'aide de la méthode des pertes de production est pour une large part entravée, voire même souvent rendue impossible, par l'absence de données à cet égard.

7.6. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs

Les économistes ont mis au point une série de méthodes pour estimer la valeur économique des impacts immatériels ou non marchands. Celles examinées dans ce chapitre ont toutes en commun de s'appuyer sur les informations fournies par les marchés et sur les comportements observés sur ceux-ci pour estimer la valeur économique d'un impact connexe de nature non marchande.

Chacune de ces méthodes repose sur des bases théoriques qui lui sont propres. Celle des prix hédonistes tire parti du fait que certains biens marchands sont en réalité constitués d'une multiplicité de caractéristiques qui représentent pour une partie d'entre elles des biens (ou des nuisances) de nature immatérielle. Les transactions dont font l'objet ces biens marchands permettent par conséquent aux consommateurs d'exprimer la valeur qu'ils attachent aux biens immatériels, laquelle peut en outre être déterminée à l'aide de techniques statistiques. Ce processus risque toutefois d'être compromis du fait qu'un bien marchand peut posséder plusieurs caractéristiques immatérielles susceptibles de se révéler colinéaires de surcroît. Il peut également être difficile de mesurer les caractéristiques immatérielles de façon satisfaisante.

La méthode des coûts de déplacement met à profit la complémentarité qui peut exister entre les biens et services marchands et ceux de nature immatérielle, l'achat des premiers étant indispensable pour bénéficier des seconds. Il faut ainsi supporter des coûts en temps et en argent pour se rendre sur les sites récréatifs. Ces coûts donnent dès lors une indication de la valeur accordée à cette expérience récréative par ceux qui acceptent de les encourir. La situation est toutefois d'autant plus complexe que le déplacement peut avoir une valeur en soi, que les coûts encourus peuvent permettre de visiter plus d'un site et que certaines de leurs composantes (dont le coût d'opportunité du temps) sont elles-mêmes de nature immatérielle.

La méthode des comportements de prévention et des dépenses de protection est similaire aux deux précédentes à ceci près qu'elle renvoie aux comportements adoptés par les individus en vue d'éviter les impacts immatériels négatifs. L'achat de biens tels que des casques de sécurité pourrait ainsi permettre de réduire les risques d'accident, tout comme celui de fenêtres à double vitrage pourrait diminuer l'exposition au bruit de la circulation, révélant ce faisant la valeur que ceux qui y procèdent attachent à ces nuisances. La situation est cependant là encore d'autant plus complexe que ces biens marchands pourraient avoir d'autres avantages que la simple réduction d'une nuisance immatérielle. Les comportements de prévention impliquent que les individus concernés prennent des mesures ayant un coût pour éviter de s'exposer à une nuisance non marchande (ils pourraient par exemple devoir supporter des coûts de déplacement plus élevés pour ne pas avoir à se rendre par des moyens risqués du point A au point B). L'estimation de la valeur des mesures de ce type pourrait là encore ne pas être aisée, par exemple si l'individu considéré ne se contente pas d'éviter de s'exposer à l'impact non marchand en question mais met en outre à profit le temps qu'il aurait normalement passé à faire autre chose pour se consacrer en parallèle à des activités ayant une valeur économique en elles-mêmes.

Enfin, les méthodes des coûts de la maladie et des pertes de production reposent sur la constatation que les impacts immatériels peuvent, par un cheminement souvent complexe constitué d'une succession de liens de causalité entre des variables physiques, avoir en dernière analyse des effets économiques mesurables sur les quantités commercialisées sur les marchés. La pollution atmosphérique, qui peut non seulement entraîner une augmentation des coûts médicaux supportés pour traiter les impacts sur la santé qu'elle suscite mais aussi des pertes de salaires et de profits, en offre un exemple. Ces méthodes se heurtent souvent à des difficultés du fait du manque d'informations fiables non pas tant sur les impacts économiques que sur les liens de causalité entre les variables physiques qui les sous-tendent.

ISBN 978-92-64-01006-2
Analyse coûts-bénéfices et environnement
Développements récents
© OCDE 2006

Chapitre 8

Approches fondées sur les préférences déclarées : méthode d'évaluation contingente

Les approches fondées sur les préférences déclarées s'appuient sur des enquêtes directes permettant d'estimer le consentement à payer pour bénéficier de certaines variations de l'offre de biens (non marchands). Ce chapitre examine la plus connue d'entre elles, à savoir la méthode d'évaluation contingente. Celle-ci peut être appliquée à la plupart des biens non marchands, tant dans le cadre d'analyses ex ante que ex post, et c'est en outre une des rares approches à même de rendre compte de tous les types de bénéfices qu'ils pourraient procurer, et notamment de ceux qui ne sont liés ni à leur usage présent ni à celui qu'ils seraient susceptibles d'avoir à l'avenir. Des problèmes demeurent concernant la validité et la fiabilité des conclusions des études d'évaluation contingente. De fait, une grande partie des recherches dans ce domaine se sont efforcées de concevoir les moyens de vérifier avec rigueur jusqu'à quel point cette méthode s'avère robuste indépendamment des situations et des biens et services non marchands considérés. On en sait désormais bien davantage quant aux cas où les méthodes des préférences déclarées donnent de bons résultats et à ceux où il faut s'attendre à des difficultés. Ces constatations ont grandement contribué à faire progresser les meilleures pratiques en matière de conception des questionnaires d'évaluation contingente.

8.1. Introduction

L'analyse coûts-bénéfices moderne présente une caractéristique étonnamment fréquente consistant à étendre l'application des méthodes d'estimation de la valeur économique à d'autres éléments que les coûts et les bénéfices susceptibles d'être mesurés à l'aide de données tirées de marchés réels. C'est là un important développement puisque beaucoup de biens et de services générés par les projets, programmes et politiques publics sont de nature *immatérielle* et ne font pas l'objet de transactions sur ces marchés. Autrement dit, leurs variations qualitatives ou quantitatives ne peuvent être mesurées au moyen des données fournies par ces derniers. Cela ne signifie pas qu'ils n'ont aucune valeur économique, mais simplement que celle-ci doit être déterminée en faisant appel à des méthodes plus complexes. Comme cela a été indiqué au chapitre précédent, les biens et services non marchands peuvent parfois faire l'objet de transactions implicites. Lorsque c'est le cas, les méthodes des préférences révélées peuvent permettre d'en déterminer la valeur, qui est incluse dans les prix observés. Divers coûts et bénéfices – tout comme certaines catégories de valeurs attachées aux ressources environnementales – ne peuvent cependant être simplement estimés en procédant ainsi. Bien entendu, les analystes ont alors de plus en plus recours aux approches fondées sur les préférences déclarées. Ce chapitre examine l'une des plus connues d'entre elles, à savoir la méthode d'évaluation contingente. Le chapitre 9 portera quant à lui sur les autres approches de ce type, regroupées sous l'appellation globale de « méthodes de modélisation des choix ».

Les approches fondées sur les préférences déclarées s'appuient sur des enquêtes et obtiennent des informations sur les comportements que les individus envisagent d'adopter à l'avenir sur des marchés fictifs. Lorsque le bien considéré peut faire l'objet de transactions, un questionnaire conçu de façon satisfaisante permet de définir un marché hypothétique (Mitchell et Carson, 1989). Ce marché contingent décrit le bien lui-même, le contexte institutionnel dans quel il serait fourni, et quel en serait le mode de financement. Un échantillon aléatoire de la population est alors directement invité à exprimer ou révéler d'une façon ou d'une autre quel serait son consentement à payer maximal (ou son consentement à recevoir minimal) pour une variation hypothétique de l'offre du bien considéré. Les personnes interrogées sont supposées se comporter de la même manière que si elles se trouvaient sur un marché réel. Un des atouts des méthodes des préférences déclarées réside dans leur souplesse. La méthode d'évaluation contingente peut ainsi être théoriquement appliquée à la plupart des biens ou services non marchands, tant dans le cadre d'analyses *ex ante* que *ex post*, et c'est en outre une des rares approches à même de rendre compte de *tous* les types d'avantages qu'ils pourraient procurer, et notamment de ceux qui ne sont liés ni à leur usage présent ni à celui qu'ils seraient susceptibles d'avoir à l'avenir (c'est-à-dire des « valeurs de non usage »).

La méthode d'évaluation contingente est peut-être la plus répandue des approches fondées sur les préférences déclarées et la plus utilisée des techniques reposant sur des enquêtes. Cette méthode a en particulier été largement appliquée depuis les années 90 à

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

l'évaluation des impacts environnementaux dans les pays développés comme dans ceux en développement. Un vaste éventail de problèmes environnementaux a été couvert : qualité de l'eau, loisirs de plein air, sauvegarde des espèces, protection des forêts, qualité de l'air, visibilité, gestion des déchets, amélioration de l'assainissement, biodiversité, impacts sur la santé, dommages aux ressources naturelles et réduction des risques environnementaux, pour n'en citer que quelques-uns. Carson *et al.* (1995) ont établi une bibliographie des études d'évaluation contingente publiées ou non : bien qu'elle remonte à 1995, la liste dressée comptait plus de 2 000 entrées correspondant à des travaux provenant de plus de 40 pays.

Quoique qu'elle demeure controversée, les universitaires et les décideurs reconnaissent de plus en plus que cette approche qui s'appuie sur des enquêtes directes pour évaluer la demande de biens non marchands exprimée par les individus ou les ménages représente une méthode d'estimation des bénéfices souple et exhaustive. Ce mouvement de reconnaissance a en grande partie été engagé par les conclusions du groupe de travail spécial constitué en 1993 par l'Administration océanique et atmosphérique nationale des États-Unis (*National Oceanic and Atmospheric Administration ou NOAA*) à la suite de la marée noire provoquée par l'Exxon Valdez en Alaska en 1989 (Arrow *et al.*, 1993). Ce groupe de travail a en effet considéré que, sous réserve qu'un certain nombre de recommandations soient respectées, les études d'évaluation contingente pourraient offrir des estimations suffisamment fiables pour que les autorités judiciaires puissent s'en servir (aux États-Unis) pour déterminer le montant des dommages infligés aux ressources naturelles.

Plus d'une décennie s'est à présent écoulée depuis les délibérations de la NOAA et l'on peut affirmer sans exagération que les développements intervenus entre-temps, notamment en ce qui concerne les méthodes des préférences déclarées et l'évaluation contingente, mériteraient sans doute que tout un ouvrage leur soit exclusivement consacré. De fait, parmi les principaux développements récents figurent la publication de lignes directrices « officielles » relatives à l'utilisation des études fondées sur les méthodes des préférences déclarées pour éclairer l'action des pouvoirs publics au Royaume-Uni (Bateman *et al.*, 2002), tout comme celle de recommandations s'appuyant sur les connaissances les plus modernes et portant sur la plupart des aspects de l'estimation de la valeur des impacts (environnementaux) non marchands aux États-Unis (Champ *et al.*, 2003). Ces développements ne se sont pas exclusivement limités à l'application des outils en question au domaine de l'économie de l'environnement. Des interactions fructueuses se sont par ailleurs produites, par exemple avec l'économie de la santé ou plus récemment avec celle de la culture. Les perspectives sont désormais particulièrement prometteuses puisque l'on sait à présent bien mieux dans quels cas les méthodes des préférences déclarées donnent de bons résultats – et débouchent sur des conclusions valables et fiables – et dans quelles circonstances il faut s'attendre à des difficultés. Ces constatations ont grandement contribué à faire progresser les meilleures pratiques, par exemple en matière de conception des questionnaires d'évaluation contingente. Ce chapitre s'efforce de résumer certains des développements importants qu'a connus chacun de ces éléments.

La suite de ce chapitre s'articule de la façon indiquée ci-après. La section 8.2 examine et évalue un certain nombre d'éléments fondamentaux susceptibles de favoriser une bonne conception de l'enquête en partant du principe qu'il est bien plus probable de trouver des estimations valables et fiables des valeurs non marchandes dans les études prenant appui sur la vaste expérience qui peut être tirée des travaux sur l'évaluation

contingente. La section 8.3 se penche sur la question de l'écart entre le CAP moyen et le CAP médian – qui s'avère particulièrement importante lors de l'agrégation des résultats obtenus par les études fondées sur les méthodes des préférences déclarées. La section 8.4 expose comment les indices de validité et de fiabilité des conclusions de ces études peuvent être confirmés (ou au contraire infirmés), ainsi qu'un certain nombre de difficultés et de distorsions potentielles qui risquent de figurer parmi les principaux problèmes rencontrés par les praticiens de l'évaluation contingente. Enfin, la section 8.5 formule quelques remarques en guise de conclusion ainsi que des recommandations à l'intention des pouvoirs publics.

8.2. Conception d'un questionnaire d'évaluation contingente

Tout comme pour les autres techniques fondées sur des enquêtes, un questionnaire bien conçu constitue un élément fondamental des études d'évaluation contingente. C'est en effet un instrument de collecte d'informations qui regroupe diverses questions expressément destinées à obtenir les renseignements souhaités (Dillon *et al*., 1994). La conception du questionnaire pourrait paraître aller de soi puisqu'il suffirait de réunir une série de questions portant sur le sujet considéré. Cette apparente simplicité est toutefois à l'origine de bon nombre d'enquêtes mal conçues qui aboutissent à des résultats faussés, inexacts et sans aucune utilité tout en imposant des coûts parfois très élevés. Le libellé, la forme, le contenu, l'ordre et la structure des questions même les plus simples exigent en effet mûre réflexion si l'on veut recueillir des informations dignes de foi[1]. Les projets de questionnaire doivent par ailleurs être testés avec succès avant que l'on puisse affirmer qu'ils sont prêts à être utilisés sur le terrain. Mitchell et Carson (1989, p. 120) font remarquer que :

> « le principal problème qui se pose à ceux chargés de concevoir une étude d'évaluation contingente consiste à faire en sorte que le scénario paraisse suffisamment compréhensible, plausible et sensé aux personnes interrogées pour qu'elles puissent effectivement exprimer des valeurs valables et fiables malgré leur méconnaissance d'un ou plusieurs aspects dudit scénario. »

Cette section présente les principes fondamentaux auxquels doit obéir la conception des questionnaires d'évaluation contingente, qui s'attachent généralement à obtenir des informations sur les préférences individuelles exprimées en termes monétaires concernant les variations quantitatives ou qualitatives de l'offre de biens ou services non marchands. Ces questionnaires visent à déterminer la valeur estimée que les individus attribuent à la concrétisation ou au contraire à l'évitement des changements considérés. Pour exprimer ces préférences sous forme monétaire, il faut établir quel est le consentement à payer (CAP) maximal ou le consentement à recevoir (CAR) minimal des individus pour les diverses variations envisagées. Autrement dit, les questionnaires d'évaluation contingente sont des instruments d'enquête constitués d'une série de questions destinées à estimer la valeur monétaire de certaines modifications subies par un bien non marchand. Ces changements sont généralement de nature hypothétique (mais pourraient être une conséquence plausible de la mise en œuvre d'une politique).

La plupart des instruments d'enquête utilisés dans le cadre des études d'évaluation contingente comportent trois grands volets.

On commence d'ordinaire par poser aux personnes interrogées une série de questions sur leurs attitudes et leurs comportements face au bien public à évaluer afin de les

préparer à répondre à la question relative à la valeur qu'elles lui attribuent mais aussi pour déterminer quels en sont les principaux facteurs sous-jacents.

Dans un second temps on présente le scénario contingent aux personnes interrogées et on leur demande quelle serait d'après elles la valeur monétaire du bien considéré. Ce scénario décrit le bien en question et les conditions auxquelles il serait en théorie proposé. Il indique également quelles seraient la qualité et la fiabilité de l'approvisionnement, selon quel calendrier et par quels moyens logistiques il serait assuré, tout comme le mode de paiement envisagé. Les personnes interrogées sont alors invitées à dire quelle valeur elles attribueraient au bien considéré si elles avaient la possibilité de se le procurer dans les conditions indiquées. La question destinée à obtenir cette information peut être posée sous différentes formes comme nous le verrons plus loin dans ce chapitre. L'existence de biens de substitution et la nécessité de procéder à des ajustements compensatoires des autres postes de dépenses pour que cette transaction financière supplémentaire puisse être effectuée sont par ailleurs rappelées aux personnes interrogées.

Enfin, on invite les personnes interrogées à répondre à des questions relatives à leurs caractéristiques socioéconomiques et démographiques afin de vérifier que l'échantillon sur lequel porte l'enquête est bien représentatif de la population concernée, de s'assurer de la similarité des groupes auxquels sont soumises différentes versions du questionnaire et d'examiner comment le consentement à payer des individus varie en fonction de ces caractéristiques.

Des techniques économétriques sont alors appliquées aux résultats de l'enquête en vue d'en tirer les mesures du bien-être souhaitées, telles que le CAP moyen ou le CAP médian (et elles sont en outre utilisées pour expliquer quels sont les principaux déterminants de ceux-ci).

La suite de cette section sera principalement consacrée à l'examen du deuxième volet, déjà évoqué, des questionnaires d'évaluation contingente. Il comporte lui-même trois éléments interdépendants qui recouvrent en l'occurrence *i)* l'identification du bien à évaluer, *ii)* l'élaboration du scénario hypothétique, et *iii)* l'obtention des valeurs monétaires.

8.2.1. Quel changement entraîné par l'action des pouvoirs publics s'agit-il d'évaluer?

Avant de s'engager dans la conception du questionnaire, les chercheurs doivent avoir une idée très précise du changement entraîné par l'action des pouvoirs publics qu'ils souhaitent évaluer, c'est-à-dire de la ou des variations qualitatives ou quantitatives auxquelles ils s'intéressent, ainsi que du ou des biens ou services non marchands considérés. Il s'agit essentiellement de formuler le problème à évaluer. Mais pour fondamentale qu'elle soit, la tâche risque de ne pas être si simple. Premièrement, il peut exister une certaine incertitude scientifique quant aux impacts physiques de certains changements. Deuxièmement, il est possible que l'on ne sache pas très bien quelle est l'incidence exercée sur le bien-être humain par ces variations des variables physiques. Troisièmement, certaines des modifications en question peuvent avoir des effets difficiles à dépeindre à l'aide de mots ou de phrases aisément compréhensibles pour les personnes interrogées. Quatrièmement, ces changements peuvent parfois se révéler très complexes et présenter de multiples aspects, d'où la difficulté de les décrire de façon satisfaisante compte tenu du temps et des moyens dont on dispose pour soumettre le questionnaire aux personnes interrogées. Cinquièmement, les descriptions textuelles de certains d'entre eux

peuvent n'offrir qu'une image incomplète de la réalité (notamment dans le cas des impacts sonores, olfactifs ou visuels). Le tableau 8.1 offre divers exemples de changements qui pourraient être difficiles à définir.

Tableau 8.1. **Exemples de problèmes à évaluer et de difficultés potentielles**

Changements à évaluer	Difficultés
Dommages subis par une rivière à la suite de l'accroissement des prélèvements d'eau	Incertitude scientifique quant aux impacts physiques entraînés par l'accroissement des prélèvements. Difficultés à décrire bon nombre des changements en ce qui concerne la faune, la flore, l'agrément esthétique, la qualité de l'eau et le potentiel récréatif sans faire crouler les personnes interrogées sous une masse excessive d'informations. Difficultés à distinguer les impacts des prélèvements effectués dans une rivière de ceux réalisés dans d'autres rivières. Possibilité que les dommages varient selon les portions de la rivière et selon les saisons
Diminution du risque de contracter une maladie ou une infection	Difficultés de compréhension des variations des risques et des probabilités de contracter une maladie ou une infection. Difficultés à faire comprendre la notion de faibles variations des risques. Difficultés à distinguer les impacts prenant la forme de douleurs et de souffrances des coûts d'achat de médicaments ou des pertes de salaires
Dommages occasionnés à un monument historique par les émissions dues à la circulation	Difficultés à distinguer l'impact des émissions atmosphériques dues à la circulation de ceux imputables aux autres sources de pollution. Difficultés à expliquer le type de dommages occasionnés (selon qu'ils se traduisent par exemple par un noircissement ou une érosion de la pierre). Difficultés à faire comprendre les impacts esthétiques du changement sans recourir à des supports visuels
Dommages causés par l'introduction d'un ennemi des cultures	Possibilité que les informations scientifiques soient trop limitées pour permettre d'identifier tous les impacts environnementaux entraînés par les ennemis des cultures. Difficultés à expliquer en termes simples les dommages causés à la biodiversité et aux écosystèmes. Possibilité que les impacts occasionnés par un ennemi des cultures soient trop complexes à expliquer vu le temps limité dont on dispose pour soumettre le questionnaire aux personnes interrogées.

8.2.2. Élaboration du scénario hypothétique

Comme toutes les enquêtes, celles menées dans le cadre de l'évaluation contingente dépendent du contexte. Autrement dit, les valeurs estimées sont fonction des divers éléments du scénario présenté aux personnes interrogées et des questions auxquelles elles sont invitées à répondre. Certains de ces éléments n'auront vraisemblablement guère d'influence sur l'opinion des personnes interrogées alors que d'autres auront sans doute une grande incidence, comme par exemple les informations fournies au sujet du bien, le type de questions posées pour en déterminer la valeur, ainsi que la façon dont elles sont formulées, ou encore les indications quant à l'environnement institutionnel et au mode de paiement. La conception du scénario hypothétique et le choix du mode de paiement revêtent donc une importance fondamentale si l'on veut obtenir des réponses précises et fiables.

Le scénario hypothétique se compose de trois éléments essentiels :

1. La description du changement envisagé.
2. La description du marché fictif.
3. La description du mode de paiement.

Description du changement envisagé

Dans le cas des politiques n'ayant d'impact que sur une seule variable, la description du changement à évaluer doit avoir lieu en plusieurs étapes. Celle des caractéristiques du bien considéré doit à l'évidence avoir un sens et être compréhensible pour les personnes

interrogées. Certaines des difficultés évoquées au tableau 8.1 risquent dès lors de surgir, puisqu'il pourrait être indispensable de synthétiser une multitude d'informations très complexes au moyen d'un nombre restreint de « grands indicateurs » pertinents. La disponibilité de substituts du bien considéré (qui indique à quel point il est unique à l'échelle locale, nationale ou mondiale) et les autres usages auxquels pourraient être affectées les dépenses correspondantes risquent d'avoir une incidence sur les valeurs exprimées par les personnes interrogées et il devrait à ce titre en être fait mention dans le scénario. Le changement que la politique envisagée est supposée entraîner devrait enfin être décrit, tout comme la manière dont les caractéristiques du bien considéré s'en trouveraient modifiées[2]. Les *niveaux de référence* (situation de *statu quo* ou de départ) et *ceux pris pour objectif* (état des choses après le changement proposé) doivent en particulier être clairement indiqués pour chacune des caractéristiques examinées.

L'évaluation des politiques multidimensionnelles pose des problèmes supplémentaires du point de vue de la conception du questionnaire. Le changement particulier dont il s'agit d'estimer la valeur pourrait par exemple faire partie intégrante d'une politique plus large prévoyant d'en mener simultanément à bien un certain nombre d'autres (cette dernière pourrait ainsi non seulement viser à protéger les tigres blancs mais aussi les rhinocéros noirs, les baleines bleues, les pandas géants et les gorilles des montagnes). Il est alors fondamental qu'il apparaisse comme un élément de cet ensemble plus vaste. Les personnes interrogées ont dès lors la possibilité de tenir compte de tous les effets de substitution, de complémentarité et de revenu susceptibles de se produire entre les diverses composantes de cette politique, ce qui n'aurait pas été le cas si l'élément auquel on s'intéresse avait été présenté de façon isolée (d'où de possibles « biais d'inclusion » et une surestimation de la valeur du changement particulier considéré – voir la section 8.4).

Cette approche doit être mise en œuvre en allant du plus général au plus particulier, les personnes interrogées étant tout d'abord invitées à évaluer la politique d'ensemble puis à répartir ce chiffre global entre ses diverses composantes. La quantité d'éléments dont la valeur peut être estimée selon cette méthode est à l'évidence limitée : la description de chacun d'entre eux est par nécessité d'autant plus brève que leur nombre est plus élevé, d'où une moindre précision du scénario, tandis que les personnes interrogées risquent par ailleurs de se lasser ou de se sentir désorientées. Il convient de noter que l'évaluation contingente peut certes en théorie permettre d'estimer la valeur des changements entraînés par les politiques multidimensionnelles mais, comme cela a été précédemment indiqué, la modélisation des choix pourrait offrir un moyen plus efficace d'y parvenir (voir le chapitre 9).

Description du marché fictif

Le marché fictif renvoie au contexte social dans lequel s'inscrit la transaction hypothétique objet de l'évaluation contingente, c'est-à-dire le changement entraîné par la politique envisagée. Un certain nombre d'éléments du marché fictif revêtent de l'importance.

Il s'agit tout d'abord de l'*institution* chargée de fournir le bien ou d'assurer le changement auquel on s'intéresse. Ce peut être une administration publique, une collectivité locale, une organisation non gouvernementale (ONG), un institut de recherche, une entreprise, une œuvre de bienfaisance, etc. Les choix en la matière exerceront une influence sur le CAP étant donné que les personnes interrogées peuvent avoir leur propre opinion quant au niveau d'efficacité, de fiabilité et de crédibilité de ces divers types

d'institutions. *La faisabilité technique et politique du changement* est un élément fondamental dont il doit être tenu compte lors de la conception du questionnaire. Les personnes interrogées ne peuvent fournir des estimations pertinentes de sa valeur que si elles sont convaincues de la faisabilité du scénario décrit.

Les conditions de disposition du bien recouvrent deux éléments, à savoir l'idée que les personnes interrogées se font de l'obligation de paiement ainsi que leurs attentes en matière d'approvisionnement. Concernant le premier point, plusieurs possibilités peuvent se présenter : les personnes interrogées peuvent présumer que la somme à acquitter sera égale au montant qu'elles auront indiqué mais elles peuvent également penser qu'elle est indéterminée (et qu'elle pourrait tout aussi bien être supérieure ou inférieure au CAP déclaré par elles), tout comme elles peuvent avoir été informées qu'elles auraient à payer un prix forfaitaire ou une certaine proportion des coûts de disposition. Pour ce qui est du second point, il s'agit fondamentalement de savoir si les personnes interrogées sont ou non convaincues que l'offre du bien dépendra du montant de leur CAP. Ces deux types d'information sont importants étant donné que chacune de leurs combinaisons renvoie à des comportements stratégiques de nature différente (Mitchell et Carson, 1989). Il convient en particulier d'encourager les personnes interrogées à révéler leurs véritables estimations de la valeur, c'est-à-dire de concevoir un système de disposition *compatible avec des incitations*. Nous reviendrons à plusieurs reprises sur cette question plus loin dans ce chapitre (voir en particulier l'encadré 8.2).

Le calendrier d'approvisionnement – c'est-à-dire à quel moment et pendant quelle durée le bien serait fourni – doit également être expressément indiqué. Compte tenu des préférences temporelles des individus, un bien aura plus de valeur s'il est proposé aujourd'hui que s'il l'est dans 10 ans. La durée pendant laquelle le bien ou le service serait fourni peut également revêtir une importance cruciale. La valeur d'un programme destiné à sauvegarder les rhinocéros noirs pendant 20 ans pourrait ne représenter qu'une fraction de celle qu'il aurait eue s'il avait visé à les protéger indéfiniment.

Description du mode de paiement

Un certain nombre d'aspects du mode de paiement devraient être clairement définis dans les questionnaires d'évaluation contingente. Le choix de l'instrument de mesure des bénéfices constitue une étape tout à fait fondamentale des études d'évaluation contingente. L'examen des différents types d'indicateurs de la valeur susceptibles d'être obtenus, tout comme celui des facteurs qui amèneront à préférer le CAP au CAR ou *vice versa*, est présenté plus loin dans cet ouvrage (voir le chapitre 11) et nous nous contentons donc pour l'instant de souligner l'importance que revêtent ces questions dans le contexte qui nous occupe. L'encadré 8.1 fait cependant état d'un autre problème, à savoir celui de l'éventuelle existence et de la possible obtention d'un CAP négatif lorsque certaines des personnes interrogées pourraient aussi bien préférer le *statu quo*.

Pour ce qui est des modes de paiement susceptibles d'être retenus – c'est-à-dire de la manière dont l'approvisionnement du bien sera financée – il s'agit fondamentalement de choisir entre ceux de nature volontaire et ceux à caractère contraignant. Ces derniers prennent la forme d'impôts, de taxes, de droits et de redevances, ou encore de prix à acquitter. Les premiers consistent quant à eux en dons et donations. Le mode de paiement constitue un élément essentiel du scénario d'ensemble qu'il s'agit d'évaluer et n'est généralement pas jugé sans incidence sur les résultats de l'enquête. Le choix de modes de paiement tels que l'impôt sur le revenu et les redevances sur l'eau n'est assurément pas

Encadré 8.1. **Obtention d'un CAP négatif**

Les décideurs ont souvent à choisir entre un ou plusieurs projets de modification de l'état de l'environnement et le *statu quo*. Pour les y aider, il peut être fait appel à des techniques d'enquête fondées sur les méthodes des préférences déclarées, dont celle de l'évaluation contingente, en vue d'estimer l'ampleur des bénéfices en termes de bien-être que procurerait chacune des modifications envisagées. Une certaine variation de l'offre de paysages ruraux pourrait par exemple susciter des avis partagés, une partie des personnes interrogées se montrant favorables à un tel changement alors que d'autres expriment une préférence pour le *statu quo*. En pareil cas, les praticiens de l'évaluation contingente pourraient envisager de concevoir une enquête qui permette aux personnes interrogées d'attribuer une valeur monétaire au gain ou au contraire à la perte de bien-être qu'entraînerait pour elles le changement considéré.

Un certain nombre d'études, dont celles de Clinch et Murphy (2001) ou de Bohara *et al.* (2001), ont cherché à examiner le problème de l'obtention d'un CAP *négatif*. Atkinson *et al.* (2004) offrent un exemple des difficultés qui peuvent se poser. Cette étude d'évaluation contingente relative aux préférences quant aux nouveaux modèles de pylônes supportant les lignes électriques à haute tension faisait apparaître des avis partagés. Certaines des personnes interrogées étaient en effet favorables à un changement alors que d'autres exprimaient une préférence pour le *statu quo*. De fait, une partie des personnes interrogées jugeaient certains des nouveaux modèles suffisamment laids pour que le paysage s'en trouve défiguré s'ils étaient installés.

Dans le cas des personnes interrogées qui préféraient l'un des nouveaux modèles à celui existant, le CAP était déterminé à l'aide d'un mode de paiement prenant la forme d'une majoration exceptionnelle de leur facture d'électricité. Pour ce qui est de celles qui préféraient au contraire le type de pylônes existant à certains des nouveaux modèles ou à la totalité d'entre eux, la façon de procéder était moins simple. Elles auraient pu être interrogées sur leur consentement à recevoir une réduction du montant de leur facture d'électricité à titre de compensation du désagrément imposé par la vision du nouveau modèle de pylônes. Cette réduction pourrait par exemple être justifiée en invoquant la diminution des coûts de maintenance rendue possible par ce nouveau modèle. Dans de telles circonstances, un individu donné pourrait préférer un certain changement au *statu quo* tout en n'en « préférant pas » un autre. Or, dans le cadre des efforts pour déterminer la valeur respective de chacun des changements envisagés, les personnes interrogées doivent avoir la conviction que ceux auxquels elles accordent leur préférence se traduiraient par une majoration de leur facture d'électricité, alors que ceux qu'elles aimeraient mieux éviter entraîneraient une diminution de son montant. Les auteurs se sont demandés si les personnes interrogées pourraient juger crédible un tel scénario.

Une autre solution consisterait à demander aux personnes interrogées quelles seraient, parmi une liste de tâches classées par ordre de difficulté croissante, celles qu'elles seraient prêtes à exécuter pour éviter que les pylônes existants soient remplacés par ceux d'un nouveau modèle. Ces tâches sont décrites à la première colonne du tableau 8.2 : signature de pétitions, rédaction de lettres de doléances ou dons à des groupes protestataires. Il est alors possible d'attacher à chacune des actions envisagées une valeur monétaire supposée égale à celle du temps nécessaire à leur réalisation (dans le cas de la rédaction de lettres ou de la signature de pétitions) ou à la somme d'argent investie à cet effet (pour ce qui est des dons).

Encadré 8.1. **Obtention d'un CAP négatif** *(suite)*

La seconde colonne du tableau 8.2 indique le montant du CAP correspondant à chacune des actions qui pourraient être entreprises pour éviter le remplacement du modèle existant, eu égard à la valeur monétaire du temps, de l'effort et de la dépense nécessaires pour écrire une lettre de doléances, qui est représentée par *c*. Les personnes interrogées qui déclaraient qu'elles ne feraient rien étaient présumées exprimer leur indifférence, c'est-à-dire un CAP égal à zéro pour conserver le modèle existant. Celles qui assuraient qu'elles signeraient une pétition mais n'iraient pas jusqu'à écrire une lettre à leur député étaient supposées indiquer qu'elles n'étaient pas indifférentes mais qu'elles ne souffriraient pas d'une perte de bien-être suffisante pour investir le temps, l'effort et la dépense nécessaires à la rédaction d'une telle lettre. Leur CAP était donc supérieur à zéro mais inférieur à *c*. Celles qui affirmaient qu'elles écriraient une lettre mais ne verseraient pas 10 GBP à un groupe protestataire faisaient savoir que leur perte de bien-être était comprise entre *c* (inclus) et *c* + 10 GBP (exclu). Celles qui déclaraient qu'elles écriraient une lettre et verseraient 10 GBP à un fonds de financement des actions de protestation mais n'iraient pas jusqu'à verser 30 GBP indiquaient que leur perte de bien-être se situait dans une fourchette allant de *c* + 10 GBP (inclus) à *c* + 30 GBP (exclu). Quant à celles qui se disaient prêtes à faire un don de 30 GBP, on peut en déduire que leur CAP maximal était égal ou supérieur à *c* + 30 GBP.

Tableau 8.2. **Traduction des actions envisagées en estimations du CAP**

Action envisagée	Montant estimé du CAP pour conserver le modèle existant
Je ne ferais rien car cela m'est vraiment égal	CAP = 0
Je signerais une pétition pour me plaindre auprès de mon député et des autorités locales	0 < CAP < *c*
Je signerais une pétition et écrirais personnellement pour me plaindre aux autorités locales et/ou à mon député et/ou à la société d'électricité	*c* ≤ CAP < 10 £ + *c*
Je serais non seulement prêt à signer une pétition et à écriredes lettres de doléances mais aussi à faire un don de 10 £ à ungroupe de coordination des actions de protestation	10 £ + *c* ≤ CAP < 30 £ + *c*
Je serais non seulement prêt à signer une pétition et à écrire des lettres de doléances mais aussi à faire un don de 30 £ à un groupe de coordination des actions de protestation	CAP ≥ 30 £ + *c*

Note : *c* est la valeur monétaire du temps, de l'effort et des dépenses nécessaires pour écrire une lettre de doléances.
Source : Atkinson *et al.* (2004).

La valeur de *c* n'étant pas connue, on est parti du principe qu'il faudrait une heure pour écrire et expédier une telle lettre. Autrement dit, la valeur de *c* est présumée égale à celle attribuée par le ménage à une heure de son temps. Conformément à une hypothèse fréquemment formulée concernant la valeur du temps consacré à d'autres activités que le travail, *c* est calculé sur la base du revenu annuel après impôts. La valeur d'une heure de temps est en l'espèce supposée égale à un tiers du taux de salaire, soit approximativement deux millièmes du revenu annuel après impôts du ménage.

sans conséquences et il est relativement fréquent que des personnes interrogées se refusent à répondre à la question relative à la valeur au motif qu'elles s'opposent par principe au paiement d'impôts ou de redevances sur l'eau de montant plus élevé, même si le changement proposé accroît leur bien-être. Le recours à l'impôt soulève également des problèmes de transparence et de confiance dans les pouvoirs publics, sans compter que les

recettes fiscales ne peuvent en règle générale être spécialement affectées à un usage particulier. Il exclut en outre de l'échantillon les personnes non imposables et il risque de ne pas être crédible dans le cas des scénarios qui font appel au CAR, c'est-à-dire qui impliquent un allègement d'impôts. Les paiements volontaires risquent pour leur part d'encourager le resquillage compte tenu que les personnes interrogées ont intérêt à surestimer leur CAP afin d'obtenir la disposition du bien ou du service considérés, la décision de les acquérir ou non dans le futur n'étant (librement) prise qu'à une date ultérieure (voir l'encadré 8.2). Le choix d'un mode de paiement sous la forme de prix à acquitter pose également des problèmes étant donné que les personnes interrogées peuvent accepter de payer davantage mais ajuster tout simplement les quantités consommées afin que la dépense totale demeure inchangée.

Un certain consensus paraît certes se dégager quant à la nécessité d'éviter dans la plupart des cas les modes de paiement de nature volontaire en raison du problème insurmontable du resquillage. Le choix du mode de paiement n'en dépendra pas moins en dernière analyse du bien particulier considéré et du contexte dans lequel il sera fourni. La crédibilité et l'acceptabilité sont d'importants éléments à prendre en considération en l'occurrence. Un principe simple consiste à retenir le mode de paiement auquel il sera selon toute vraisemblance réellement fait appel. Le recours aux taxes ou redevances sur l'eau devrait ainsi être privilégié sur le marché contingent dès lors qu'elles constituent le moyen par lequel il est prévu d'exercer une incidence sur l'approvisionnement. Il doit toutefois être fait exception à ce principe s'il entre en conflit avec certains des critères précédemment mentionnés. Une étude menée par Georgiou *et al.* (1998) a par exemple constaté une considérable résistance à l'application de telles taxes ou redevances immédiatement après la privatisation des sociétés publiques de distribution d'eau au Royaume-Uni. L'utilisation d'un autre mode de paiement pourrait alors se justifier dans la pratique (pour autant qu'il soit crédible).

Obtention des valeurs monétaires

Après que le scénario hypothétique, le système de fourniture et le mode de paiement leur aient été présentés, un certain nombre de questions sont posées aux personnes interrogées en vue de déterminer quelle valeur elles attribueraient au bien considéré si elles avaient la possibilité de se le procurer dans les conditions indiquées.

La question destinée à obtenir cette information peut se présenter sous différentes formes. Le tableau 8.3 résume les principaux modes d'obtention de valeurs monétaires pour certaines modifications du paysage aux alentours de Stonehenge, site britannique inscrit au patrimoine mondial (Maddison et Mourato, 2002). Les exemples mentionnés ont tous trait à l'obtention du CAP mais pourraient aisément être transposés de telle sorte qu'ils s'appliquent au CAR.

Les questions *ouvertes* offre un moyen d'obtenir de façon simple et directe des valeurs monétaires. Elles ne donnent aux personnes interrogées aucune indication sur la valeur que pourraient avoir les modifications considérées, elles fournissent une grande quantité d'informations dans la mesure où elles permettent de déterminer le CAP maximal de chaque personne interrogée, et elles ne nécessitent que des techniques statistiques relativement rudimentaires. Elles ne génèrent donc aucune distorsion imputable à l'effet d'ancrage ou au point de départ. En d'autres termes, les personnes interrogées ne sont pas influencées par les valeurs de départ et par les montants qui leur sont ensuite proposés. Les praticiens de l'évaluation contingente ont cependant progressivement abandonné les

Encadré 8.2. **Contrainte ou volontariat et CAP pour un bien public**

Carson, Groves et Machina (1999) ont analysé de façon détaillée dans quels cas les personnes interrogées dans le cadre d'une enquête d'évaluation contingente sont incitées à « resquiller ». Ils parviennent à la conclusion que la disposition d'un bien public moyennant des contributions volontaires est particulièrement problématique en raison d'une forte incitation à surestimer le CAP lors de l'enquête (s'il ne semble pas y avoir de lien entre le CAP déclaré et le paiement effectif). Une surestimation du CAP hypothétique accroît en effet la probabilité que le bien public considéré soit fourni sans avoir à payer pour en disposer. À l'inverse, les personnes interrogées pourraient décider de resquiller (et déclarer un CAP inférieur à ce qu'elles seraient en réalité prêtes à payer) s'il leur paraissait crédible que les valeurs déclarées correspondent aux contributions effectives qu'elles auraient à verser. Les modes de paiement sous la forme de contributions volontaires devraient donc être généralement évités dans les enquêtes d'évaluation contingente car ils semblent générer davantage de distorsions que le caractère hypothétique de la méthode. Il convient d'avoir recours à des modes de paiement compatibles avec des incitations afin de réduire au minimum le risque de comportements stratégiques.

Une étude effectuée par Champ *et al.* (2002) s'est attachée à vérifier certaines de ces idées. Les auteurs ont examiné trois types de modes de paiement, qu'ils ont utilisés pour obtenir le CAP pour la création d'un espace vert dans le comté de Boulder, au Colorado : A) une contribution volontaire individuelle à un fonds spécial, B) une contribution volontaire individuelle à un fonds spécial qui serait intégralement remboursée si le projet d'espace vert n'aboutissait pas, et C) une taxe exceptionnelle payable par les résidents dont le montant serait établi en fonction des résultats d'un référendum. Sous réserve que les personnes interrogées aient la conviction que le montant de leur CAP pourrait déterminer celui des coûts effectifs qu'elles auraient à supporter pour financer le projet, il était par principe admis que la théorie (précédemment décrite) permettrait de prévoir l'obtention des résultats suivants :

1. $CAP(C) \leq CAP(A)$
2. $CAP(C) \leq CAP(B)$
3. $CAP(A) \leq CAP(B)$

En d'autres termes, les auteurs pensaient que les modes de paiement relativement contraignants ont moins de probabilité de favoriser le resquillage que ceux de nature plus volontaire. Leur étude paraît leur donner en partie raison puisque de nombreux indices concourent à conforter la première de ces hypothèses. Autrement dit, le CAP était sensiblement plus élevé quand il prenait la forme d'une taxe (C) que lorsqu'il revêtait celle de contributions volontaires (A). Les éléments tendant à confirmer les deux autres postulats sont beaucoup moins nombreux (voire inexistants), mais ces conclusions étayent néanmoins dans une certaine mesure l'idée que les modes de paiement contraignants réduisent l'ampleur des comportements implicites susceptibles d'être jugés de nature stratégique. Cependant, comme le font remarquer les auteurs, ce n'est là qu'une des caractéristiques souhaitables des modes de paiement et, dans la pratique, leur crédibilité jouera également un grand rôle dans la détermination de leurs mérites respectifs.

questions ouvertes du fait d'un certain nombre de problèmes. Elles suscitent en effet un taux élevé de non réponse, de réponses de protestation, de réponses faisant état d'un CAP égal à zéro, ou encore de réponses aberrantes ou plus généralement peu fiables (Mitchell et Carson, 1989). Il est en effet très difficile aux personnes interrogées de déclarer « de but en

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

blanc » le vrai montant de leur CAP maximal pour un changement qu'elles ont du mal à appréhender et qu'elles n'ont jamais songé à évaluer auparavant. Qui plus est, la plupart des transactions qui ont quotidiennement lieu sur les marchés impliquent la décision d'acheter un bien à un certain prix ou de s'en abstenir et non la déclaration d'un quelconque CAP maximal.

Les *systèmes d'enchères* ont été une des techniques les plus largement utilisées dans les années 70 et 80. Dans cette approche, comme dans une vente aux enchères, les personnes interrogées sont confrontées à une série de questions impliquant des choix discrets, dont la dernière est une question ouverte sur le CAP. De l'avis général, cette procédure itérative facilitait la réflexion des personnes interrogées et les encourageait à mûrement peser leurs préférences. Elle présente toutefois un inconvénient majeur : elle risque de générer des distorsions imputables à l'effet d'ancrage ou au point de départ. Elle aboutit également à un grand nombre de réponses aberrantes, c'est-à-dire faisant état de montants irréalistes, ainsi qu'à un assentiment systématique de certaines des personnes interrogées quelle que soit la somme proposée, par souci d'éviter la situation socialement embarrassante d'avoir à dire non.

Les *cartes de paiement* ont été mises au point en vue de disposer de meilleures méthodes que les questions ouvertes ou les systèmes d'enchères. La présentation aux personnes interrogées d'un support visuel qui leur propose un grand nombre de valeurs monétaires facilite leur effort d'évaluation en plaçant les montants proposés dans un contexte et permet dans le même temps d'éviter toute distorsion imputable au point de départ. Le nombre de réponses aberrantes est également réduit par rapport aux méthodes précédemment mentionnées. Certaines cartes de paiement comparent les valeurs monétaires qui y sont indiquées aux dépenses réelles du ménage ou au montant effectif des impôts acquittés par celui-ci (points de référence). Les cartes de paiement risquent néanmoins de générer des distorsions liées à l'éventail des sommes qu'elles proposent et au choix des points de référence.

Les *choix dichotomiques à simple proposition* ou « méthode du référendum » ont connu une vogue croissante dans les années 90. Ils sont censés simplifier l'effort de réflexion des personnes interrogées (auxquelles il est seulement demandé de porter un jugement sur un prix donné, de la même façon qu'elles décident d'acheter ou non un bien à un certain prix dans un supermarché) tout en leur fournissant dans le même temps des incitations à indiquer sincèrement quelles sont leurs préférences dans un contexte donné – autrement dit, il est dans l'intérêt stratégique des personnes interrogées d'accepter le montant proposé si leur CAP est supérieur ou égal à cette somme et de le rejeter si tel n'est pas le cas (voir l'encadré 8.2 pour un examen du problème de la compatibilité avec des incitations). Ce mode d'obtention de valeurs monétaires réduit au minimum le taux de non réponse et évite les réponses aberrantes. Le succès des choix dichotomiques a atteint son apogée en 1993, date à laquelle le groupe de travail de la NOAA en a admis la supériorité (Arrow *et al.*, 1993). L'enthousiasme pour les questions fermées est toutefois progressivement retombé car de plus en plus d'études empiriques avaient révélé que les valeurs obtenues au moyen des choix dichotomiques sont significativement et sensiblement supérieures à celles tirées de questions ouvertes comparables. L'assentiment systématique de certaines des personnes interrogées pourrait également engendrer des distorsions. Les choix dichotomiques sont par ailleurs relativement inefficients dans la mesure où ils fournissent moins d'informations sur chacune des personnes interrogées (le chercheur sait uniquement si le CAP est supérieur ou inférieur à un certain montant), de sorte qu'ils

Tableau 8.3. **Différents modes d'obtention de valeurs monétaires couramment utilisés**

Mode d'obtention	Exemple
Questions ouvertes	*Quelle est la somme maximale que vous seriez prêt à payer tous les ans sous la forme d'une majoration d'impôts pour améliorer le paysage aux alentours de Stonehenge conformément à ce que je viens de décrire ?*
Systèmes d'enchères	*Accepteriez-vous de payer 5 GBP par an sous la forme d'une majoration d'impôts pour améliorer le paysage aux alentours de Stonehenge conformément à ce que je viens de décrire ?* Si oui : L'enquêteur continue à augmenter le montant proposé jusqu'à ce que la personne interrogée réponde non. Le CAP maximal est dès lors déterminé. Si non : L'enquêteur continue à diminuer le montant proposé jusqu'à ce que la personne interrogée réponde oui. Le CAP maximal est dès lors déterminé.
Cartes de paiement	*Laquelle des sommes indiquées ci-dessous se rapproche le plus du montant maximal que vous seriez prêt à payer tous les ans sous la forme d'une majoration d'impôts pour améliorer le paysage aux alentours de Stonehenge conformément à ce que je viens de décrire ?* 0 GBP 0.5 GBP 1 GBP 2 GBP 3 GBP 4 GBP 5 GBP 7.5 GBP 10 GBP 14.5 GBP 15 GBP 20 GBP 30 GBP 40 GBP 50 GBP 75 GBP 100 GBP 150 GBP 200 GBP > 200 GBP
Choix dichotomiques à simple proposition	*Accepteriez-vous de payer 5 GBP tous les ans sous la forme d'une majoration d'impôts pour améliorer le paysage aux alentours de Stonehenge conformément à ce que je viens de décrire ?* (Le montant proposé varie de façon aléatoire selon les personnes interrogées.)
Choix dichotomiques à double proposition	*Accepteriez-vous de payer 5 GBP tous les ans sous la forme d'une majoration d'impôts pour améliorer le paysage aux alentours de Stonehenge conformément à ce que je viens de décrire ?* (Le prix varie de façon aléatoire selon les personnes interrogées.) Si oui : *Et accepteriez-vous de payer 10 GBP ?* Si non : *Et accepteriez-vous de payer 1 GBP ?*

exigent des échantillons de plus grande taille et des hypothèses statistiques plus solides. Les enquêtes sont donc plus coûteuses et leurs résultats plus sensibles aux hypothèses statistiques formulées.

Les *choix dichotomiques à double proposition* sont plus efficients que ceux à simple proposition car ils permettent d'obtenir davantage d'informations sur le CAP de chaque personne interrogée. On sait ainsi que le vrai montant du CAP d'un individu se situe entre 5 GBP et 10 GBP dès lors qu'il a répondu positivement à la première de ces propositions mais négativement à la seconde. Tous les inconvénients des choix dichotomiques à simple proposition subsistent en l'occurrence. D'autres problèmes se posent en outre : probabilité d'une moindre compatibilité avec des incitations, puisque les personnes interrogées pourraient considérer que la seconde question n'est pas exogène par rapport à la situation de choix, mais aussi risque accru de distorsions imputables à l'effet d'ancrage et à l'assentiment systématique de la part de certains.

Parmi les récents développements concernant les différents modes d'obtention de valeurs monétaires, il convient de citer la méthode proposée par Hanemann et Kanninen (1999), qui constitue un moyen terme entre les *choix dichotomiques à simple et à double proposition* et dans laquelle les personnes interrogées sont d'emblée informées que les coûts de fourniture du bien en question se situeront entre X et Y (X < Y), les valeurs de X et de Y variant selon les individus au sein de l'échantillon. Les personnes interrogées sont alors invitées à dire si elles seraient prêtes à payer le montant le plus bas, c'est-à-dire X. Si la réponse est négative, aucune autre question ne leur est posée. Si elle est positive, il leur est demandé si elles accepteraient de payer le montant Y. Il est également possible de commencer par leur proposer le chiffre le plus élevé, c'est-à-dire Y, et ne leur présenter le montant X que si elles ne se déclarent pas prêtes à payer la première de ces sommes.

Les principaux problèmes posés par les différents modes d'obtention de valeurs monétaires sont résumés au tableau 8.4. Bien entendu, les inconvénients de chacune de ces méthodes doivent être examinés à la lumière des avantages qu'elles présentent. Par conséquent, compte tenu des avantages et des inconvénients respectifs de celles mentionnées ci-dessus, certaines contributions telles que celles de Bateman *et al.* (2002) ou de Champ *et al.* (2003) recommandent généralement de privilégier les choix dichotomiques et, dans une certaine mesure, les cartes de paiement. Ces dernières fournissent en effet davantage d'informations sur le CAP des personnes interrogées, elles sont moins coûteuses à mettre en œuvre que les choix dichotomiques et elles s'avèrent supérieures aux questions ouvertes directes comme aux systèmes d'enchères. Les choix dichotomiques pourraient quant à eux être compatibles avec des incitations et facilitent l'effort d'évaluation des personnes interrogées[3]. Les nouvelles variantes qui ont été décrites (moyen terme entre les choix dichotomiques à simple et à double proposition, mais aussi choix aléatoire des cartes de paiement) paraissent également prometteuses bien que de nouvelles études doivent être réalisées avant que ces modes d'obtention de valeurs monétaires ne soient définitivement établis[4]. Enfin, quoiqu'il soit extrêmement important de déterminer le mode d'obtention le plus valable et le plus fiable, il n'en demeure pas moins souhaitable de préserver une certaine souplesse dans le choix de celui qui sera retenu. Comme l'illustre l'encadré 8.3, certains pourraient ainsi être mieux adaptés que d'autres pour faire face à un problème méthodologique donné.

Tableau 8.4. **Différents modes d'obtention de valeurs monétaires – quelques constatations sommaires**

Mode d'obtention	Principaux problèmes
Questions ouvertes	Grand nombre de réponses faisant état d'un CAP égal à zéro, faible proportion de réponses positives de montant modeste.
Systèmes d'enchères	Dépendance de l'estimation finale par rapport au point de départ retenu.
Cartes de paiement	Légère dépendance de l'estimation à l'égard des montants indiqués sur la carte.
Choix dichotomiques à simple proposition	Estimations généralement supérieures à celles établies à l'aide des autres modes d'obtention.
Choix dichotomiques à double proposition	Hétérogénéité des distributions sous-jacentes du CAP correspondant respectivement à l'une et l'autre des deux réponses.

Source : Carson *et al.* (2001).

Encadré 8.3. **Incertitude concernant la valeur et CAP**

Il paraît vraisemblable que les individus n'aient pas de préférences très précises concernant les variations de l'offre de certains biens non marchands. Dans les études fondées sur les méthodes des préférences déclarées, il pourrait en résulter que certaines des personnes interrogées éprouvent des difficultés à exprimer une valeur unique bien définie. Il pourrait dès lors être souhaitable de leur permettre d'indiquer une fourchette de valeurs au sein de laquelle se situerait très probablement leur CAP, par exemple. Un petit nombre d'études basées sur des enquêtes d'évaluation contingente se sont efforcées de permettre aux personnes interrogées d'exprimer cette incertitude. Afin d'en estimer l'ampleur, tant Dubourg *et al.* (1997) que Hanley et Kriström (2003) ont adapté les cartes de paiement habituellement utilisées pour déterminer les valeurs monétaires.

La seconde de ces études décrit une enquête d'évaluation contingente visant à déterminer le CAP pour des améliorations de la qualité des eaux côtières dans deux localités écossaises. Une carte de paiement (voir le graphique 8.1) proposant des valeurs comprises entre 1 GBP et 125 GBP était présentée à un échantillon de la population écossaise résidant à proximité de ces localités composé d'individus ayant déclaré un CAP positif pour cette amélioration. Afin de vérifier si les personnes interrogées étaient incertaines du montant précis de leur CAP, les auteurs ont posé de deux façons différentes la question d'évaluation.

Les personnes interrogées étaient tout d'abord priées de dire si elles seraient vraiment prêtes à payer le plus faible montant indiqué sur la carte (soit 1 GBP) pour améliorer la qualité des eaux côtières. Si elles répondaient « oui », il leur était ensuite demandé si elles seraient vraiment prêtes à payer la plus faible des autres sommes figurant sur la carte (à savoir 2 GBP), et ainsi de suite, des montants de plus en plus élevés leur étant successivement proposés jusqu'à ce qu'elles répondent « non » pour un chiffre donné.

En second lieu, outre ce moyen classique d'obtention du CAP à l'aide d'une carte de paiement, les personnes interrogées étaient invitées à dire si le plus élevé des montants indiqués (soit 125 GBP) leur paraissait excessif. Si elles répondaient « oui », il leur était demandé si la plus grosse des autres sommes (à savoir 104 GBP) était trop élevée, et ainsi de suite, des montants de plus en plus faibles leur étant successivement proposés jusqu'à ce qu'elles déclarent ne pas être sûres qu'un chiffre donné soit excessif.

Graphique 8.1. **Carte de paiement dans une étude d'évaluation contingente d'une amélioration de la qualité des eaux côtières en Écosse**

£ par an	A : Je serais vraiment prêt à payer (✓)	B : Je ne serais vraiment PAS prêt à payer (✗)
1	✓	
2	✓	
5	✓	
10	✓	
13	✓	
15	✓	
20	✓	
26	✓	
34	✓	
40		✗
52		✗
60		✗
65		✗
70		✗
93		✗
104		✗
125		✗

Source : Adapté de Hanley and Kriström (2003).

Encadré 8.3. **Incertitude concernant la valeur et CAP** *(suite)*

Le graphique 8.1 présente les résultats de ce processus. Elle rend compte de la notion d'incertitude, qui a pu être cernée en s'enquérant ainsi du montant du CAP. L'écart entre les cases cochées et celles marquées d'une croix sur cette carte de paiement indique jusqu'à quel point la personne interrogée est incertaine du montant exact de son CAP. Celle-ci n'est en l'occurrence vraiment pas prête à payer 60 GBP mais elle n'est pas sûre que les montants supérieurs à 34 GBP et inférieurs à 60 GBP soient trop élevés. Il importe à l'évidence que les études de ce type qui seront entreprises dans le futur se préoccupent de mieux comprendre les causes de cette incertitude – qu'un certain nombre de facteurs pourraient par exemple expliquer – et d'établir si elle varie ou non selon le bien non marchand considéré.

8.3. Consentement à payer moyen ou médian?

Les décideurs qui s'appuient sur les conclusions d'une analyse coûts-bénéfices (ACB) admettent par là-même que les préférences exprimées par les individus au travers de leur CAP permettent entre autres de mesurer valablement les effets exercés sur le bien-être par une certaine variation de l'offre d'un bien public donné. Il n'est généralement pas tenu compte de la façon dont la capacité de payer pourrait limiter le montant de leur CAP (ce qui revient à dire que la répartition des revenus existante est censée être donnée) et l'on présume que ceux qui déclarent un CAP plus élevé montrent tout simplement une plus grande préférence pour ce bien (voir cependant le chapitre 15 pour un examen des moyens de prendre en considération la répartition). Dans ces circonstances, le CAP moyen est préféré au CAP médian car il rend mieux compte de la variation des préférences des différents individus, dont l'agrégation doit permettre de déterminer les préférences de l'ensemble de la société.

Dans le cadre des études d'évaluation contingente appliquées aux biens environnementaux et culturels, il n'est pas rare que la distribution du CAP soit asymétrique : fort peu de personnes interrogées déclarent un CAP extrêmement élevé alors que beaucoup font état d'un montant très modeste (voire égal à zéro). Autrement dit, le CAP *moyen* confère alors un poids « excessif » à une minorité de personnes interrogées exprimant des préférences positives très marquées. Le CAP moyen est certes l'instrument de mesure qu'il convient en théorie d'utiliser dans l'ACB. Il est toutefois probable que le CAP médian puisse mieux prédire la somme que le plus grand nombre accepterait effectivement de payer (en cas de forte dispersion des montants déclarés). Cet état de choses revêt une importance pratique lorsque les décideurs souhaitent recouvrer une partie des bénéfices monétaires d'un projet afin d'en amortir les coûts de mise en œuvre. Compte tenu que le CAP médian correspond à la somme que la majorité des individus seraient prêts à payer, la répercussion d'une fraction des coûts au plus égale à ce chiffre paraîtra vraisemblablement plus acceptable à l'opinion publique que celle d'un montant plus proche d'un CAP moyen par trop influencé par un nombre relativement restreint de réponses faisant état de valeurs très élevées. La question de savoir s'il convient de préférer l'une ou l'autre de ces mesures de la valeur fait toutefois l'objet d'un débat qui n'est toujours pas clos au sein de l'économie de l'environnement. Pour résumer, si l'on part du principe que les CAP moyen et médian méritent tous deux d'être pris en considération dans les procédures modernes de décision, il est souhaitable que les études d'évaluation contingente fassent état de l'un comme de l'autre.

8.4. Validité et fiabilité

Malgré les nombreuses améliorations méthodologiques qui lui ont été apportées et la large application qui en est faite, en particulier dans le domaine de l'économie de l'environnement, l'évaluation contingente n'en suscite pas moins de vives controverses. Un des principaux motifs de préoccupation concerne la capacité de cette méthode à fournir des estimations du CAP valables et fiables. Les réponses des personnes interrogées peuvent en effet être systématiquement faussées par un certain nombre de facteurs. Ceux-ci ne sont pas propres aux études d'évaluation contingente mais s'avèrent communs à la plupart des techniques fondées sur des enquêtes et paraissent essentiellement liés aux problèmes de conception et de mise en œuvre de ces dernières. Mitchell et Carson (1989) en offrent un vaste tour d'horizon.

Différents types de biais peuvent apparaître : biais hypothétique (terme générique désignant l'ensemble des problèmes qui découlent du caractère fictif du marché objet de l'évaluation contingente); comportements stratégiques (tels que le resquillage); biais d'inclusion (l'estimation de la valeur étant insensible aux variations du bien considéré); effet d'ancrage (quand la valeur estimée dépend du premier montant proposé, voir le point 8.2.2 ci-dessus); et biais informationnels (lorsque l'énoncé de la question influe indûment sur les réponses). Plusieurs d'entre eux sont examinés ci-après.

La validité des estimations fournies par les études d'évaluation contingente (c'est-à-dire jusqu'à quel point elles mesurent la variable souhaitée) et leur fiabilité (c'est-à-dire leur degré de reproductibilité) ne sont pas faciles à évaluer puisque le CAP réel ne peut à l'évidence être observé. Divers aspects de la validité et de la fiabilité peuvent néanmoins être indirectement testés.

Un test allant de soi consiste à vérifier si les résultats de l'évaluation contingente sont conformes à ce que prévoit la théorie économique. Cette façon de procéder renvoie au concept de *validité théorique*. En général, les tests de la validité théorique examinent l'influence qu'exercent sur le CAP estimé un certain nombre de variables démographiques, économiques, comportementales et géographiques présumées en être les déterminants. Ils sont normalement réalisés en régressant sur ces variables le CAP estimé et en observant si les coefficients obtenus sont significatifs et si leur signe et leur ordre de grandeur sont conformes aux attentes. Ils sont désormais couramment mis en œuvre dans le cadre de l'évaluation contingente et la plupart des études en font état. Un test de la validité théorique fréquemment utilisé (notamment dans le cas des choix dichotomique) consiste à voir si le pourcentage de personnes interrogées prêtes à payer un prix donné diminue à mesure que le montant qu'il leur est demandé d'acquitter augmente. Cette condition équivaut à une élasticité négative de la demande par rapport au prix dans le cas d'un bien individuel. On en vérifie généralement le respect en s'assurant que le coefficient des prix est négatif et significatif et les études d'évaluation contingente montrent que cette hypothèse est presque toujours satisfaite (Carson *et al.* 1996).

Un autre test consiste à observer si le CAP augmente proportionnellement à l'accroissement de la quantité ou de la qualité du bien proposé. La question de savoir si les estimations obtenues au moyen de l'évaluation contingente respectent ce critère est une des plus controversées dans le cadre du débat sur leur validité. L'insensibilité aux variations quantitatives ou qualitatives d'un bien est souvent dénommée « biais d'inclusion ». Les tests de sensibilité utilisés pour en mesurer le degré peuvent être internes : il est en l'occurrence demandé à un même échantillon d'évaluer divers niveaux

d'offre du bien. Ils peuvent tout aussi bien être externes : plusieurs sous-échantillons différents mais équivalents sont alors invités à estimer la valeur de ces divers niveaux d'offre du bien. Les tests internes infirment le plus souvent l'hypothèse d'un biais d'inclusion. La controverse a essentiellement porté sur les tests externes, plus puissants.

Dans deux études très souvent citées, tant Kahneman et Knetsch (1992) que Desvousges *et al.* (1993) ont constaté que les réponses des individus aux enquêtes d'évaluation contingente ne diffèrent pas sensiblement en fonction de l'ampleur des variations quantitatives ou qualitatives du bien considéré. Un certain nombre d'explications ont été avancées pour rendre compte de ce phénomène. Kahneman et Knetsch (1992) ont ainsi fait valoir que les individus ne montrent pas de préférences très marquées pour les biens environnementaux et tendent à privilégier d'autres facettes de la protection de l'environnement, telles que la satisfaction morale de contribuer à une bonne cause. Ce sentiment de satisfaction serait donc indépendant de l'ampleur de la cause. D'autres auteurs (dont Smith, 1992) ont affirmé que le biais d'inclusion résulte pour l'essentiel d'une mauvaise conception de l'enquête. Il a également été suggéré que, pour faciliter l'évaluation et les décisions financières, les individus réfléchissent selon un système de postes de dépenses ou de « comptes mentaux » entre lesquels ils répartissent leurs revenus (Thaler, 1984). Dans le cas des améliorations environnementales, admettant qu'ils affectent un budget relativement faible au « poste environnement », ils risquent de ne pas pouvoir procéder à des ajustements significatifs de leurs estimations de la valeur pour tenir compte des changements quantitatifs ou qualitatifs du bien environnemental considéré. Le biais d'inclusion pourrait être en l'occurrence principalement dû au fait que les estimations de la valeur prennent en considération une contrainte budgétaire relativement stricte et inflexible par rapport aux variations du revenu total de la personne interrogée.

Pour évaluer empiriquement l'ampleur de ce phénomène, Carson (1998) a procédé à un vaste tour d'horizon des travaux publiés concernant les tests de sensibilité réalisés sur la base d'échantillons fractionnés. Il a mis en évidence que, depuis 1984, l'hypothèse d'une insensibilité aux variations a été infirmée par 31 études, alors que 4 autres parvenaient à la conclusion contraire. Cette question peut également être examinée en procédant à une comparaison de différentes études portant sur des biens similaires. Une méta-analyse de la valeur attachée aux améliorations de la qualité de l'air (Smith et Osborne, 1996) a également écarté l'hypothèse d'un biais d'inclusion et a montré que les estimations obtenues par les études d'évaluation contingente présentaient des variations systématiques et prévisibles en fonction des différences de caractéristiques du bien considéré. Les premières conclusions quant à une insensibilité persistante à l'égard de ces différences paraissent donc pouvoir être en partie attribuées au manque de puissance statistique du test utilisé pour détecter les variations de la valeur.

De nombreux praticiens sont parvenus à la conclusion que, si tant est qu'elle existe, l'insensibilité aux variations quantitatives ou qualitatives du bien considéré est généralement due à l'imprécision des scénarios ou à une description vague et abstraite du changement que devrait entraîner la politique mise en œuvre, d'où la possibilité que les personnes interrogées ne puissent percevoir de différence réelle entre des impacts de divers ordres de grandeur (Carson et Mitchell, 1995). L'importance du changement proposé doit donc être définie de façon claire, précise et pertinente. Il n'en est pas moins particulièrement difficile de la décrire dans certains cas. Les risques pour la santé en offrent un exemple typique, puisque l'insensibilité à l'ampleur de leurs variations est systématiquement constatée, malgré les efforts des

chercheurs pour les présenter de manière simple et en se mettant à la portée des personnes interrogées (voir l'encadré 8.4).

Un autre test de la validité théorique fréquemment utilisé consiste à analyser la relation entre le revenu et le CAP. Si l'actif environnemental qu'il s'agit d'évaluer est un bien ordinaire, il faut s'attendre à ce que le coefficient du revenu soit positif et significatif. Les études d'évaluation contingente appliquées aux actifs environnementaux parviennent souvent à la constatation empirique que l'élasticité du CAP par rapport au revenu est positive mais sensiblement inférieure à un. Cette faible élasticité par rapport au revenu a été à l'origine d'une partie des critiques adressées à l'évaluation contingente. La plupart des actifs environnementaux sont généralement considérés comme des biens de luxe plutôt que de première nécessité, aussi beaucoup d'auteurs s'attendaient-ils à ce que l'élasticité du CAP par rapport au revenu soit en règle générale supérieure à un. Cependant, comme le font remarquer Flores et Carson (1997), les études d'évaluation contingente calculent l'élasticité du CAP par rapport au revenu pour des quantités constantes et non l'élasticité de la demande par rapport au revenu, qui est établie pour des quantités variables. Ces auteurs démontrent qu'un bien de luxe défini en fonction du comportement de la demande peut tout autant se caractériser par une élasticité du CAP par rapport au revenu inférieure à zéro, comprise entre zéro et un, ou encore supérieure à un. Ils analysent également dans quels cas il est probable que cette élasticité se révèle inférieure à celle de la demande par rapport au revenu.

Les détracteurs de l'évaluation contingente font fréquemment valoir que les estimations du CAP qu'elle permet d'obtenir surestiment de façon grossière la vraie valeur que les personnes interrogées attachent au bien considéré (par exemple Cummings *et al*., 1986). L'ampleur de ce problème de validité peut être indirectement déterminée en comparant les estimations tirées d'une étude d'évaluation contingente aux valeurs obtenues pour le même bien au moyen d'autres méthodes fondées sur les préférences révélées. Cela revient à tester la *validité convergente*. Carson *et al.* (1996) ont réalisé une méta-analyse à partir de 616 estimations tirées de 83 études faisant appel à plusieurs méthodes d'évaluation. Ils sont parvenus à la conclusion qu'en règle générale les estimations obtenues à l'aide de l'évaluation contingente étaient très similaires quoique légèrement inférieures à celles établies au moyen des méthodes des préférences révélées, les unes et les autres étant fortement corrélées (leurs coefficients de corrélation allant de 0.78 à 0.92). Ces constatations confortent l'idée que, malgré le caractère hypothétique de la méthode qu'elles utilisent, les études d'évaluation contingente fournissent des estimations de la valeur des biens environnementaux non seulement acceptables mais aussi très proches de celles fondées sur les comportements effectivement observés. Les tests de validité convergente ne sont cependant utiles que pour les biens quasi-publics, puisque seules peuvent être comparées les estimations des valeurs d'usage compte tenu de la portée restreinte des techniques des préférences révélées. La valeur des biens publics au sens strict ne peut donc être analysée au moyen de celles-ci.

Un concept légèrement différent, celui de fiabilité, peut jeter de la lumière sur ce problème particulier et permettre de mesurer la stabilité et la reproductibilité d'une des estimations. Un test de fiabilité couramment utilisé consiste à évaluer la reproductibilité dans le temps des estimations obtenues au moyen de l'évaluation contingente (procédure de test et retest). McConnell *et al.* (1997) ont examiné les données disponibles sur les tests de fiabilité temporelle et ils ont constaté que les CAP exprimés par les individus étaient fortement corrélés dans le temps (les coefficients de corrélation étant généralement compris entre 0.5 et 0.9) quelles que soient la nature du bien et la population étudiée, ce qui

Encadré 8.4. **Insensibilité aux risques dans les études fondées sur les méthodes des préférences déclarées**

Un certain nombre d'indices recueillis par le passé tendent à montrer que, dans les enquêtes fondées sur les méthodes des préférences déclarées, le CAP des personnes interrogées pourrait être insuffisamment sensible à l'ampleur de la réduction des risques et que c'est particulièrement le cas pour des variations du risque de référence très faibles (Jones-Lee *et al.*, 1985; Beattie *et al.*, 1998). Dans un vaste tour d'horizon, Hammitt et Graham (1999) sont parvenus à la conclusion suivante : « *Dans l'ensemble, les données limitées dont on dispose sur les études d'évaluation contingente appliquées au domaine de la santé ne sont pas rassurantes concernant la sensibilité du CAP aux variations des probabilités* » (p. 40). Corso *et al.* (2000) ont cependant constaté que divers éléments paraissaient révéler une certaine insensibilité aux risques lorsque les réductions apportées à ceux-ci étaient exclusivement décrites *par oral* aux personnes interrogées mais que d'importants indices de sensibilité aux risques étaient observés lorsqu'elles l'étaient également par des moyens *visuels*.

Ce mode particulier de présentation visuelle a été utilisé avec succès dans une étude des préférences individuelles en matière de réduction des risques de décès au Canada et aux États-Unis réalisée par Alberini *et al.* (2004). Il était demandé aux personnes interrogées d'indiquer – au moyen de choix dichotomiques – quel serait leur CAP pour réduire ces risques de 1 pour 1 000 *ou* de 5 pour 1 000, ce qui constitue en d'autres termes un test externe de la sensibilité à leurs variations. Pour les aider à visualiser ces faibles variations, les auteurs ont eu recours à un mode de présentation des risques similaire à celui recommandé par Corso *et al.* (2000). Il se composait en l'occurrence d'une grille de 1 000 carrés dont ceux de couleur rouge mettaient en évidence la prévalence des risques, cet outil étant associé à d'autres dispositifs destinés à familiariser les personnes interrogées avec le concept de risque de décès). Les premières questions qui leur étaient posées visaient à identifier celles qui avaient saisi ce concept et celles auxquelles il échappait manifestement. Il leur était par exemple demandé de comparer les grilles de deux individus hypothétiques et de dire lequel avait le plus de risques de mourir. Il est intéressant de noter qu'environ 12 % des personnes interrogées aux États-Unis et au Canada ont échoué à ce test puisqu'elles ont désigné (à tort) celui qui avait le moins de risques de disparaître (sa grille comportant moins de carrés rouges).

Cette question, tout comme d'autres posées par les auteurs en vue d'effectuer une présélection au sein de l'échantillon, avait pour objet de déterminer quelles étaient les personnes interrogées qui saisissaient « correctement » les risques – et étaient donc à même de répondre aux questions ultérieures relatives au CAP – et celles qui n'y parvenaient pas. Les auteurs s'attendaient à ce que les préférences déclarées des membres du premier groupe aient plus de probabilités de satisfaire à un test de sensibilité aux variations des risques (leur CAP étant par exemple proportionnel à l'ampleur de ces dernières) que celles « contaminées » par les réponses des membres du second groupe. Les auteurs ont certes constaté que l'exclusion de ceux ayant échoué aux tests de sensibilité aboutissait à des CAP d'un montant nettement différent selon qu'il s'agissait de réductions des risques de 1 pour 1 000 ou de 5 pour 1 000, sans que le respect du critère de proportionnalité auquel beaucoup voudraient que se conforment ces tests ne puisse pour autant être observé. Il s'agit en d'autres termes de savoir si le CAP est ou non (environ) 5 fois plus élevé lorsque la variation des risques atteint 5 pour 1 000 que lorsqu'elle n'est que de 1 pour 1 000.

Tableau 8.5. **Test de sensibilité aux variations des risques de décès (CAP médian, USD)**

Réduction des risques	CAP médian au Canada		CAP médian aux États-Unis	
	Plus assurées	Moins assurées	Plus assurées	Moins assurées
5 pour 1 000	414 USD	268 USD	205 USD	445 USD
1 pour 1 000	126 USD	136 USD	23 USD	236 USD
Ratio	3.3	2.0	8.9	1.9

Source : Alberini *et al.* (2004).

Encadré 8.4. **Insensibilité aux risques dans les études fondées sur les méthodes des préférences déclarées** *(suite)*

Une question d'auto-évaluation ultérieurement posée aux personnes interrogées en vue de déterminer si elles se sentaient plus ou moins assurées de leur réponse au sujet de leur CAP semble constituer le trait distinctif de cette étude. Les résultats en sont résumés au tableau 8.5. Les personnes interrogées les plus assurées de leurs réponses paraissent dans l'ensemble déclarer des CAP satisfaisant au critère plus strict de proportionnalité par rapport à l'ampleur des variations. (Le ratio des CAP médians n'est pas exactement égal à 5, ni dans le cas des États-Unis ni dans celui du Canada, mais ce qui importe en l'occurrence c'est qu'il ne s'en écarte pas significativement.) Les CAP médians calculés en ne tenant compte que des personnes interrogées qui n'étaient pas si assurées de leurs réponses ne respectaient par contre pas ce critère particulier. Ces constatations offrent donc manifestement des indications essentielles à la compréhension du CAP et de l'insensibilité aux risques.

indique que l'évaluation contingente est une méthode de mesure fiable. En outre, le questionnaire établi en faisant appel aux techniques les plus modernes originairement utilisé en Alaska à la suite du naufrage de l'Exxon Valdez (Carson *et al.*, 2003) a été soumis deux ans plus tard à un autre échantillon de la population : les coefficients des deux équations de régression permettant de prédire le montant du CAP étaient presque identiques (Carson *et al.*, 1997). (Voir le chapitre 17 pour un examen de la fiabilité et du transfert des avantages.)

Un moyen encore plus puissant et direct de vérifier la validité et l'exactitude des estimations hypothétiques obtenues grâce à l'évaluation contingente pourrait consister à comparer celles-ci avec les valeurs « réelles » ou « véritables » correspondantes lorsqu'il est possible de déterminer ces dernières du fait qu'elles sont révélées par les comportements observés. Ces tests de *validité des critères* analysent dans quelle mesure la nature hypothétique de l'évaluation contingente fausse systématiquement les résultats lorsque l'influence de tous les autres facteurs est neutralisée. C'est là le test de validité le plus difficile à réaliser étant donné qu'il ne peut s'appliquer à de nombreux types de biens. De fait, une grande partie des tests de validité des critères ont été menés en laboratoire sous la forme de transactions « en monnaie réelle » simulées et la plupart ont porté sur des biens individuels. L'encadré 8.5 décrit d'intéressants nouveaux développements de ces travaux expérimentaux.

Foster *et al.* (1997) ont passé en revue les travaux publiés dans ce domaine, qui portent aussi bien sur les expériences sur le terrain que sur celles menées en laboratoire. Les modes de paiement sont généralement de nature volontaire. Les données empiriques montrent que les études d'évaluation contingente, qui ont un caractère hypothétique, ont tendance à surestimer le CAP effectif. On a pu constater que la plupart des facteurs de calibrage (c'est-à-dire des ratios CAP hypothétique/CAP effectif) se situaient dans une fourchette allant de 1.3 à 14. Afin d'expliquer la raison de cet écart entre les valeurs réelles et hypothétiques, Foster *et al.* (1997) ont également réalisé une expérience dans laquelle ils comparaient les statistiques relatives aux dons effectivement reçus à la suite d'un appel à la générosité du public en vue de sauvegarder une espèce d'oiseaux menacée avec les valeurs estimées au moyen d'études d'évaluation contingente portant sur des ressources environnementales similaires. Ils en ont pour l'essentiel conclu que l'écart entre les valeurs réelles et les estimations hypothétiques pourrait être autant dû aux comportements de resquillage – compte tenu de la nature volontaire du mode de paiement – qu'au caractère hypothétique de l'évaluation contingente.

Encadré 8.5. **Caractère imaginaire de la situation : « communication peu coûteuse et évaluation contingente »**

Des études en nombre restreint mais néanmoins croissant se sont efforcées d'examiner l'impact qu'exerce sur le biais hypothétique l'adaptation du concept de « communication peu coûteuse » (définie comme la transmission d'informations sans avoir à supporter aucun frais) dans le cadre d'expériences faisant appel à des méthodes similaires à celle de l'évaluation contingente. Il convient notamment de citer les expériences pilotes réalisées par Cummings et Taylor (1999), ou encore par Brown *et al.* (2003).

Dans ces études, le « biais hypothétique » est défini comme l'écart entre ce qu'un individu se déclare prêt à payer dans une situation imaginaire et la somme qu'il verse en réalité. La « communication peu coûteuse » consiste à ajouter à la question (portant sur un scénario imaginaire) posée aux personnes interrogées un texte complémentaire leur expliquant le problème du biais hypothétique et les invitant à répondre comme si elles étaient en situation réelle. Cette approche vise donc à déterminer s'il est possible de demander aux personnes interrogées de se comporter en faisant abstraction du caractère imaginaire de la situation.

L'impact psychologique que les informations fournies au moyen de cette « communication peu coûteuse » pourraient exercer sur les personnes interrogées suscite il est vrai certaines craintes (risque qu'elles génèrent un biais en sens inverse et/ou que la mise en garde soit jugée par trop évidente). Il n'en reste pas moins que les résultats de ces études sont non seulement intéressants mais revêtent aussi une grande importance. Cummings et Taylor (1999) soumettent un seul et même montant à toutes les personnes interrogées, qu'ils invitent à répondre par « oui » ou par « non » au chiffre proposé. Ils observent que le texte sur lequel s'appuie cette « communication peu coûteuse » réduit efficacement le biais hypothétique et qu'il assure donc une plus grande concordance entre le montant du CAP déclaré et celui du paiement effectif. Brown *et al.* (2003) font varier le montant proposé selon les personnes interrogées et ils constatent eux aussi que la « communication peu coûteuse » donne de bons résultats dans des conditions identiques à celles déjà décrites.

La plupart de ces études sont basées sur des expériences menées en faisant appel à des étudiants d'université (rémunérés); autrement dit, elles ne sont pas fondées sur des applications réalisées sur le terrain auprès du grand public. Aussi peuvent-elles se permettre d'inclure un texte relativement long pour mettre en œuvre la « communication peu coûteuse ». Il faudrait pourtant qu'il soit bien plus court si l'on veut que cette méthode soit largement utilisée, or les expériences (Loomis *et al.*, 1996) et les applications sur le terrain (Poe *et al.*, 1997) tendent à montrer que son raccourcissement ne donne guère de résultats encourageants.

8.5. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs

Bien qu'elle soit à certains égards controversée, de nombreux universitaires et décideurs reconnaissent de plus en plus que l'évaluation contingente constitue une méthode souple et puissante d'estimation de la valeur monétaire des impacts non marchands des projets et des politiques. De façon plus générale, les approches fondées sur les préférences déclarées s'appuient sur des enquêtes directes pour déterminer les préférences des individus ou des ménages, et plus spécifiquement le montant du CAP pour des variations de l'offre de biens (non marchands), lequel présente une corrélation systématique avec les préférences sous-jacentes des personnes interrogées. Cette technique est donc particulièrement utile pour évaluer les impacts sur les biens non

marchands, dont la valeur ne peut être déterminée à l'aide des méthodes des préférences révélées. Il convient toutefois de noter que l'évaluation contingente est souvent utilisée même quand il est possible de faire appel à ces dernières.

Cet intérêt croissant a été à l'origine d'un considérable développement des recherches concernant l'évaluation contingente au cours de la dernière dizaine ou quinzaine d'années. La question de savoir quelle forme doivent prendre de préférence les questions posées en vue de déterminer le CAP des personnes interrogées dans le cadre des enquêtes d'évaluation contingente est par exemple déjà passée par un certain nombre d'étapes différentes, comme cela a été précédemment indiqué dans ce chapitre. Cela ne signifie pas pour autant que l'on puisse de sitôt espérer que les enquêtes fondées sur les préférences déclarées soient conçues selon un modèle unique. Ni que ce soit nécessairement souhaitable. Ce chapitre a montré que réduire au minimum les distorsions générées par les comportements stratégiques des personnes interrogées en adoptant systématiquement des modes de paiement compatibles avec des incitations constitue à juste titre une priorité mais qu'il est tout aussi souhaitable et légitime de se préoccuper de la crédibilité de ces mêmes modes de paiement. Toujours est-il que la réponse à ce problème variera vraisemblablement selon les différents types de projets ou de politiques envisagés.

La validité et la fiabilité des conclusions des études d'évaluation contingente demeurent des sujets de préoccupation. De fait, une grande partie des recherches dans ce domaine ont visé à concevoir des tests rigoureux de leur robustesse méthodologique quels que soient les contextes et les biens et services non marchands considérés. Le tour d'horizon auquel il a été procédé dans la dernière partie de ce chapitre permet de finir sur une note d'optimisme concernant l'utilisation de l'évaluation contingente pour estimer la valeur des biens non marchands. Il y a en effet lieu d'espérer au vu des récents développements que les enseignements tirés des tests de validité et de fiabilité permettent de formuler des recommandations pratiques quant à la conception des enquêtes futures. Il est de fait possible d'affirmer que bon nombre des critiques adressées à cette technique tiennent davantage aux problèmes qui se posent aux stades de la conception et de la mise en œuvre de l'enquête qu'à un quelconque défaut intrinsèque de la méthode utilisée. Dans l'ensemble, les constatations empiriques corroborent pour une large part la validité et la fiabilité des estimations obtenues au moyen de l'évaluation contingente. Ce jugement globalement positif connaît pourtant des exceptions. Le chapitre 11 examine ainsi en détail l'idée que l'écart entre le CAP et le CAR est loin d'être une simple conséquence de la façon dont sont formulées les questions d'évaluation contingente, par exemple.

Dans l'ensemble, les recherches les plus récentes en matière d'évaluation contingente soulignent dans leur immense majorité l'intérêt que peuvent présenter (par leur validité et leur fiabilité) les études de bonne qualité et elles montrent ce faisant qu'il est souhaitable que les praticiens respectent d'une façon ou d'une autre des lignes directrices définissant les bonnes pratiques. Celles établies par la NOAA font figure de référence, mais certaines autres plus récentes (dont celles de Bateman *et al.* 2002, qui visent à éclairer l'application des méthodes des préférences déclarées par les pouvoirs publics au Royaume-Uni, ou encore celles de Champ *et al.* 2003 pour les États-Unis) fournissent également aux praticiens d'utiles points de référence des règles de l'art.

Notes

1. La rédaction de questions valables obéit à l'évidence à certains principes généraux, tout comme le choix de la forme et de la présentation du questionnaire. Les études fondées sur les méthodes des préférences déclarées doivent en outre respecter une série de recommandations. Les lignes directrices relatives à ces problèmes d'ordre général peuvent être trouvées dans diverses sources (voir par exemple Tourangeau *et al.*, 2000).

2. La description des modifications subies par le bien considéré et du changement induit par la politique envisagée pourrait devoir s'appuyer non seulement sur des informations textuelles mais aussi sur des photos, des dessins, des plans, des diagrammes et des graphiques.

3. Un certain nombre d'ajustements doivent être apportés aux arguments précédemment exposés quand le CAR est préféré au CAP. Tout d'abord, contrairement à ce qui se produit lorsque l'on opte pour ce dernier, les questions ouvertes aboutissent alors à des valeurs moyennes plus élevées que les choix dichotomiques. Elles peuvent également susciter de très nombreuses réponses aberrantes. Les choix dichotomiques constituent dès lors l'option la plus prudente. Les mesures fournies par le CAR n'étant pas limitées par le revenu, les personnes interrogées peuvent avoir une certaine tendance à la surenchère. Il pourrait être souhaitable de mettre en place certains mécanismes pour y remédier.

4. Quel que soit le mode d'obtention retenu, l'existence de biens de substitution est rappelée aux personnes interrogées, tout comme les contraintes budgétaires auxquelles elles sont soumises, ainsi que la nécessité qui en découle de procéder à des ajustements compensatoires de leurs autres postes de dépenses pour que la transaction financière supplémentaire impliquée par l'enquête puisse être effectuée. Il s'agit de leur remettre en mémoire que le bien en question pourrait ne pas être unique et que ce n'est pas sans incidence sur sa valeur, mais aussi que leurs revenus sont limités et qu'elles doivent procéder à des arbitrages entre l'affectation de leur argent à l'amélioration de l'environnement ou à d'autres usages. Une fois achevé le processus d'obtention du CAP, un certain nombre de questions peuvent par la suite leur être posées pour qu'elles expliquent leurs réponses afin d'aider l'analyste à comprendre pourquoi elles étaient ou non prêtes à payer pour que le changement proposé se produise. Ces questions sont importantes car elles concourent à identifier les réponses non valables (telles que celles de protestation), c'est-à-dire qui ne reflètent pas les variations du bien-être individuel liées au changement considéré.

ISBN 978-92-64-01006-2
Analyse coûts-bénéfices et environnement
Développements récents
© OCDE 2006

Chapitre 9

Approches fondées sur les préférences déclarées : modélisation des choix

Largement utilisée dans les travaux sur le marketing et sur les transports, la modélisation des choix (qui recouvre en fait une série de méthodes fondées sur des enquêtes) n'est appliquée à l'environnement que depuis une date relativement récente. Un de ses atouts manifestes tient à sa capacité à évaluer des changements environnementaux de nature multidimensionnelle. En effet, le changement subi par un actif environnemental à la suite de la mise en œuvre d'une politique se traduit souvent par des modifications de ses diverses caractéristiques, dont chacune devra être évaluée séparément. La modélisation des choix permet de quantifier la valeur marginale ou unitaire de chacune des caractéristiques ou dimensions constitutives d'un changement environnemental. Elle constitue certes une méthode des préférences déclarées particulièrement utile dans le cas des problèmes d'environnement complexes ou multidimensionnels et lorsque les options proposées concernant les politiques à mettre en œuvre sont non seulement nombreuses mais associent en outre dans des proportions variables leurs multiples dimensions. Cependant, la conception et l'analyse des études fondées sur la modélisation des choix s'avèrent elles-mêmes délicates en raison précisément de la complexité des changements environnementaux sur lesquels elles portent. Pour ce qui est de la validité des réponses, l'effort intellectuel imposé par le fait d'avoir à choisir entre différentes options proposées dans le cadre de (multiples) séries de choix constitue une préoccupation majeure.

9.1. Introduction

Les praticiens et les décideurs reconnaissent généralement que l'évaluation contingente constitue la méthode la plus souple et la plus puissante d'estimation de la valeur monétaire des variations enregistrées par les biens non marchands. Cependant, comme l'a montré le chapitre précédent, l'adoption de cette méthode ne signifie pas pour autant que l'on n'ait pas conscience des problèmes qu'elle soulève et, bien que l'évaluation contingente demeure la plus connue des méthodes des préférences déclarées, la modélisation des choix suscite un intérêt croissant[1]. Elle a certes été largement utilisée dans les travaux sur le marketing et sur les transports (par exemple, Green et Srinivasan, 1978; Henscher, 1994) mais elle n'est appliquée que depuis une date relativement récente à d'autres domaines tels que l'environnement.

Pour ce qui est de l'environnement, une partie au moins de cet intérêt pour la modélisation des choix résulte des problèmes que pose l'évaluation contingente. L'idée que la modélisation des choix pourrait permettre de surmonter certains d'entre eux demeure pour une large part purement spéculative. Un de ses atouts manifestes tient à sa capacité à évaluer des changements de nature multidimensionnelle, c'est-à-dire entraînant des modifications d'un certain nombre de caractéristiques auxquelles on s'intéresse. (La modélisation des choix repose sur la théorie microéconomique de la valeur exposée par Lancaster [1966], qui part du postulat que l'utilité tirée d'un bien par les consommateurs est égale à la somme de l'utilité générée par chacune de ses caractéristiques.) On fera généralement appel à l'évaluation contingente pour déterminer la valeur du changement global d'un bien multidimensionnel. Le recours à certaines variantes de la modélisation des choix pourra néanmoins être envisagé si les décideurs ont besoin de mesurer les modifications de chacune des dimensions ou caractéristiques du bien en question.

La modélisation des choix recouvre de fait un ensemble de méthodes qui s'appuient sur des enquêtes pour modéliser les préférences en matière de biens, ceux-ci étant décrits par leurs caractéristiques et par le niveau de chacune d'entre elles. Plusieurs descriptions d'un même bien qui ne se distinguent que par les variations de ses caractéristiques et le niveau de celles-ci sont présentées aux personnes interrogées, auxquelles il est demandé de classer les différentes options, de leur attribuer une note, ou de choisir celle qu'elles préfèrent. Il suffit d'inclure le prix ou le coût du bien parmi ses caractéristiques pour pouvoir en déduire indirectement le consentement à payer (CAP). Comme l'évaluation contingente, la modélisation des choix permet par ailleurs de mesurer toutes les formes de valeur, y compris celles de non usage.

Ce chapitre s'articule de la façon suivante. La section 9.2 offre une analyse descriptive des principales techniques de modélisation des choix. La section 9.3 en résume ensuite les avantages et les inconvénients puis en compare l'efficacité à celle de l'évaluation contingente. La section 9.4 formule enfin un certain nombre de remarques et de recommandations en guise de conclusion.

9.2. Techniques de modélisation des choix

La modélisation des choix est généralement menée en plusieurs grandes étapes décrites au tableau 9.1. Les préférences individuelles peuvent être déterminées en demandant aux personnes interrogées de classer les options qui leur sont proposées, de leur attribuer une note ou de choisir celle qu'elles préfèrent.

Tableau 9.1. **Grandes étapes d'une application de la modélisation des choix**

Étape	Description
Sélection des caractéristiques du bien	Identification des caractéristiques pertinentes du bien à évaluer. La sélection de celles auxquelles les individus attachent de l'importance est assurée en s'appuyant sur les travaux publiés et sur des groupes témoins, alors que des experts devront être consultés pour déterminer celles sur lesquelles la politique considérée aura un impact. Afin de permettre l'estimation du CAP, le coût monétaire figure généralement parmi les caractéristiques retenues.
Assignation de niveaux à ces caractéristiques	Les niveaux des caractéristiques doivent être réalistes, ne pas être linéairement espacés et couvrir tout l'éventail des préférences que pourraient avoir les personnes interrogées. Les groupes témoins, les enquêtes pilotes, l'examen des travaux publiés et la consultation d'experts sont des moyens essentiels pour choisir les niveaux appropriés. Un niveau de référence correspondant au « *statu quo* » est généralement inclus.
Choix de la conception expérimentale	La théorie de la conception statistique permet de combiner les niveaux des caractéristiques en un certain nombre de scénarios ou d'options de rechange qui seront proposés aux personnes interrogées. Les *conceptions factorielles intégrales* permettent d'estimer la totalité des effets que les caractéristiques exercent sur les choix, c'est-à-dire de déterminer l'impact de chacune de ces caractéristiques *individuelles* (effets principaux) et jusqu'à quel point les comportements varient selon les *combinaisons* possibles d'attributs (interactions). Ces conceptions sont souvent à l'origine d'un nombre de combinaisons trop élevé pour en permettre l'évaluation : 27 options seraient ainsi générées par une conception factorielle intégrale de 3 caractéristiques présentant chacune 3 niveaux. Les *conceptions factorielles partielles* permettent de réduire le nombre de combinaisons présentées mais entraîne une diminution concomitante de la capacité d'estimation (ce qui signifie que certaines des interactions ou la totalité d'entre elles ne seront pas détectées). Le nombre d'options peut ainsi être ramené de 27 à 9 en ayant recours à une conception factorielle partielle. Des logiciels spécialisés permettent l'élaboration de ces conceptions.
Élaboration des séries de choix	Les options identifiées au stade de la conception expérimentale sont ensuite groupées en vue de constituer des séries de choix qui seront proposées aux personnes interrogées. Elles peuvent leur être présentées une par une, par paires ou par groupes de plusieurs. Les 9 options identifiées au moyen de la conception factorielle partielle peuvent ainsi être groupées en 3 séries de choix entre quatre possibilités.
Mesure des préférences	Choix d'une technique d'enquête en vue de mesurer les préférences individuelles : notations, classements ou choix.
Procédure d'estimation	Procédures de régression par les moindres carrés ordinaires (MCO) ou d'estimation du maximum de vraisemblance (logit, probit, logit ordonné, logit conditionnel, logit emboîté, modèles de données de panels, etc.). Les variables qui demeurent constantes quelles que soient les options doivent être mises en interaction avec les caractéristiques propres aux choix.

Ces divers moyens de mesurer les préférences correspondent à différentes variantes de l'approche fondée sur la modélisation des choix. Il en existe quatre grandes variantes – expérimentation des choix, classement contingent, notation contingente et comparaisons par paires – résumées dans le tableau 9.2. Comme le montrera le reste de cette section, ces techniques diffèrent par la qualité des informations qu'elles permettent d'obtenir, par leur degré de complexité, ainsi que par leur capacité à fournir des estimations du CAP dont il soit possible de démontrer qu'elles sont compatibles avec les mesures usuelles des variations du bien-être[2]. Les fondements théoriques de ces approches sont exposés plus en détail à l'annexe 9.A1. Nous examinons ci-dessous les principales caractéristiques de chacune de ces approches.

Tableau 9.2. **Principales variantes de la modélisation des choix**

Approche	Tâche à accomplir	Estimations cohérentes du bien-être?
Expérimentation des choix	Choisir entre deux options ou davantage (dont une correspond au *statu quo*)	Oui
Classement contingent	Classer une série d'options	Cela dépend
Notation contingente	Noter de 1 à 10 les différents scénarios	Ce n'est pas sûr
Comparaisons par paires	Noter des paires de scénarios sur une échelle de 1 à 10.	Ce n'est pas sûr

9.2.1. Expérimentation des choix

Dans l'expérimentation des choix, on présente aux personnes interrogées une série d'options qui diffèrent par leurs caractéristiques comme par les niveaux de celles-ci, avant de les inviter à choisir celle qu'elles préfèrent. Une option de base correspondant au *statu quo* ou à la situation où « rien n'est fait » figure d'ordinaire parmi les choix proposés. (Comme on le verra ci-après, c'est là une importante caractéristique des approches fondées sur l'expérimentation des choix car l'inclusion d'une telle option permet aux analystes d'interpréter les résultats selon les critères de l'économie [du bien-être] classique.) Le cadre théorique de l'expérimentation des choix part du postulat que l'utilité tirée d'un bien par les consommateurs ou les personnes interrogées est égale à la somme de l'utilité ou du bien-être générés par chacune de ses caractéristiques. Pour être plus précis, dans l'expérimentation des choix, la fonction d'utilité (indirecte) de chacune des personnes interrogées se compose de deux éléments. Le premier est fonction des caractéristiques des différentes options proposées dans la série de choix. Le second est constitué d'influences inobservables sur le choix des individus.

Le graphique 9.1 présente un exemple tiré d'une étude récente des options de dépollution de la Tamise. Dans cette étude décrite en détail dans l'encadré 9.1, le « bien » est constitué par une réduction des quantités d'eaux de pluie (c'est-à-dire d'eaux usées) qui se déversent dans la Tamise. Ce bien peut lui-même être défini par ses caractéristiques : diminution des cas de morts de poissons, réduction du nombre de jours où le contact avec les eaux entraîne un risque pour la santé, et moindres désagréments visuels. Chacune des personnes interrogées est invitée à répondre à une série de questions de ce type[3].

Graphique 9.1. **Exemple de question posée dans le cas de l'expérimentation des choix**

QUELLE EST, PARMI LES OPTIONS DE RÉDUCTION DES QUANTITÉS D'EAUX DE PLUIE QUI SE DÉVERSENT DANS LA TAMISE DÉCRITES CI-DESSOUS, CELLE QUI AURAIT VOTRE PRÉFÉRENCE?

	Situation existante	Option A	Option B
Détritus charriés par les eaux usées	Quelques détritus visibles (10 % de l'ensemble)	Presque jamais visibles (1 % de l'ensemble)	Non présents (0 % de l'ensemble)
Autres détritus	Présents	Présents	Présents
Sports aquatiques/risques pour la santé	120 jours/an de risques accrus pour la santé	4 jours/an de risques accrus pour la santé	0 jour/an de risques accrus pour la santé
Population de poissons	8 morts potentielles de poissons par an	0 mort potentielle de poissons par an	< 1 mort potentielle de poissons par an
Coût annuel	0 GBP par an	15 GBP par an	36 GBP par an
Option préférée			

La probabilité qu'une personne interrogée donnée préfère l'option A aux autres qui lui sont proposées est dès lors égale à la probabilité que l'*utilité* ou le *bien-être* tirés de l'option A soient supérieurs à ceux générés par toutes les autres options. Comme cela a été précédemment mentionné, on s'attendrait à ce que les caractéristiques de chaque option soient les principaux éléments observables déterminant les choix individuels (voir par exemple la colonne 1 du graphique 9.1). Les caractéristiques socioéconomiques et démographiques de la personne interrogée peuvent également exercer une influence sur son choix et cette influence peut aussi être quantifiée dans l'analyse, bien qu'il faille pour ce faire procéder d'une façon particulière (et mettre ces caractéristiques en interaction avec celles propres aux choix : voir l'annexe 9.A1).

Des estimations des paramètres pour l'un et l'autre types de caractéristiques peuvent être obtenues grâce à une analyse statistique appropriée des choix des personnes interrogées. Des estimations du CAP peuvent être calculées à partir de ces résultats. Reprenons l'exemple de la Tamise sur lequel nous nous sommes appuyés jusqu'ici (et dans l'encadré 9.1). L'analyste pourrait être amené à supposer que l'utilité ou le bien-être (de la ième personne interrogée pour les *j* options différentes proposées dans la série de choix) est simplement fonction (linéaire) des caractéristiques des choix présentés aux personnes interrogées ainsi que des facteurs non observés. Soit :

$$U_{ij} = b_1(\text{EAUX USÉES})_{ij} + b_2(\text{SANTÉ})_{ij} + b_3(\text{POISSONS})_{ij} + b_4(\text{COÛT})_{ij} + e_{ij}$$

où « EAUX USÉES » représente le pourcentage de détritus charriés par les eaux usées présents dans le fleuve, « SANTÉ » le nombre de jours où le contact avec les eaux du fleuve entraîne un risque (mineur) pour la santé, « POISSONS » celui des cas de morts de poissons de grande ampleur, « COÛT » le coût d'une option et « e » les facteurs non observés. Supposons à présent que l'analyste a estimé cette relation et est parvenu à la conclusion que les coefficients ont les valeurs suivantes :

$$\Rightarrow b_1 = -0.035;\ b_2 = -0.007;\ b_3 = -0.029;\ b_4 = -0.019$$

Les coefficients de ces caractéristiques sont tous négatifs étant donné que l'accroissement de l'une quelconque d'entre-elles a pour effet de diminuer l'utilité ou le bien-être. Le CAP pour réduire d'une unité l'incidence des trois premières caractéristiques peut être estimé en divisant le coefficient de chacune d'entre elles (EAUX USÉES, SANTÉ ou POISSONS) par le coefficient correspondant au COÛT (c'est-à-dire b_4). On obtient ainsi les prix implicites suivants pour chacune de ces caractéristiques.

$$CAP_{\text{EAUX USÉES}} = b_1/b_4 = -0.0346/-0.0190 = 1.82 \text{ GBP}$$

$$CAP_{\text{SANTÉ}} = b_2/b_4 = -0.0073/-0.0190 = 0.38 \text{ GBP}$$

$$CAP_{\text{POISSONS}} = b_3/b_4 = -0.0287/-0.0190 = 1.51 \text{ GBP}$$

Avant que nous ne nous penchions sur les autres variantes de la modélisation des choix, il convient de noter que l'expérimentation des choix est compatible avec la maximisation de l'utilité et avec la théorie de la demande, du moins lorsqu'une option correspondant au *statu quo* est proposée dans la série de choix. Si par contre tel n'est pas le cas, les personnes interrogées sont en fait « contraintes » de choisir l'une ou l'autre des options qui leur sont soumises, ce qu'elles pourraient ne pas du tout souhaiter. À supposer que certaines d'entre elles préfèrent l'option correspondant à la situation de départ existante, aucun des modèles qui n'incluraient pas celle-ci parmi les choix proposés ne pourra fournir d'estimations exactes du bien-être des consommateurs. C'est là un

Encadré 9.1. **Expérimentation des choix et dépollution de la Tamise**

Les rejets d'eaux usées dans l'estuaire de la Tamise sont à l'origine du déversement dans le fleuve d'effluents non traités et de détritus charriés par les eaux d'égout, d'où une dégradation de la qualité de l'eau, ainsi que des nuisances. C'est ce qui s'est produit au cours de l'été 2004 à la suite de pluies torrentielles d'une violence exceptionnelle pour la saison : le 4 août, environ 600 000 tonnes d'eaux usées ont été rejetées dans la Tamise. Cet événement particulier a certes été largement couvert par les médias nationaux et régionaux, mais on pense qu'un grand nombre d'incidents du même type surviennent chaque année le long de l'estuaire de la Tamise. Plus généralement, on craint que le réseau d'assainissement de Londres, qui date du XIXe siècle – et bien qu'il constitue une des réalisations les plus remarquables du génie civil de l'époque victorienne – ne puisse plus absorber la totalité des eaux de pluie qui s'abattent régulièrement sur la ville, eu égard à la constante augmentation de sa population. Un certain nombre de propositions de construction d'un « super-égout » ont de ce fait été formulées en vue de diminuer le nombre annuel de ces incidents. Il existe plusieurs options en matière d'investissement et au moins 9 d'entre elles ont été sérieusement envisagées par la société Thames Water plc (chargée de mettre en œuvre ce projet). Chacune de ces options se caractérise par des coûts de montant variable ainsi que par l'apport à des niveaux divers de différents bénéfices. L'analyse de chacune de ces options d'investissement à l'aide de l'évaluation contingente se révèlerait longue et compliquée (chaque option exigeant son propre scénario). Dans une telle situation, la modélisation des choix offre une utile solution de rechange.

Une étude réalisée par l'EFTEC (2003) avait pour objectif de mesurer les préférences individuelles concernant les avantages des solutions de génie civil permettant de réduire la quantité de détritus charriés par les eaux usées et d'améliorer la qualité des eaux du fleuve au moyen d'une variante de l'expérimentation des choix. Il était demandé aux personnes interrogées de choisir entre plusieurs scénarios d'amélioration potentielle du fleuve. Ces scénarios étaient décrits au moyen des caractéristiques indiquées dans le tableau 9.3, dont les niveaux différaient selon l'option considérée et au nombre desquelles figuraient les coûts supportés par les ménages. Pour finir, 8 cartes de choix étaient présentées à chaque personne, chacune de ces cartes incluant le scénario de référence et deux options ou scénarios prévoyant une amélioration. Tous les choix proposés aux personnes interrogées impliquaient des arbitrages tels que ceux décrits dans le graphique 9.1 ci-dessus. L'enquête a essentiellement pris la forme d'entretiens en face à face avec un échantillon de 1 214 clients de la société Thames Water résidant non seulement à Londres mais aussi dans l'ensemble du Sud-Est du pays.

Les prix implicites (unitaires ou marginaux) ont été calculés pour trois caractéristiques qui étaient présumées s'améliorer si une option d'investissement était mise en œuvre. Ils peuvent être supposés égaux au montant annuel moyen du consentement à payer (CAP) des ménages pour réduire d'une unité (c'est-à-dire de un pour cent, un jour et un cas de morts de poissons, respectivement) : *a)* la quantité de détritus charriés par les eaux usées (EAUX USÉES), *b)* le nombre de jours où il en résulte des risques pour la santé (SANTÉ), et *c)* les cas de morts de poissons (POISSONS).

Tableau 9.3. **Caractéristiques du fleuve et leurs niveaux**

Caractéristique	Description	Niveaux
Eaux usées	En % de l'ensemble	***10 %***, 3 %, 1 % , 0 %
Sports aquatiques/Risques pour la santé	Nombre de jours par an où les sportsaquatiques ne sont pas conseillés du fait de risques accrus pour la santé (affections mineures)	***120***, 60, 10, 4 , 0
Populations de poissons	Morts potentielles	***8***, 4, 2, moins de 1, 0
Coût annuel	Augmentation par an de la facture d'eau annuelle	***0***, 5 GPB, 15 GBP, 23 GBP, 36 GBP, 47 GBP, 77 GBP, 115 GBP

Note : Les valeurs en gras et en italiques indiquent les niveaux de référence correspondant au *statu quo*.

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

Encadré 9.1. **Expérimentation des choix et dépollution de la Tamise** *(suite)*

Ces prix implicites correspondaient à : $CAP_{EAUX\ USÉES}$ = 1.84 GBP, $CAP_{SAnTÉ}$ = 0.38 GBP, et $CAP_{POISSONS}$ = 1.51 GBP. Ces valeurs unitaires peuvent être agrégées pour évaluer les avantages totaux d'une option particulière de réduction des quantités d'eaux de pluie qui se déversent dans la Tamise. Autrement dit, si la réduction du nombre de jours de risques pour la santé (par rapport au scénario de référence) est connue, elle peut être multipliée par le prix implicite correspondant à cette caractéristique. Les avantages totaux par ménage procurés par la mise en œuvre d'une option assurant une élimination intégrale des rejets d'eaux usées dans la Tamise sont ainsi calculés de la façon suivante :

EAUX USÉES SANTÉ POISSONS TOTAL

[1.84 GBP × (10 – 0)] + [0.38 GBP × (120 – 0)] + [1.51 GBP × (8 – 0)] = 76 GBP

Il a donc été estimé que le CAP (annuel) moyen de chaque ménage pour une élimination intégrale des déversements d'eaux de pluie dans le fleuve était d'environ 76 GBP. À supposer que l'ensemble des 5.6 millions de ménages que comptait la zone desservie par la société Thames Water soient (en moyenne) prêts à payer cette somme, la valeur par ménage serait multipliée par le nombre de ménages pour atteindre un chiffre légèrement supérieur à 400 millions de GBP par an. La valeur actuelle de ces bénéfices totaux pourrait dès lors être comparée à celle des coûts en capital de cette option « idéale » en vue d'en calculer les bénéfices nets.

important élément qui doit être pris en considération lors de l'évaluation des autres variantes de la modélisation des choix.

9.2.2. Classement contingent

Dans le cadre du classement contingent, il est demandé aux personnes interrogées de classer une série d'options différentes définies par un certain nombre de caractéristiques dont les niveaux varient selon les options. Comme dans le cas de l'expérimentation des choix, une option correspondant au *statu quo* fait normalement partie des choix proposés, et ce afin de garantir la cohérence des estimations du bien-être. Le graphique 9.2 en offre un exemple dans lequel une telle option de base est entre autres soumise aux personnes interrogées. Comme cela a été indiqué au point 9.2.1, il importe que ce soit le cas si l'on veut interpréter les résultats selon les critères de l'économie du bien-être classique. Si aucune option de base n'était proposée aux personnes interrogées, une telle interprétation ne pourrait être vraiment valable. Pour en revenir à l'exemple présenté au graphique 9.2, si une personne interrogée choisit l'option de base, tous les classements ultérieurs devraient être écartés de la procédure d'estimation (compte tenu qu'ils ne nous apprennent rien de plus sur la courbe de la demande réelle de cette personne).

Le classement contingent partage beaucoup de caractéristiques théoriques avec l'expérimentation des choix, décrite au point 9.2.1. La principale différence entre ces deux approches tient au fait que la première fournit des informations sur la façon dont les personnes interrogées classent *la totalité* des options. Le classement contingent peut être considéré comme une suite de choix où les personnes interrogées procèdent par étapes successives en indiquant tout d'abord quelle est l'option qu'elles préfèrent à toutes les autres puis en désignant celle qu'elles préfèrent parmi toutes celles qui restent après retrait de cette option, et ainsi de suite. Autrement dit, le classement contingent pourrait être décomposé en une suite d'exercices d'expérimentation des choix (Chapman et Staelin, 1982). Les CAP peuvent donc être estimés comme dans l'exemple de l'expérimentation des

Graphique 9.2. **Exemple de question posée dans le cas du classement contingent**

VEUILLEZ CLASSER PAR ORDRE DE PRÉFÉRENCE LES OPTIONS DE RÉDUCTION DES QUANTITÉS D'EAUX DE PLUIE QUI SE DÉVERSENT DANS LA TAMISE DÉCRITES CI-DESSOUS, EN NOTANT PAR 1 CELLE À LAQUELLE VOUS ACCORDEZ LE PLUS HAUT DEGRÉ DE PRÉFÉRENCE, PAR 2 CELLE QUE VOUS CLASSEZ EN SECONDE PLACE ET PAR 3 CELLE À LAQUELLE VOUS ACCORDEZ LE PLUS FAIBLE DEGRÉ DE PRÉFÉRENCE

	Situation existante	Option A	Option B
Détritus charriés par les eaux usées	Quelques détritus visibles (10 % de l'ensemble)	Presque jamais visibles (1 % de l'ensemble)	Non présents (0 % de l'ensemble)
Autres détritus	Présents	Présents	Présents
Sports aquatiques/risques pour la santé	120 jours/an de risques accrus pour la santé	4 jours/an de risques accrus pour la santé	0 jour/an de risques accrus pour la santé
Population de poissons	8 morts potentielles de poissons par an	0 mort potentielle de poissons par an	< 1 mort potentielle de poissons par an
Coût annuel	0 GBP par an	15 GBP par an	36 GBP par an
Classement			

choix. Les données obtenues au moyen du classement contingent procurent toutefois davantage d'informations statistiques que celles fournies par l'expérimentation des choix, d'où des intervalles de confiance plus resserrés (c'est-à-dire plus faibles) de part et d'autre des estimations des paramètres, et par voie de conséquence des prix implicites ou des mesures du CAP d'une plus grande précision.

Une des limites de cette approche tient au surcroît d'effort intellectuel qu'impose le classement d'options comportant une grande quantité de caractéristiques qui présentent elles-mêmes bon nombre de niveaux. Les précédents travaux sur le marketing publiés par Ben-Akiva *et al.* (1991), Chapman et Staelin (1982), ou encore Hausman et Ruud (1987) constataient d'importantes différences dans la structure implicite des préférences selon la place de chaque option dans le classement. En d'autres termes, les choix paraissent peu fiables et incohérents du point de vue de l'ordre de classement des différentes options. Il n'est pas exclu que les réponses puissent être régies par différents protocoles de décision selon la place de l'option considérée dans le classement. Il est également possible que ces résultats indiquent un « bruit » (c'est-à-dire des effets aléatoires) d'autant plus important que l'on descend dans le classement puisqu'en règle générale les places les plus basses paraissent moins fiables que les plus élevées. L'encadré 9.2 présentera plus loin dans ce chapitre une étude particulière qui a tenté de se pencher sur cette importante question de la cohérence logique des choix des personnes interrogées.

9.2.3. Notation contingente

Dans le cadre de la notation contingente, un certain nombre de scénarios sont proposés aux personnes interrogées, auxquelles il est demandé de noter chacun d'eux sur une échelle sémantique ou numérique. Les notations ainsi obtenues sont analysées en s'appuyant sur des cadres théoriques qui permettent de les convertir selon une échelle d'utilité. Dans ce contexte, on part du postulat que l'utilité qu'un individu tire d'une option donnée est liée d'une façon ou d'une autre à la notation que cet individu attribue à cette option. Dans le cadre de l'évaluation monétaire des options, Roe *et al.* (1996) ont montré comment les mesures de la variation compensatoire peuvent être estimées à partir des données relatives aux notations. La méthode appliquée repose sur les écarts entre les notations et consiste à soustraire du revenu un certain coût monétaire jusqu'à ce que ces écarts s'annulent.

Graphique 9.3. **Exemple de question posée dans le cas de la notation contingente**

VEUILLEZ NOTER SUR L' ÉCHELLE CI-DESSOUS VOTRE DEGRÉ DE PRÉFÉRENCE POUR CETTE OPTION DE RÉDUCTION DES QUANTITÉS D'EAUX DE PLUIE QUI SE DÉVERSENT DANS LA TAMISE

	Option A
Détritus charriés par les eaux usées	Presque jamais visibles (1 % de l'ensemble)
Autres détritus	Présents
Sports aquatiques / risques pour la santé	4 jours/an de risques accrus pour la santé
Population de poissons	0 mort potentielle de poissons par an
Coût annuel	15 GBP par an

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Très faible préférence									*Très forte préférence*

Bien que très en vogue parmi les praticiens du marketing, la notation contingente présente un certain nombre d'inconvénients qui pourraient limiter ses possibilités d'application à l'évaluation des bénéfices économiques. Ses applications dans le domaine du marketing ont jusqu'à présent généralement formulé une hypothèse hardie concernant la cardinalité de l'échelle de notation (une notation de 8 étant ainsi présumée représenter deux fois plus d'utilité que si elle avait été de 4). Une autre approche, moins exigeante, consiste à partir du postulat que les notations ne sont que de nature ordinale. Dans l'un comme dans l'autre cas, il n'en est pas moins indispensable de supposer implicitement que les notations sont comparables d'un individu à l'autre, ce qui pourrait fort bien ne pas être vrai. On craint généralement que la notation contingente ne permette pas de garantir la cohérence des estimations de la valeur du bien-être obtenues, ce qui constitue à l'évidence un inconvénient dans une évaluation économique.

9.2.4. Comparaisons par paires

Dans le cadre de la méthode des comparaisons par paires, deux options sont proposées aux personnes interrogées et il leur est demandé de dire quelle est celle qu'elles préfèrent et d'indiquer sur une échelle numérique ou sémantique leur degré de préférence pour cette option. Cette forme d'évaluation est également connue sous le nom de « notation par paires ». Le graphique 9.4 en offre un exemple.

Graphique 9.4. **Exemple de question posée dans le cas des comparaisons par paires**

DES DEUX OPTIONS DE RÉDUCTION DES QUANTITÉS D'EAUX DE PLUIE QUI SE DÉVERSENT DANS LA TAMISE DÉCRITES CI-DESSOUS, QUELLE EST CELLE QUI AURAIT VOTRE PRÉFÉRENCE?

	Option A	Option B
Détritus charriés par les eaux usées	Presque jamais visibles (1 % de l'ensemble)	Non présents (0 % de l'ensemble)
Autres détritus	Présents	Présents
Sports aquatiques/risques pour la santé	4 jours/an de risques accrus pour la santé	0 jour/an de risques accrus pour la santé
Population de poissons	0 mort potentielle de poissons par an	< 1 mort potentielle de poissons par an
Coût annuel	15 GBP par an	36 GBP par an

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Forte préférence pour l'option A									*Forte préférence pour l'option B*

La notation par paires vise à obtenir davantage d'informations que la simple désignation de l'option à laquelle est attachée une plus grande préférence et elle associe à

cet effet certains éléments de l'expérimentation des choix (choix de l'option préférée) à d'autres empruntés à la notation contingente (notation du degré de préférence). Si l'on traite ces notations comme si elles se limitaient à donner une indication des choix, cette approche se réduirait à une expérimentation des choix et les commentaires et procédures déjà décrits s'appliqueraient également en l'occurrence. (Il convient toutefois de remarquer que les précédents commentaires concernant la nécessité de toujours inclure une option correspondant au *statu quo* parmi les paires proposées si l'on veut que les estimations obtenues puissent être interprétées selon les critères de l'économie du bien-être demeureraient néanmoins valables.) Mais dans ce cas, pourquoi ne pas opter d'emblée pour l'expérimentation des choix? Si par contre l'on tient compte des réponses fournies sur l'échelle de notation, les données qui en résultent peuvent être analysées selon la même méthode que dans la notation contingente. Cependant, certaines des réserves décrites au point 9.2.3 deviennent dès lors également pertinentes.

9.3. Avantages et inconvénients de la modélisation des choix

9.3.1. Avantages

Comme l'ont souligné plusieurs auteurs, les approches fondées sur la modélisation des choix présentent certains avantages par rapport à la technique classique de l'évaluation contingente. Les principaux atouts de la modélisation des choix sont les suivants :

i) La modélisation des choix est particulièrement adaptée à l'analyse des changements multidimensionnels et lorsque l'arbitrage entre ceux-ci présente un grand intérêt, du fait de sa capacité naturelle à identifier séparément la valeur des différentes caractéristiques d'un bien ou d'un programme, lesquelles sont généralement indissociables les unes des autres. Il est vrai que l'évaluation contingente pourrait en principe être également utilisée pour estimer la valeur des caractéristiques d'un programme, en incluant par exemple différents scénarios dans un questionnaire d'évaluation contingente, ou encore en procédant à une série d'études d'évaluation contingente. Cette solution est toutefois plus coûteuse et plus contraignante. La modélisation des choix permet donc de mesurer avec plus d'efficience que l'évaluation contingente la valeur marginale des changements de diverses caractéristiques, par exemple dans le cadre de programmes environnementaux. Dans le domaine de la gestion ou dans celui de l'action des pouvoirs publics, cette approche s'avère souvent plus utile que la focalisation sur le gain ou sur la perte du bien considéré ou sur un changement discret de ses caractéristiques. « Utile » pourrait en l'occurrence vouloir dire plus aisément généralisable et donc plus propice au transfert des bénéfices (on trouvera in Morrison *et al*. 1998 des indications encourageantes quant à l'utilisation de la modélisation des choix dans le transfert de bénéfices; voir également le chapitre 17 pour un examen plus général du transfert des bénéfices et de l'analyse coûts-bénéfices).

ii) Certaines variantes de la modélisation des choix telles que l'expérimentation des choix fournissent probablement davantage d'informations que les études d'évaluation contingente fondées sur des choix discrets compte tenu que les personnes interrogées ont de multiples possibilités d'exprimer leur préférence pour un bien considéré parmi l'éventail de paiements de différents montants qui leur sont proposés. Par exemple, si on présente 8 paires d'options et un scénario de base où « rien n'est fait » aux personnes

interrogées, celles-ci peuvent répondre en choisissant parmi 17 montants proposés, dont celui de zéro. En fait, certains considèrent que l'expérimentation des choix constitue une généralisation de l'évaluation contingente fondée sur des choix discrets dans laquelle une série de questions impliquant des choix discrets visent à évaluer deux biens ou davantage.

iii) La modélisation des choix évite en règle générale de poser aux personnes interrogées une question explicite sur leur consentement à payer et préfère leur demander d'attribuer une notation à une série d'options différentes, de les classer ou de faire un choix parmi elles, pour déduire ensuite indirectement leur CAP à partir de leurs réponses. Elle peut donc réduire au minimum certaines des difficultés que soulèvent les réponses recueillies dans le cadre des études d'évaluation contingente, déjà examinées au chapitre 8. Nous reviendrons sur cette question au point 9.3.3 ci-dessous.

9.3.2. Inconvénients

L'expérience en matière d'application des approches fondées sur la modélisation des choix dans le cadre d'évaluations économiques, par exemple dans le domaine de l'environnement, demeure assez limitée. Ces approches ont toutefois été largement appliquées dans le domaine des transports et dans celui du marketing. Plusieurs problèmes paraissent importants :

i) Le principal inconvénient des approches fondées sur la modélisation des choix tient sans doute à l'effort intellectuel qu'imposent la complexité et la multiplicité des choix ou des classements à effectuer parmi des options comportant une grande quantité de caractéristiques qui présentent elles-mêmes bon nombre de niveaux. Tant les économistes que les psychologues expérimentaux ont largement constaté qu'il existe une limite à la quantité d'informations que les personnes interrogées peuvent traiter de façon pertinente lors d'une prise de décision. On observe couramment que la complexité du choix ou l'ampleur de l'effort de classement peuvent être à l'origine d'un plus grand nombre d'erreurs aléatoires ou du moins d'une plus grande imprécision des réponses (voir l'encadré 9.2). De façon plus générale, puisque dans la plupart des cas un grand nombre de séries de choix sont proposées aux personnes interrogées, des effets d'apprentissage et de fatigue risquent de se faire sentir et une grande question consiste à savoir lequel des deux l'emporte le plus souvent sur l'autre, et dans quelles circonstances. Le traitement des réponses répétées fournies par une même personne interrogée pose également des problèmes statistiques et la corrélation entre ces réponses doit alors être prise en compte et modélisée comme il convient (Adamowicz, Louviere et Swait, 1998).

Il en résulte que si le chercheur souhaite inclure de nombreuses caractéristiques, etc., les personnes interrogées seront confrontées à une tâche d'une ampleur décourageante, à moins que de très vastes échantillons ne soient constitués. Aussi, devant des choix complexes, les personnes interrogées ont-elles recours à des règles heuristiques ou empiriques pour simplifier la prise de décision. Ces critères de sélection les amènent à choisir les options jugées suffisamment bonnes même si ce ne sont pas nécessairement les meilleures, évitant ainsi d'avoir à résoudre le problème sous-jacent de maximisation de l'utilité (en se contentant d'une approche satisfaisante plutôt qu'optimale). Parmi les outils heuristiques fréquemment utilisés pour faire face aux choix difficiles figurent les stratégies maximin et maximax et les classements lexicographiques (Tversky, 1972; Foster et Mourato, 2002). Il importe donc que les

études fondées sur la modélisation des choix incluent des tests de cohérence afin de détecter l'ensemble des problèmes précédemment mentionnés (voir par exemple l'encadré 9.2).

Pour estimer à l'aide d'une approche fondée sur la modélisation des choix la valeur totale d'un programme ou d'un bien publics et non plus une variation d'une seule de leurs caractéristiques, il faut supposer que la valeur du tout est égale à celle de la somme des parties (voir l'encadré 9.1). Il en résulte deux problèmes potentiels. Tout d'abord, le bien en question peut posséder d'autres caractéristiques dont il n'est pas tenu compte dans l'étude mais qui n'en génèrent pas moins de l'utilité (dans la pratique, ces effets peuvent être mesurés par d'autres moyens). Par ailleurs, la valeur du « tout » risque de ne pouvoir être obtenue par une simple addition de ce type. Dans d'autres secteurs des sciences économiques, des objections ont été soulevées concernant l'hypothèse selon laquelle la valeur du tout serait en fait égale à la somme des parties (voir le chapitre 12).

Pour vérifier s'il s'agit là d'une objection valable, les estimations de la valeur totale d'un programme ou d'un bien obtenues grâce à la modélisation des choix pourraient être comparées à celles établies pour le même actif et dans des circonstances similaires au moyen d'une autre méthode telle que l'évaluation contingente. Dans le domaine des transports, des études réalisées pour le métro et pour le réseau de bus de Londres ont clairement démontré que la valeur globale des améliorations est inférieure à la somme des valeurs de chacune d'elles, toutes étant mesurées à l'aide de l'expérimentation des choix (SDG, 1999, 2000). Foster et Mourato (2003) ont constaté que les estimations de la valeur totale des services de bienfaisance au Royaume-Uni calculée à l'aide de l'expérimentation des choix étaient sensiblement plus élevées que celles obtenues grâce à une enquête d'évaluation contingente menée parallèlement.

ii) La modélisation des choix a plus de difficultés que l'évaluation contingente à estimer la valeur d'une suite d'éléments mis en œuvre dans le cadre d'une politique ou d'un projet. Aussi est-il sans doute préférable de recourir à l'évaluation contingente pour estimer la valeur des biens successivement fournis dans le cadre de programmes multidimensionnels.

iii) Comme c'est le cas pour toutes les techniques des préférences déclarées, les estimations du bien-être obtenues au moyen de la modélisation des choix sont sensibles à la façon dont est conçue l'étude. Le choix des caractéristiques et des niveaux de celles-ci, tout comme la façon dont ils sont présentés aux personnes interrogées (par exemple au moyen de photos ou au contraire de textes descriptifs, et selon qu'il s'agit de procéder à des choix ou à des classements) ne sont pas sans conséquence et peuvent avoir une incidence sur la valeur des estimations de la rente des consommateurs et de leur utilité marginale.

9.3.3. La modélisation des choix résout-elle en quoi que ce soit les principaux problèmes auxquels se heurte l'évaluation contingente?

L'évaluation contingente constitue une méthode d'obtention d'informations sur les préférences environnementales qui a été critiquée par de nombreux auteurs dont les plus connus sont sans doute Kahneman et Knetsch (1992) ou encore Hausman (1993). Qui plus

Encadré 9.2. **Mesure de l'effort intellectuel imposé par la modélisation des choix**

Le classement contingent est une méthode d'évaluation fondée sur la modélisation des choix dans laquelle il est demandé aux personnes interrogées de classer une série d'options différentes. Chacune de ces options présente un certain nombre de caractéristiques dont le niveau varie selon les options. Cependant, le travail de classement impose à la population faisant l'objet de l'enquête un effort intellectuel d'autant plus important que le nombre de caractéristiques retenues et d'options proposées à chaque individu est élevé. On peut se demander si les personnes interrogées sont véritablement en mesure de fournir des réponses pertinentes à ces questions. Une récente étude de Foster et Mourato (2002) examine trois aspects différents de la cohérence logique dans le cadre d'une analyse faisant appel au classement contingent : supériorité, cohérence du classement, et transitivité de l'ordre de classement. Nous définissons ci-dessous chacun de ces concepts avant de présenter les conclusions de cette étude :

Supériorité : On dit qu'une option est supérieure à une autre lorsqu'elle est au moins aussi bonne que celle-ci sous tous les aspects. Si l'option A est supérieure à l'option B, il serait manifestement incohérent qu'une personne interrogée classe l'option B en meilleure place que l'option A. Les paires de ce type sont parfois exclues des enquêtes de classement contingent au motif qu'elles ne fournissent aucune information supplémentaire sur les préférences. Elles peuvent toutefois y être délibérément incluses afin de vérifier la cohérence des réponses fournies par les personnes interrogées.

Cohérence du classement : Lorsque plusieurs séries d'options à classer sont successivement présentées aux personnes interrogées, il devient également possible de vérifier la cohérence du classement pour l'ensemble des questions. Il suffit pour ce faire de concevoir l'enquête de telle sorte que des paires d'options identiques apparaissent dans plusieurs séries de choix successivement proposées en vue de leur classement. Les personnes interrogées pourront ainsi être invitées à classer les options A, B, C, D dans la première question puis les options A, B, E, F dans la seconde. La cohérence du classement exige que celles ayant déclaré préférer l'option B à l'option A dans la première de ces questions persistent dans leur choix dans la seconde.

Transitivité : La transitivité de l'ordre de classement exige qu'une personne interrogée ayant déclaré préférer l'option A à l'option B dans une première question, puis l'option B à l'option C dans une autre, ne déclare pas par la suite préférer l'option C à l'option A dans encore une autre. Cette règle doit à l'évidence être mise en parallèle avec l'axiome de transitivité qui sous-tend la théorie néoclassique du consommateur.

La série de données sur lesquelles reposent les tests décrits par Foster et Mourato (2002) est tirée d'une enquête sur les coûts sociaux de l'utilisation de pesticides dans la production de pain au Royaume-Uni faisant appel au classement contingent. Trois caractéristiques du produit dont chacune présentait trois niveaux étaient prises en considération dans cette enquête : prix du pain, effets sur la santé humaine – *nombre annuel de cas de maladie résultant de l'exposition des champs aux pesticides* – et impacts environnementaux des pesticides – *nombre d'espèces d'oiseaux agricoles dont les populations ont tendance à diminuer à long terme du fait de l'utilisation de pesticides*. Un exemple de carte de choix utilisée dans le cadre de cette enquête est présenté au graphique 9.5.

Graphique 9.5. **Exemple de question pour procéder au classement contingent dans le cadre d'une enquête sur les pesticides**

	Procédé A	Procédé B	Procédé C	Procédé D
Prix du pain	60 pences la miche	85 pences la miche	85 pences la miche	1.15 GBP la miche
Effets sur la santé publique	100 cas de maladie par an	40 cas de maladie par an	40 cas de maladie par an	60 cas de maladie par an
Effets sur les oiseaux agricoles	9 espèces d'oiseaux en déclin	2 espèces d'oiseaux en déclin	5 espèces d'oiseaux en déclin	2 espèces d'oiseaux en déclin
Classement				

Notes : Procédé A : technique actuelle de culture du blé; Procédés B à D : autres techniques de culture du blé plus respectueuses de l'environnement.

Encadré 9.2. **Mesure de l'effort intellectuel imposé par la modélisation des choix** *(suite)*

Les principaux résultats des tests de cohérence logique utilisés par les auteurs sont présentés au tableau 9.4. Les personnes interrogées étaient classées dans une des trois catégories suivantes : *i)* « aucun échec » lorsqu'elles réussissaient toujours un test particulier, *ii)* « échec occasionnel » lorsqu'elles le réussissaient en certaines occasions mais pas en d'autres, et *iii)* « échec systématique » lorsqu'elles échouaient à un test chaque fois qu'elles y étaient soumises.

Les résultats montrent que si l'on examine les tests un par un, une grande majorité des personnes interrogées les réussissent. Plus de 80 % y parviennent à tous les coups pour ce qui est des tests de supériorité et de transitivité, bien que cette proportion ne soit que des deux tiers dans le cas du test de cohérence du classement. Quant à celles qui échouent, elles ne le font dans leur grande majorité que de façon occasionnelle. Le taux d'échec le plus élevé concerne le test de cohérence du classement, que 32 % de l'échantillon ne réussissent pas, contre seulement 13 % pour les deux autres tests. Les échecs systématiques sont relativement rares, et l'on n'en observe absolument aucun dans le cas du test de transitivité.

Tableau 9.4. **Comparaison des taux d'échec aux tests**

%

	Aucun échec	Échec occasionnel	Échec systématique
Supériorité	83	13	4
Cohérence du classement	67	32	1
Transitivité	87	13	0
TOUS	54	41	5

Note : Le pourcentage total d'échecs occasionnels enregistrés à la dernière ligne du tableau ne tient pas compte des individus ayant systématiquement échoué à l'un quelconque des tests.

Le tableau 9.4 montre qu'après agrégation des résultats des tests 5 % seulement de l'échantillon enregistre un échec systématique. Le taux de personnes interrogées ne subissant « aucun échec » à l'ensemble des tests est de 54 %. Le fait qu'il soit sensiblement plus faible que pour chacun des tests considéré individuellement indique que des personnes *différentes* échouent à des tests *différents* au lieu qu'un petit nombre d'entre elles n'échoue à la *totalité* d'entre eux. On n'en constate pas moins par ailleurs un taux relativement élevé d'échecs occasionnels parmi les personnes interrogées, près de la moitié de l'échantillon échouant de temps à autre à l'un au moins des tests.

Ces résultats pourraient avoir d'importantes conséquences pour le classement contingent et peut-être aussi plus généralement pour la modélisation des choix. Le fait qu'une proportion non négligeable de personnes interrogées éprouvent manifestement des difficultés occasionnelles ou persistantes à fournir des réponses cohérentes à des problèmes de classement contingent suscite sans doute certaines inquiétudes concernant cette méthode si l'étude vise en dernière analyse à estimer la valeur des coefficients au moyen desquels il sera possible de calculer des estimations valables et fiables du CAP.

est, les praticiens ont franchement indiqué les problèmes posés par l'application de cette méthode. Des difficultés sont en particulier apparues dans les domaines suivants :

i) Biais « hypothétique » : L'évaluation contingente a dès le départ suscité la crainte que la nature hypothétique des réponses obtenues au moyen de cette méthode puisse amener les personnes interrogées à surestimer leurs véritables estimations de la valeur (voir par exemple le chapitre 8). On ne dispose pour l'instant que de très peu de tests similaires pour la modélisation des choix. Si l'on prend toutefois l'exemple de

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

l'expérimentation des choix, qui ne constitue en fait qu'une généralisation de l'évaluation contingente fondée sur des choix discrets, rien ne permet de supposer à priori qu'elle donne en quoi que ce soit de meilleurs résultats de ce point de vue.

ii) Sensibilité aux variations quantitatives ou qualitatives du bien : Un des avantages de la modélisation des choix tient à ce qu'elle offre par sa nature même un test interne de la sensibilité aux variations du fait de la multiplicité des réponses fournies par chaque individu. Ce test interne est cependant moins puissant qu'un test externe puisque les réponses données par un même individu ne sont pas indépendantes les unes des autres et qu'il en résulte inévitablement une certaine sensibilité aux variations.

iii) Sensibilité des estimations à la façon dont est conçue l'étude : On constate fréquemment dans le cadre des études d'évaluation contingente que les montants proposés sont tributaires des choix en matière de conception de l'étude : mode de paiement, quantité et type d'informations fournies, et règles de fonctionnement du marché[4]. Les problèmes de conception sont cependant tout aussi importants dans les études de modélisation des choix que dans celles d'évaluation contingente.

iv) Réponses de protestation : Un certain pourcentage de personnes interrogées dans le cadre des études d'évaluation contingente refuse généralement de « jouer le jeu » et proteste contre un aspect ou un autre du marché contingent, tels que le mode de paiement (par exemple sous la forme d'une majoration d'impôts), etc. Ces réponses sont généralement assimilées à des réactions de protestation et exclues de l'analyse. Certaines des formes de protestation les plus fréquentes peuvent être sensibles au mode de paiement monétaire exigé et à son montant. Si tel est le cas, la modélisation des choix pourrait réduire le taux de réponses de protestation dans la mesure où elle propose un choix moins « tranché » que ne le ferait une question directe sur le consentement à payer. Cependant, bien qu'intéressante, cette hypothèse reste à démontrer.

v) Coûts : Les études d'évaluation contingente peuvent être extrêmement coûteuses, en particulier lorsqu'elles font appel à de vastes échantillons probabilistes et à des entretiens personnels. Si des échantillons fractionnés sont nécessaires, par exemple pour évaluer les diverses composantes d'un programme donné, les coûts peuvent vite devenir prohibitifs. Les études fondées sur la modélisation des choix peuvent réduire les coûts d'évaluation des programmes multidimensionnels, puisqu'elles permettent par leur nature même d'estimer la valeur de leurs caractéristiques au moyen d'un seul questionnaire et de recueillir ce faisant davantage d'informations que les enquêtes d'évaluation contingente fondées sur des choix discrets.

9.4. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs

De nombreux types d'impacts environnementaux sont de nature multidimensionnelle. En effet, le changement subi par un actif environnemental à la suite de la mise en œuvre d'un projet ou d'une politique se traduit souvent par des modifications de ses diverses caractéristiques, dont chacune devra être évaluée séparément. Cet état de choses n'est pas sans similitudes avec le postulat théorique qui sous-tend l'approche des prix hédonistes, une des méthodes des préférences révélées examinées au chapitre 7, dans laquelle la valeur de certains actifs tels que les biens immobiliers peut être considérée comme une résultante de la valeur attachée par les consommateurs à un ensemble de caractéristiques qu'une analyse statistique appropriée permet de distinguer les unes des autres. Les

méthodes des préférences déclarées que recouvre l'appellation collective de modélisation des choix qui sont examinées dans ce chapitre doivent par contre estimer la valeur attachée par les personnes interrogées aux multiples dimensions d'un bien environnemental alors que la valeur totale de celui-ci ne peut elle-même être observée du fait qu'il ne s'échange sur aucun marché. La valeur totale des variations de l'offre du bien environnemental considéré est de fait calculée par la suite sur la base des informations ainsi obtenues quant à la valeur (marginale) de chacune de ses dimensions.

Le recours aux approches fondées sur la modélisation des choix pour évaluer les problèmes environnementaux unidimensionnels s'est constamment développé ces dernières années. La modélisation des choix est aujourd'hui systématiquement décrite parallèlement à l'évaluation contingente, sans doute plus connue, dans les manuels les plus récents portant sur la conception, l'analyse et l'utilisation d'études fondées sur les méthodes des préférences déclarées. Le terme générique de modélisation des choix recouvre certes un certain nombre d'approches différentes, mais l'expérimentation des choix (et dans une certaine mesure le classement contingent) en constitue probablement la variante la plus utilisée dans le cas des biens environnementaux. Dans l'expérimentation des choix, les personnes interrogées sont invitées à dire quelle serait parmi une série de choix constituée d'au moins deux options, dont une correspond au *statu quo* ou à la situation existante, celle qui aurait leur préférence. Les résultats fournis par cette approche fondée sur la modélisation des choix peuvent être interprétés selon les critères de l'économie du bien-être classique, ce qui constitue un atout évident lorsqu'il est souhaitable de garantir la cohérence avec la théorie de l'analyse coûts-bénéfices.

Une grande partie des observations formulées au chapitre 8, par exemple au sujet des problèmes de validité et de fiabilité dans le contexte des études d'évaluation contingente, sont sans doute également valables pour la modélisation des choix. Il est certes probable que la modélisation des choix donne de meilleurs résultats que l'évaluation contingente sous certains aspects – et inversement – mais les preuves susceptibles d'étayer une telle assertion font pour l'instant largement défaut. Qui plus est, quoique les rares études qui se sont attachées à comparer les résultats respectivement obtenus grâce à la modélisation des choix et à l'évaluation contingente aient constaté que la valeur totale des variations de l'offre d'un même bien environnemental est plus élevée dans le premier cas que dans le second, on ne sait guère quelle en est la raison. La curiosité intellectuelle fera à n'en pas douter entreprendre d'autres recherches en vue de jeter de la lumière sur ces deux sources d'incertitude quant aux mérites relatifs de la modélisation des choix et de l'évaluation contingente. On peut toutefois se demander si ces deux méthodes doivent toujours être présumées en concurrence l'une avec l'autre – la modélisation des choix étant par exemple considérée comme une méthode plus générale et donc supérieure. Chacune de ces deux approches aura probablement un rôle à jouer dans l'analyse coûts-bénéfices et il serait utile que les recherches à venir aident à comprendre dans quels cas il convient d'avoir recours à l'une plutôt qu'à l'autre.

Le meilleur moyen de décrire l'une des situations où la modélisation des choix constitue une approche extrêmement utile consiste sans doute à en donner un exemple. Reprenons à cet effet l'étude de cas sur les différentes options de dépollution de la Tamise précédemment examinée dans ce chapitre. Dans cet exemple, pas moins de 9 options autres que celle correspondant à la situation existante étaient soumises à l'examen des décideurs. Qui plus est, chacune d'elles était définie par les diverses caractéristiques qu'offrirait une Tamise moins polluée, lesquelles présentaient elles-mêmes différents

niveaux. L'application de l'évaluation contingente pour résoudre ce problème exigerait en règle générale de concevoir 9 marchés fictifs décrivant séparément chacun des changements proposés. La modélisation des choix peut par contre parvenir au même résultat à bien moindre coût puisqu'elle estime la valeur unitaire de chacune des caractéristiques auxquelles on s'intéresse. La valeur totale de chacune des options concernant les projets ou les politiques à mettre en œuvre est obtenue en deux étapes. La valeur unitaire de chacune des caractéristiques doit tout d'abord être multipliée par la variation quantitative (ou qualitative) de cette caractéristique entraînée par l'option en question. Il faut ensuite additionner les variations de la valeur des différentes caractéristiques. Cette méthode permet également de prendre en considération si nécessaire un certain nombre de facteurs susceptibles de compliquer l'analyse, par exemple lorsque les estimations de la valeur ne sont pas simplement fonction linéaire d'une certaine variation du niveau d'une caractéristique.

La modélisation des choix constitue certes une méthode des préférences déclarées particulièrement pertinente dans le cas des problèmes d'environnement relativement complexes – c'est-à-dire multidimensionnels – et lorsque les options proposées concernant les politiques à mettre en œuvre sont non seulement nombreuses mais associent en outre dans des proportions variables leurs multiples dimensions. Comme cela a déjà été évoqué, la modélisation des choix présente un certain nombre d'inconvénients bien connus. Cependant, la conception et l'analyse des études fondées sur cette méthode s'avèrent elles-mêmes délicates en raison précisément de la complexité des changements environnementaux sur lesquels elles portent. Pour ce qui est de la validité des réponses, l'effort intellectuel imposé par le fait d'avoir à choisir entre différentes options proposées dans le cadre de (multiples) séries de choix constitue une préoccupation majeure. Dans l'un et l'autre cas, l'évaluation contingente pourrait paraître l'approche la plus simple. Il n'en reste pas moins que, comme cela a déjà été mentionné, la modélisation des choix devrait être utilisée lorsque les circonstances l'exigent. Il faut en d'autres termes se demander s'il importe réellement de connaître les valeurs marginales ou unitaires de chacune des dimensions d'une modification de l'environnement à laquelle on s'intéresse. La réponse sera parfois positive, aussi la modélisation des choix constitue-t-elle un élément essentiel de l'ensemble de techniques d'évaluation que les spécialistes de l'analyse coûts-bénéfices ont à leur disposition.

Notes

1. Cette approche est aussi parfois appelée « analyse conjointe ».
2. Voir Louviere *et al.* (2000) et Morrison *et al.* (1999) pour plus d'informations sur ces techniques.
3. La pratique habituelle qui consiste à soumettre aux personnes interrogées une série de cartes de choix n'est pas sans poser de problèmes. Les analystes considèrent en règle générale que les réponses à chacune de ces cartes constituent des sources d'information bien distinctes. En d'autres termes, les réponses à chacune des séries de choix proposées à une personne interrogée sont présumées totalement indépendantes les unes des autres. Tel n'est très probablement pas le cas, car il existe vraisemblablement une certaine corrélation entre les résidus de chacune des diverses séries de choix classées par une même personne. Nous avons donc affaire à des données de panel assorties de « périodes de temps » correspondant aux séries de choix proposées à chaque individu. Les modèles couramment utilisés qui ne tiennent pas compte de cet état de fait surestiment donc la quantité d'informations fournie par la série de données. Un certain nombre de méthodes permettent de remédier à ce problème. Dans certains cas – dont celui du modèle de l'option préférée – une correction peut être apportée *ex post* en multipliant l'écart type des coefficients correspondant à chaque caractéristique par la racine carrée du nombre de questions

posées à chacune des personnes interrogées. D'autres types de modèles utilisés pour estimer les données au moyen de la modélisation des choix – tels que le modèle logit à paramètres aléatoires – corrigent automatiquement cette distorsion dans le cadre de la procédure d'estimation.

4. Cette sensibilité est parfois souhaitable dans la mesure où elle reflète la situation des biens marchands : nous nous attendons par exemple à ce que le CAP varie selon les informations dont disposent les personnes interrogées (Munro et Hanley, 1999).

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

ANNEXE 9.A1

Fondements conceptuels de la modélisation des choix

9.1. Expérimentation des choix

L'expérimentation des choix a initialement été décrite par Louviere et Hensher (1982), puis par Louviere et Woodworth (1983). Elle s'appuie sur un cadre théorique identique à celui de la méthode d'évaluation contingente fondée sur les choix dichotomiques sur laquelle repose le modèle d'utilité aléatoire (Luce, 1959; McFadden, 1973), ainsi que sur le même type d'analyse empirique que l'étude économétrique de variables dépendantes limitées (Greene, 1997). Il s'ensuit que la fonction d'utilité indirecte (U) pour chaque personne interrogée i peut être décomposée en deux éléments : une composante déterministe (V) qui prend généralement la forme d'un indice linéaire des caractéristiques (X) des différentes options j incluses dans la série de choix, et un élément stochastique (e) qui représente les influences inobservables sur les choix individuels. C'est ce que montre l'équation (A9.1).

$$U_{ij} = V_{ij}(X_{ij}) + e_{ij} = bX_{ij} + e_{ij} \qquad \text{[A9.1]}$$

Comme le montre l'équation (A9.2), la probabilité qu'une personne interrogée donnée préfère l'option g à toute autre option h proposée dans la même série de choix est égale à la probabilité que l'utilité procurée par l'option g soit supérieure à celle offerte par toute autre option :

$$P[(U_{ig} > U_{ih})\forall h \neq g)] = P[(V_{ig} - V_{ih}) > (e_{ih} - e_{ig})] \qquad \text{[A9.2]}$$

Pour déterminer de façon explicite cette probabilité, il faut connaître la distribution des résidus (e_{ij}). On suppose fréquemment qu'ils sont distribués de façon indépendante et identique selon la distribution des valeurs extrêmes (également appelée « distribution de Weibull ») :

$$P(e_{ij} \leq t) = F(t) = \exp(-\exp(-t)) \qquad \text{[A9.3]}$$

La distribution des résidus indiquée ci-dessus implique que la probabilité qu'une option g donnée soit préférée à toutes les autres doit pouvoir prendre la forme de la distribution logistique (McFadden, 1973), qui est présentée à l'équation (A9.4). Celle-ci est connue sous le nom de modèle logit conditionnel :

$$P(U_{ig} > U_{ih}, \forall h \neq g) = \frac{\exp(\mu V_{ig})}{\sum_j \exp(\mu V_{ij})} \qquad \text{[A9.4]}$$

où μ est un paramètre d'échelle inversement proportionnel à l'écart type de la distribution des résidus. Ce paramètre ne peut être calculé séparément et il est donc en règle générale

supposé égal à un. Cette formule a une importante conséquence : les choix effectués doivent respecter le critère d'indépendance à l'égard des options non pertinentes (ou axiome du choix de Luce; Luce, 1959), qui veut que les probabilités relatives que deux options soient retenues ne soient pas affectées par l'introduction ou le retrait d'autres options. Ce critère découle de l'indépendance de la distribution des résidus correspondant aux différentes options proposées dans la série de choix (conformément à loi de Weibull).

Ce modèle peut être estimé par la méthode classique du maximum de vraisemblance, au moyen de la fonction de log-vraisemblance (log L) correspondante décrite dans l'équation (A9.5) ci-dessous, où y_{ij} est une variable indicatrice dont la valeur est égale à un si la personne interrogée *j* choisit l'option *i* et à zéro dans tous les autres cas.

$$\log L = \sum_{i=1}^{N} \sum_{j=1}^{J} y_{ij} \log[\frac{\exp(V_{ij})}{\sum_{j=1}^{J} \exp(V_{ij})}] \qquad \text{[A9.5]}$$

Outre les caractéristiques propres à la série de choix, des variables socioéconomiques peuvent être incluses dans les termes X de l'équation (A9.1), mais compte tenu qu'elles demeurent constantes pour un même individu quelles que soient les séries de choix considérées (son revenu ne varie pas entre le premier choix et le second), elles ne peuvent apparaître dans l'équation que sous la forme de termes d'interaction, c'est-à-dire mises en interaction avec les caractéristiques propres aux choix.

Après estimation des paramètres, une mesure du bien-être par la variation compensatoire prenant la forme du CAP et conforme à la théorie de la demande peut être calculée pour chacune des caractéristiques à l'aide de l'équation (A9.6) (Hanemann, 1984; Parsons et Kealy, 1992), où V^0 représente l'utilité de l'état initial et V^1 l'utilité de l'autre état proposé. Le coefficient b_y indique l'utilité marginale du revenu et il correspond à la caractéristique relative aux coûts.

$$CAP = b_y^{-1} \ln\left\{\frac{\sum_i \exp(V^1{}_i)}{\sum_i \exp(V^0{}_i)}\right\} \qquad \text{[A9.6]}$$

Il est aisé de démontrer que, pour l'indice linéaire des utilités défini à l'équation (A9.1), la formule ci-dessus peut être simplifiée et réduite au ratio de coefficients indiqué à l'équation (A9.7), où b_C est le coefficient de la caractéristique considérée. Les ratios de ce type sont souvent appelés « prix implicites ».

$$CAP = \frac{-b_C}{b_y} \qquad \text{[A9.7]}$$

L'expérimentation des choix est par conséquent compatible avec la maximisation de l'utilité et la théorie de la demande, du moins lorsqu'une option correspondant au *statu quo* est incluse dans la série de choix.

Il convient toutefois de noter que le calcul des écarts types s'avère plus complexe dans le cas des ratios correspondant aux prix implicites. Bien que la distribution asymptotique de l'estimateur du maximum de vraisemblance soit connue pour les paramètres *b*, elle ne l'est pas pour la mesure du bien-être, puisqu'elle constitue une fonction non linéaire du vecteur de paramètres. Les intervalles de confiance de cette mesure peuvent être obtenus au moyen de la procédure mise au point par Krinsky et Robb (1986). Cette technique simule la distribution asymptotique des coefficients au moyen de tirages aléatoires répétés dans une distribution normale à plusieurs variables définie par les estimations des coefficients et la matrice de covariance qui leur est associée. Celles-ci permettent de générer une

distribution empirique pour la mesure du bien-être et les intervalles de confiance correspondants peuvent alors être calculés.

Si l'on constate que l'hypothèse de l'indépendance à l'égard des options non pertinentes n'est pas respectée, il est nécessaire de recourir à des modèles statistiques plus complexes qui assouplissent certaines des hypothèses formulées. Il s'agit notamment des modèles probit multinomial (Hausman et Wise, 1978), logit emboîté (McFadden, 1981) et logit à paramètres aléatoires (Train, 1998). L'indépendance à l'égard des options non pertinentes peut être testée à l'aide d'une procédure suggérée par Hausman et McFadden (1984). Celle-ci consiste essentiellement à élaborer un test de ratio de vraisemblance à partir de différentes versions du modèle excluant toute possibilité de choix. Si l'hypothèse relative à l'indépendance à l'égard des options non pertinentes est vérifiée, le modèle estimé en tenant compte de toutes les options devrait être identique à celui estimé pour un sous-ensemble d'entre elles (on en trouvera un exemple in Foster et Mourato, 2002).

9.2. Classement contingent

Dans le classement contingent, il est demandé aux personnes interrogées de classer une série d'options différentes définies par un certain nombre de caractéristiques dont le niveau varie selon les options. Comme dans l'expérimentation des choix, une option correspondant au *statu quo* est normalement incluse dans la série de choix pour assurer que les résultats offrent des estimations cohérentes du bien-être.

Comme dans le cas de l'expérimentation des choix, le modèle d'utilité aléatoire fournit le cadre théorique économique nécessaire à l'analyse des données obtenues au moyen du classement contingent. Partant de l'hypothèse d'un résidu aléatoire distribué de façon indépendante et identique selon une distribution de Weibull, Beggs, Cardell et Hausman (1981) ont élaboré un modèle logit ordonné capable d'exploiter toutes les informations fournies par une enquête dans laquelle les personnes interrogées sont invitées à procéder au classement intégral de toutes les options. Ils ont pour ce faire appliqué de façon répétée la formule de calcul de la probabilité figurant à l'équation (A9.4) jusqu'à parvenir au classement intégral de toutes les options. La probabilité qu'un classement particulier des différentes options soit effectué par un individu i peut s'écrire de la façon suivante :

$$P_i(U_{i1} > U_{i2} > \ldots > U_{iJ}) = \prod_{j=1}^{J} [\frac{\exp(V_{ij})}{\sum_{k=j}^{J} \exp(V_{ik})}] \qquad \text{[A9.8]}$$

Ce modèle ordonné est à l'évidence plus restrictif que le modèle logit conditionnel classique dans la mesure où la distribution des valeurs extrêmes (ou de Weibull) ne s'applique pas uniquement au premier choix mais aussi à tous les suivants. Comme l'expérimentation des choix, le classement contingent repose essentiellement sur l'hypothèse de l'indépendance à l'égard des options non pertinentes, qui permet en l'occurrence de multiplier les probabilités logit conditionnelles successives en vue d'obtenir la formule de calcul de la probabilité pour le classement intégral.

Les paramètres de la fonction d'utilité peuvent être estimés en maximisant la fonction de log-vraisemblance (log L) indiquée à l'équation (A9.9) :

$$\log L = \sum_{i=1}^{N} \sum_{j=1}^{J} \log[\frac{\exp(V_{ij})}{\sum_{k=j}^{J} (\exp V_{ik})}] \qquad \text{[A9.9]}$$

On peut considérer que le classement contingent se décompose en une suite de choix où les personnes interrogées procèdent par étapes successives en indiquant tout d'abord l'option qu'elles préfèrent à toutes les autres puis en désignant celle qu'elles préfèrent parmi toutes celles qui restent après retrait de cette option, et ainsi de suite. Autrement dit, le classement contingent pourrait être décomposé en une suite d'exercices d'expérimentation des choix (Chapman et Staelin, 1982; Foster et Mourato, 2002). La valeur attachée au bien-être peut donc être estimée de la même manière que dans l'expérimentation des choix. Les données obtenues au moyen du classement contingent procurent davantage d'informations statistiques que celles fournies par l'expérimentation des choix, d'où des intervalles de confiance plus resserrés de part et d'autre des estimations des paramètres.

9.3. Notation contingente

Dans le cadre de la notation contingente, un certain nombre de scénarios sont présentés aux personnes interrogées, auxquelles il est demandé de noter chacun d'eux sur une échelle sémantique ou numérique. Cette approche n'implique pas de comparaison directe des différents choix et il n'existe donc aucun lien théorique bien défini entre les notations attribuées à ces scénarios et les choix économiques effectifs.

Les notations sont analysées à l'aide du modèle d'utilité aléatoire après avoir été converties selon une échelle d'utilité. Dans ce contexte, la fonction d'utilité indirecte est supposée liée aux notations attribuées par un individu au travers de la fonction de conversion suivante :

$$R_{ij}(X_{ij}) = \phi\,[V_{ij}(X_{ij})] \qquad \text{[A9.10]}$$

où R représente la notation attribuée par l'individu i au choix j et ϕ la fonction de conversion. Dans le domaine du marketing, ces données sont généralement analysées à l'aide de techniques de régression par les moindres carrés ordinaires (MCO), ce qui implique une hypothèse hardie concernant la cardinalité de l'échelle de notation. Elles pourraient tout aussi bien être analysées dans le cadre d'un modèle d'utilité aléatoire en ayant recours à des modèles probit et logit ordonnés qui se limitent à supposer que ces notations ont un caractère ordinal. Reste toutefois l'hypothèse implicite que les notations sont comparables entre les différents individus.

Roe *et al.* (1996) ont montré comment les mesures de la variation compensatoire peuvent être estimées à partir des écarts entre les notations. La méthode appliquée consiste à soustraire du revenu un certain coût monétaire jusqu'à ce que ces écarts s'annulent :

$$R^1_{ij}(X^1_{ij}, M - CAP) - R^0_{ij}(X^0_{ij}, M) = 0 \qquad \text{[A9.11]}$$

où V^0 est la notation attribuée à l'option de base, V^1 celle attribuée à l'option de rechange, et M le revenu.

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

ISBN 978-92-64-01006-2
Analyse coûts-bénéfices et environnement
Développements récents
© OCDE 2006

Chapitre 10

Valeur d'option (ou de quasi-option)

Les coûts et les bénéfices sont rarement connus avec certitude, mais la collecte d'informations peut en réduire le degré d'incertitude. Toute décision prise dès à présent et qui aurait pour effet d'engager des ressources ou de générer des coûts ne pouvant être ultérieurement recouvrés ou remis en cause peut être qualifiée d'irréversible. Dans ce contexte d'incertitude et d'irréversibilité, il peut être sage de remettre à plus tard la décision d'engager des ressources. La valeur des informations réunies grâce à ce report correspond à la valeur d'option ou de quasi-option. Ce chapitre explique sous quelle forme elle se présente et examine certaines des confusions terminologiques apparues dans les travaux publiés sur le sujet.

10.1. Un peu de terminologie

Intuitivement, la plupart des individus tendent à penser que les décisions qui impliquent la perte irréversible d'un actif devraient être prises en s'entourant d'un plus grand nombre de précautions que lorsque cet actif est certes perdu mais peut néanmoins être reconstitué si l'on juge après-coup avoir commis une erreur. Cette idée paraît particulièrement pertinente en cas d'incertitude quant aux bénéfices futurs procurés par l'actif en question. Les biens environnementaux offrent un bon exemple d'actifs sur lesquels nous ne possédons que des informations limitées : des millions et des millions d'espèces restent ainsi à découvrir et à étudier avant qu'elles ne nous soient parfaitement connues et nul ne sait avec certitude combien en abritent la canopée des forêts ombrophiles ou les récifs coralliens. Dans ce contexte, les règles de l'ACB ne paraissent guère adaptées : les bénéfices sont incertains, la perte risque d'être irréversible et elle pourrait bien être d'ampleur non négligeable. Or, l'ACB ignore les situations où incertitude et irréversibilité se trouvent conjuguées. Les coûts peuvent eux aussi être irréversibles. Il est tout à fait envisageable qu'une décision d'investissement puisse exiger que des ressources soient engagées en vue de sa mise en œuvre, si bien qu'en cas de renversement de la conjoncture rien ne peut être fait, ou du moins pas grand chose, pour recouvrer les coûts encourus. Tel sera par exemple le cas des dépenses d'investissement « dédiées » – c'est-à-dire consacrées à l'acquisition de biens d'équipement ne pouvant servir qu'à un seul usage très précis et qu'il serait difficile d'affecter à d'autres fins. Les études portant sur les ressources naturelles citent souvent l'exemple des investissements dans les flottilles de pêche. Il en résulte que tant les bénéfices que les coûts d'investissement ou de mise en œuvre des politiques peuvent être irréversibles.

En fait, la règle de décision de l'ACB peut être reformulée pour prendre en considération les cas où incertitude et irréversibilité se trouvent conjuguées, pour autant qu'un troisième élément y soit également associé – à savoir la possibilité d'en apprendre davantage, c'est-à-dire de collecter de nouvelles informations[1]. Ce type de situations renvoie à la notion de *valeur de quasi-option* (VQO) introduite et développée par Arrow et Fisher (1974) ainsi que par Henry (1974). La VQO correspond à la valeur des informations réunies grâce au report d'une décision ayant des conséquences irréversibles. Une source de confusion tient au fait que dans les travaux consacrés aux finances et à l'investissement la VQO ainsi définie est dénommée *valeur d'option* ou *valeur d'option réelle* (Dixit et Pindyck, 1994). Fisher (2000) fait valoir que ces deux concepts – VQO et valeur d'option « réelle » – sont équivalents et se réfèrent à une situation où incertitude et irréversibilité sont conjuguées et où une décision peut être reportée jusqu'à ce que l'on en ait appris davantage.

Il est souhaitable de conserver le terme de VQO afin de distinguer cette notion d'un autre type de valeur d'option (VO) dont font état les études sur l'économie de l'environnement. Cet autre concept est égal à la différence entre le *prix d'option* et la *valeur espérée de la rente du consommateur*. Le prix d'option (PO) représente le consentement à payer maximal pour l'obtention d'un bien quelconque dans un monde plein de risques et dans lequel ont ne sait avec certitude quelle sera l'issue. Il s'agit d'un concept *ex ante*, puisqu'il correspond au

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

consentement à payer au moment présent pour une situation à venir incertaine. Le prix d'option peut ne pas être égal à la valeur espérée de la rente du consommateur, ou E(RC), la différence constituant la valeur d'option. Il convient de noter que le prix d'option et la valeur d'option apparaissent dans les situations d'aversion pour le risque. Comme nous le verrons plus loin, la VQO peut quant à elle être observée en cas d'aversion ou d'indifférence à l'égard du risque. De façon générale :

$PO = E(RC) + VO$

En principe, la valeur d'option ou VO peut tout aussi bien être positive que négative. Autrement dit, avoir recours à la valeur espérée de la rente du consommateur, comme c'est en fait le cas dans l'ACB, risque d'introduire une erreur dans les estimations obtenues au moyen de celle-ci. La VO ne peut en effet être estimée sans une certaine connaissance de la structure sous-jacente des préférences des individus dont il s'agit (c'est-à-dire de leurs *fonctions d'utilité)*. Dans la pratique, on ne sait avec certitude si cette erreur est significative. En d'autres termes, après avoir formulé des hypothèses quant à la structure des préférences individuelles, on observe que la prise en considération de la seule valeur espérée de la rente du consommateur n'entraîne aucune erreur majeure.

Nous n'examinerons pas plus avant la valeur d'option ainsi définie. Elle peut certes être importante dans certains cas, mais nous mettons ici l'accent sur la VQO, concept équivalent à celui de VO réelle, dans la mesure où elle a plus de chances d'exercer une influence sur la façon dont est menée l'ACB.

Pour résumer :

- Dans l'économie de l'environnement, la VO recouvre généralement la différence entre le prix d'option et la valeur espérée de la rente du consommateur.
- Toujours dans l'économie de l'environnement, la VQO correspond à la valeur des informations obtenues grâce au report d'une décision lorsque l'issue en est incertaine, de même que tout ou partie de ses bénéfices (ou de ses coûts), et qu'il est en outre possible d'en apprendre davantage en la remettant à plus tard.
- Dans les travaux consacrés aux finances, la VO ou VO réelle représente la valeur des informations réunies grâce au report d'investissements incertains et irréversibles, elle équivaut donc à la VQO dans les études portant sur l'économie de l'environnement.

10.2. Un modèle de VQO[2]

La plupart des descriptions du concept de VQO sont complexes et difficiles à suivre. Nous tenterons ici d'en comprendre les éléments fondamentaux.

Considérons une zone forestière qui peut être soit sauvegardée soit convertie à un usage agricole. Appelons « développement » le processus de conversion. Soit 0 la période actuelle et 1 la période à venir. Par souci de simplicité, nous limitons à deux le nombre de périodes. Il apparaît immédiatement que si la forêt est convertie dès à présent, c'est-à-dire à la période 0, elle ne peut être sauvegardée ni à la période 0 ni à la période 1 à venir. Si par contre on prend dès à présent la décision de la sauvegarder, il sera toujours possible de la convertir ou de la sauvegarder à la période 1. Supposons que les bénéfices procurés par le développement agricole soient connus avec certitude mais que ceux liés à la sauvegarde ne le soient pas. C'est là une hypothèse tout à fait plausible : nous pouvons être à peu près sûrs du rendement que pourront avoir les terres occupées par la forêt après leur conversion à un usage agricole, mais nous en savons par contre encore fort peu sur la nature et la

valeur des services écologiques procurés par les forêts. La conversion immédiate garantit l'obtention de bénéfices égaux à D_0 et D_1 (l'une et l'autre de ces variables pouvant être considérées comme des valeurs actuelles). La décision d'assurer dès à présent la conservation de la forêt génère une valeur V_0 à laquelle il faut ajouter une valeur V_1 de montant incertain correspondant aux bénéfices offerts par la sauvegarde à la période 1. Pour ne pas compliquer l'analyse, désignons par $V_{élevée}$ et V_{faible} les valeurs incertaines que peut prendre cette variable à la période 1. $V_{élevée}$ pourrait par exemple résulter d'informations génétiques de très grande valeur susceptibles d'être tirées de la forêt. V_{faible} correspondrait par contre à des informations de bien moindre valeur. Supposons que la probabilité de $V_{élevée}$ et de V_{faible} soit respectivement égale à p et à $(1 - p)$. La valeur espérée (c'est-à-dire la probabilité pondérée) des bénéfices tirés de la sauvegarde (ES) au cours des deux périodes à la suite de la décision de conserver dès à présent la forêt est par conséquent la suivante :

$$ES = V_0 + pV_{élevée} + (1 - p)V_{faible} \qquad [10.1]$$

Il suffit d'un instant de réflexion pour s'apercevoir qu'en cas de conversion de la forêt à la période 0, la valeur espérée des bénéfices du développement (ED) sera égale à leur valeur certaine :

$$ED = D_0 + D_1 \qquad [10.2]$$

Si la décision de sauvegarder ou de développer doit être prise dès à présent, il suffira tout simplement de comparer [10.1] et [10.2]. La forêt sera donc développée si :

$$ED > ES \text{ , ou } [D_0 + D_1] > [V_0 + pV_{élevée} + (1 - p)V_{faible}] \qquad [10.3]$$

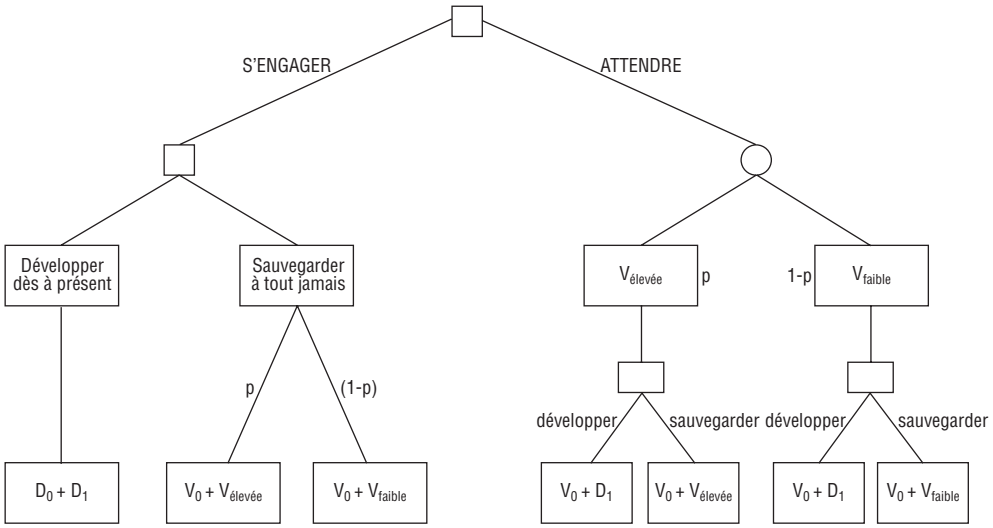
L'analyse coûts-bénéfices procèderait ainsi dans la plupart des cas : la valeur espérée du développement (qui est en l'occurrence égale à sa valeur certaine) serait comparée à la valeur espérée de la sauvegarde. L'intérêt de la VQO tient au fait qu'elle modifie le critère coûts-bénéfices de telle sorte que la décision puisse être reportée. Des considérations politiques peuvent certes imposer une décision immédiate, mais il est souvent possible de la remettre à plus tard, c'est-à-dire d'attendre avant de faire un choix définitif entre la sauvegarde et le développement. Pour examiner les différents choix envisageables, il peut être utile d'établir un *arbre de décision* tel que celui présenté au graphique 10.1[3]. Un tel arbre montre chacune des étapes du processus de décision si certains événements se produisent et si certains choix sont effectués. Au graphique 10.1, le « tronc » de l'arbre est relié à diverses « branches » par des *nœuds de décision* (représentés par des carrés) et par des *événements probabilistes* (représentés par des cercles). L'analyse commence par un nœud de décision permettant de faire un choix immédiatement (c'est-à-dire « s'engager ») ou d'attendre. La décision de s'engager implique soit de développer dès à présent soit de sauvegarder tout de suite et à jamais. Opter pour le développement permet à l'évidence d'obtenir des bénéfices nets correspondant à $ED = D_0 + D_1$. Sauvegarder offre des bénéfices dont la valeur espérée est la suivante : $ES = V_0 + pV_{élevée} + (1 - p)V_{faible}$. En d'autres termes, s'engager dès à présent revient à comparer les deux valeurs escomptées, ce qui correspond comme nous l'avons déjà dit ci-dessus à la façon dont procède normalement l'analyse coûts-bénéfices.

Considérons à présent la décision d'attendre. Il nous faut donc examiner la partie droite du graphique 10.1. Attendre signifie que la décision de développer ou de sauvegarder est reportée jusqu'à la période 1. Des bénéfices égaux à V_0 sont enregistrés à la période 0. La suite varie selon que les bénéfices procurés par la sauvegarde sont « élevés » ou

« faibles ». Dans un cas comme dans l'autre, il s'agit de décider s'il convient de sauvegarder ou de développer au cours de la période 1. Il existe donc 2 × 2 possibilités : si la sauvegarde offre des bénéfices élevés, la décision de développer à la période 1 aboutit à $V_0 + D_1$ et celle de sauvegarder à $V_0 + pV_{\text{élevé}}$; si la sauvegarde procure de faibles bénéfices, ces deux séquences seront respectivement de $V_0 + D_1$ et $V_0 + pV_{faible}$. Il convient de noter que nous avons écarté la possibilité de développer à la période 0 et celle de sauvegarder à la période 1. La raison en est que le développement est supposé *irréversible* : dès l'instant qu'il se produit, il est impossible de faire marche arrière. Cette façon de voir les choses peut se révéler utile face à de nombreux problèmes, mais il existe en pratique bien des degrés d'irréversibilité. Ainsi, la destruction d'une forêt primaire du fait de sa conversion à un usage agricole n'exclut pas nécessairement la création d'une forêt secondaire, laquelle pourrait lui être tout à fait semblable malgré des caractéristiques écologiques différentes. Et qui sait s'il ne sera pas possible un jour de faire revivre des espèces éteintes comme dans *Jurassic Park*.

Pour savoir quelle est la meilleure option – du point de vue des valeurs escomptées – il peut être commode de remplacer par des nombres hypothétiques les probabilités et les résultats indiqués au graphique 10.1. Cela évite de « se perdre » dans les équations complexes qu'il faudrait sinon examiner.

Graphique 10.1. **Un arbre de décision**



Soit $V_0 = 20$, $V_{élevée} = 300$, $V_{faible} = 40$, $p = 0.4$, $(1 - p) = 0.6$, $D_0 = 60$, $D_1 = 120$.

Comparons la décision d'attendre et celle de s'engager.

La décision d'attendre a les conséquences suivantes :

a) $V_0 + D_1 = 20 + 120 = 140$, ou

b) $V_0 + V_{élevée} = 20 + 300 = 320$, ou

c) $V_0 + V_{faible} = 20 + 40 = 60$

La décision de s'engager a quant à elle les effets suivants :

d) $D_0 + D_1 = 60 + 120 = 180$, ou

e) $V_0 + V_{élevée} = 20 + 300 = 320$,

f) $V_0 + V_{faible} = 20 + 40 = 60$

Il convient de noter que *e)* et *f)* sont identiques à *b)* et *c)*.

Quelle est la meilleure décision ? L'analyse permettant de répondre à cette question doit être menée en deux étapes. Il nous faut en dernier ressort comparer les valeurs escomptées correspondant respectivement à la décision de développer immédiatement (ED), à celle de sauvegarder dès à présent et à tout jamais (ES), et à celle d'attendre (EA). Cependant, pour calculer EA, nous devons tout d'abord nous demander quelle est la solution optimale après avoir pris la décision d'attendre. Quelle est donc la meilleure décision après avoir décidé d'attendre ? Tout dépend selon que la valeur de V1 est élevée ($V_{élevée}$) ou faible (V_{faible}). Dans le premier cas, il est préférable d'*attendre et sauvegarder* puisque 320 > 140, alors que dans le second il convient d'*attendre et développer* puisque l'on parvient alors à un résultat de 140 au lieu des 60 correspondant à la décision d'attendre et sauvegarder. Mais comment savoir si la valeur de la sauvegarde sera faible ou élevée ? Ce qui justifie la décision d'attendre, c'est précisément qu'elle nous donne la possibilité de *déterminer* si la valeur de la sauvegarde sera faible ou élevée. Autrement dit, attendre (c'est-à-dire opter pour un report) permet d'obtenir des *informations* qui peuvent grandement accroître l'efficience de la prise de décision : l'incertitude des bénéfices procurés par la sauvegarde s'en trouve en effet réduite. La VQO tient compte de ces importants aspects qui caractérisent la prise de décision dans de nombreux contextes environnementaux :

a) incertitude,

b) irréversibilité,

c) attente et obtention d'un plus grand nombre d'informations.

Il convient toutefois de remarquer que la règle de décision n'en continue pas moins de s'appuyer sur des valeurs escomptées.

On affirme souvent que les décisions relatives à la lutte contre le réchauffement planétaire doivent être reportées du fait des rapides progrès de la science en ce domaine. Le report des décisions pourrait éviter d'engager de manière irréversible des ressources pour lutter contre le réchauffement planétaire alors qu'elles pourraient sans doute être affectées à d'autres usages offrant de plus grands avantages pour la société. La décision de lutter contre le réchauffement planétaire peut être prise ultérieurement, lorsque des informations plus précises seront disponibles. Le problème du réchauffement planétaire se révèle toutefois plus complexe : si les décisions sont reportées et que le réchauffement a bien lieu, il en résulte une aggravation du phénomène tout comme des dommages qui lui sont liés. L'arbre de décision doit donc tenir compte de la probabilité que le choix d'attendre accroisse les dommages si le réchauffement se confirme. Deux éléments irréversibles se trouvent en l'occurrence conjugués : les coûts irrécupérables imposés par les mesures de lutte adoptées et le réchauffement, dont les effets ne pourront être inversés. La théorie de la décision paraît pouvoir prendre en considération cet aspect du processus décisionnel. Une autre caractéristique du réchauffement planétaire tient au fait que nous n'avons qu'une idée extrêmement approximative de la probabilité des différentes issues. L'ampleur des catastrophes peut ainsi être incertaine, tout comme la probabilité qu'elles surviennent et le moment où elles pourraient se produire. Les décisions peuvent donc devoir être prises dans un contexte d'« incertitude totale », c'est-à-dire où les probabilités ne sont pas connues. Même dans un tel cas de figure, l'attente peut permettre de disposer d'informations plus précises au sujet de ces probabilités, si bien que l'approche fondée sur la VQO demeure en tout état de cause pertinente[4]. On constatera aisément que l'approche fondée sur la VQO améliore dans l'ensemble le processus décisionnel par rapport à la simple comparaison des valeurs

escomptées des coûts et des bénéfices de la décision de « ne pas attendre » – c'est-à-dire de s'engager. La question de savoir dans quelle mesure cette approche prend en compte l'ensemble des problèmes que recouvrent l'incertitude et l'irréversibilité n'est cependant toujours pas tranchée.

Il est à présent possible d'écrire de la façon suivante l'équation relative à la valeur espérée de la décision d'attendre (EA) :

$$EA = V_0 + pV_{élevée} + (1 - p)D_1 \qquad [10.4]$$

Pour comprendre cette équation, examinons de nouveau le graphique 10.1. EA est la valeur de la décision d'attendre à la période 0 et de choisir ensuite la meilleure option à la période 1. Attendre garantit manifestement V_0 à la période 0. L'exemple numérique nous montre que $V_{élevée} > D_1 > V_{faible}$. V_1 est aléatoire – pouvant aussi bien se révéler « élevée » que « faible » – et correspond à la valeur de la sauvegarde à la période 1. Si cette valeur est élevée nous optons pour la sauvegarde, puisque $D_1 < V_{élevée}$. Si par contre elle est « faible », nous choisissons dans tous les cas le développement puisque $D_1 > V_{faible}$. La valeur espérée à la période 1 est donc égale à la moyenne pondérée de la valeur élevée procurée par la sauvegarde d'une part et de la valeur du développement d'autre part, soit $pV_{élevée} + (1 - p)D_1$, dont l'addition à V_0 à la période 0 nous donne la valeur espérée de la décision d'attendre indiquée à l'équation [10.4].

Pour reprendre les valeurs numériques utilisées dans l'exemple hypothétique ci-dessus :

$EA = 20 + 0.4(320) + 0.6(140) = 232$

La valeur de *EA* (232) est plus élevée que la valeur de

$ES = V_0 + pV_{élevée} + (1 - p)V_{faible} = 20 + 0.4(320) + 0.6(40) = 172$

Par conséquent, dans cet exemple $EA > ES$. En fait, si $D_1 > V_{faible}$, il est toujours préférable d'attendre que de s'engager à sauvegarder à tout jamais. La décision d'attendre préserve en effet la possibilité de bénéficier de la valeur *ES* étant donné qu'elle implique la sauvegarde à la période 0 et permet d'opter pour la sauvegarde à la période 1. La décision d'attendre présente donc l'avantage de la souplesse puisqu'elle offre la possibilité de sauvegarder à la période 0 puis à la période 1 ou bien de sauvegarder à la période 0 et de développer à la période 1.

Il est dès lors préférable d'attendre plutôt que de s'engager à tout jamais dans la sauvegarde. Faut-il par contre attendre ou développer immédiatement? Pour répondre à cette question, il nous faut comparer *EA* et *ED*. Nous savons que $EA = 232$ et que $ED = D_0 + D_1 = 180$. La valeur espérée de l'attente est donc supérieure à celle du développement immédiat.

Deux « règles » nous permettent à présent de comparer le développement et la sauvegarde. La première découle de l'analyse précédente, et la seconde de l'ACB classique. Le développement immédiat est justifié si $ED > EA$ ou si $ED > ES$. Tant que $EA > ES$, les tenants du développement auront plus de difficultés à respecter la première règle que la seconde. *La prise en considération de la possibilité d'attendre rend par conséquent plus difficile la décision d'un développement irréversible (il convient de rappeler qu'une ACB « classique » se contenterait de comparer ED et ES).*

Les dernières étapes de l'analyse nous permettent de mieux comprendre ce que recouvre la VQO. Commençons par réécrire *EA* de la façon suivante :

$$EA = V_0 + EV_1 + E\max(D_1 - V_1, 0) = ES + E\max(D_1 - V_1, 0) \qquad [10.5]$$

La démonstration de cette égalité est apportée à l'annexe du présent chapitre. Le terme Emax($D_1 - V_1$, 0)correspond à la valeur espérée de $D_1 - V_1$ ou de 0, selon le plus élevé de ces deux nombres, si l'on se place du point de vue de la période 0. Il en résulte que si $D_1 - V_1$ est supérieur à zéro, la valeur espérée de cette expression est intégrée dans l'équation [10.5] (rappelons qu'à la période 0 nous ne connaissons pas V_1, qui est donc aléatoire. Elle est par contre connue à la période 1).

Pour que la décision de développer le terrain immédiatement soit prise, il faut que *ED* > *EA*, or nous avons observé qu'il s'agit là d'une condition plus stricte que la simple comparaison de la valeur espérée du développement et de celle de la sauvegarde qu'exigerait l'analyse coûts-bénéfices classique. Nous pouvons réécrire la condition *ED* > *EA* en reprenant les termes de l'équation [10.5], si bien que le développement immédiat n'est justifié que si :

$$(D_0 - D_1) > EP + \text{Emax}(D_1 - V_1, 0) \qquad [10.6]$$

Sous une forme légèrement différente, il s'agit là de l'équation établie par Arrow et Fisher (1994).

Nous sommes passés par de nombreuses étapes de calcul, aussi paraît-il souhaitable de résumer les principales conclusions :

- l'analyse coûts-bénéfices « classique » exigerait, pour que le développement soit justifié, que *ED* > *ES* ;
- l'approche fondée sur la VQO requiert pour sa part le respect d'une condition plus stricte, à savoir que *ED* > *EA* ;
- *EA* et *ES* diffèrent d'un montant égal à Emax($D_1 - V_1$, 0) ;
- ES *sous-estime* donc d'un montant égal à Emax($D_1 - V_1$, 0) la « véritable » valeur de la sauvegarde.

Comment faut-il interpréter la VQO? Certaines analyses considèrent qu'elle est égale à la dernière expression indiquée ci-dessus, soit Emax($D_1 - V_1$, 0). *Il serait toutefois plus exact de dire que la VQO correspond à l'accroissement de la valeur espérée des bénéfices rendu possible par l'attente*. Elle serait donc définie par l'équation suivante :

$$VQO = \text{EA} - \max(ED, ES) \qquad [10.7]$$

Autrement dit, la *VQO* est la différence entre la valeur espérée de l'attente et *ED* ou *ES*, selon la plus élevée de ces deux variables. Il résulte de l'équation [10.5] que si *ED* < *ES*, la VQO est égale à Emax($D_1 - V_1$, 0). Si par contre *ED* > *ES* comme dans l'exemple ci-dessus, la VQO est *inférieure* à Emax($D_1 - V_1$, 0).

10.3. Quelle est la « taille » de la VQO?

Il n'est à certains égards guère utile de s'interroger sur la « taille » de la VQO. Ce qui importe, c'est de savoir si la prise en considération de la possibilité d'attendre et d'en apprendre davantage a pour effet de modifier la décision d'affecter des ressources à une politique ou un projet donnés. Si elle aboutit à un autre choix que celui qui aurait été arrêté si le report n'avait pas figuré parmi les options envisagées, la VQO peut se révéler élevée par rapport aux ressources engagées pour mettre en œuvre cette décision. C'est en ce sens que les études consacrées aux questions financières font valoir que ce que nous avons appelé VQO et qu'elles dénomment « valeur d'une option »[5] peut être élevée (Dixit et Pindyck, 1995). Dans ces études, la décision d'investir « élimine » définitivement toute

possibilité de choix puisque l'on ne peut revenir sur la décision ni attendre de disposer de nouvelles informations. D'où il résulte que :

> « La perte de cette valeur d'option constitue un coût d'opportunité qui doit être considéré comme faisant partie intégrante du coût de l'investissement » (Dixit et Pindyck, 1994, p. 6).

Il est bien plus difficile de trouver des exemples d'estimation de la VQO dans le domaine de l'économie de l'environnement. L'encadré 10.1 décrit une étude de la conversion des forêts à d'autres usages. Wesseler (2000) a suggéré que la VQO s'avère positive dans le cas du report de l'introduction de cultures végétales génétiquement modifiées en Europe.

Encadré 10.1. **Valeur de quasi-option et conversion des forêts tropicales**

Les forêts tropicales offrent un intéressant terrain d'expérimentation pour déterminer l'importance de la « valeur de quasi-option » (VQO). La VQO mesure la valeur des informations obtenues grâce au report d'une décision ayant des conséquences irréversibles. La conversion à un usage agricole des sols occupés par les forêts tropicales primaires offre un exemple de perte qui tend à être irréversible – ces forêts repoussent bien souvent sous la forme de forêts secondaires mais les caractéristiques de ces nouvelles forêts peuvent se révéler très différentes de celles des anciennes sous l'angle de la biodiversité. Une VQO apparaît du fait qu'il existe une incertitude quant à la valeur de la forêt. Le report de la conversion de la forêt accroît les chances de disposer d'informations plus précises quant à la valeur des fonctions assurées par les forêts.

Dans une étude sur les forêts tropicales du Costa Rica, Bulte *et al.* (2000) parviennent, en se fondant sur une analyse coûts-bénéfices, à la conclusion que le Costa Rica possède « trop » de forêts, les bénéfices nets procurés à la société par leur conversion sont en effet supérieurs à ceux de leur conservation. Les auteurs se fondent toutefois sur un modèle « déterministe » – qui part en d'autres termes du principe que les coûts et les bénéfices futurs sont connus avec certitude. Dans une publication ultérieure (Bulte *et al.*, 2002), certains des auteurs montrent que, dès lors que l'incertitude et l'irréversibilité sont prises en compte, le Costa Rica possède « trop peu » de forêts tropicales.

Le meilleur moyen de comprendre leur analyse consiste à la subdiviser en trois étapes. Dans chacune d'elles, les bénéfices (c'est-à-dire la valeur actuelle nette ou VAN) d'une gestion durable des forêts (A_F = « conservation ») sont comparés à ceux tirés de la conversion des terres à un usage agricole (A_A = « conversion »), qui implique une déforestation à grande échelle.

Étape I : Comparons VAN(A_F) avec VAN(A_A). Pour calculer A_F, il est nécessaire d'estimer la valeur économique totale (voir le chapitre 6) de la forêt dans le cadre d'une gestion durable des ressources forestières. Les auteurs estiment cette valeur en tenant compte des externalités à l'échelle planétaire, puis en en faisant abstraction. Les externalités à l'échelle planétaire correspondent en l'occurrence à ce que le reste du monde pourrait consentir à payer au Costa Rica en contrepartie des bénéfices procurés par la biodiversité et du piégeage du carbone.

Étape II : Comparons αVAN(A_F) avec VAN(A_A). α désigne ici un coefficient de multiplication ($\alpha > 1$) destiné à tenir compte de la valeur relative croissante des fonctions écologiques des forêts. Pour reprendre la terminologie du chapitre 3, α correspond à l'élasticité du consentement à payer pour une amélioration de la qualité de l'environnement par rapport aux revenus multipliée par les taux tendanciels de croissance des revenus par habitant. Bulte *et al.* (2002) fixent assez arbitrairement α à 2.5 % par an. En fait, ils auraient pu tirer des études déjà publiées une estimation moyenne de l'élasticité du CAP par rapport aux revenus égale à environ 0.5. La multiplication de ce chiffre par le taux de croissance des revenus par habitant au Costa Rica, qui est d'environ 2.8 % par an (1990-2001), nous permet d'établir que la valeur de α est égale à 1.4 %, soit légèrement supérieure à la moitié de l'estimation approximative utilisée par Bulte *et al.*

Encadré 10.1. **Valeur de quasi option et conversion des forêts tropicales** *(suite)*

L'étape II consiste à remplacer le taux standard d'actualisation s par un taux d'actualisation « net » égal à s – α. Cet « effet des variations de la valeur relative » a été signalé dans les précédents travaux sur l'irréversibilité (Krutilla et Fisher, 1975; Porter, 1982).

Étape III : Comparons $\beta\alpha VAN(A_F)$ avec $VAN(A_A)$. β est un coefficient d'ajustement destiné cette fois-ci à tenir compte de l'incertitude quant à A_F. β correspond pour l'essentiel à la valeur de la VQO. Bulte *et al.* admettent que la valeur de β n'est pas connue. Ils estiment donc les « valeurs critiques » qui feraient de la conversion à un usage agricole une meilleure option que la conservation. Ils montrent que la conservation des forêts est plus justifiée en cas d'incertitude quant à leur valeur que lorsque celle-ci est connue de façon certaine. Comme on pouvait s'y attendre, la taille de la VQO varie selon la superficie de terres converties à un usage agricole. La valeur marginale des terres converties est fonction inverse de leur superficie.

Cette étude constate entre autres que la VQO (β) exerce en fait une bien moindre influence sur la décision de sauvegarder ou de convertir la forêt que la valeur relative croissante (α). Cette conclusion confirme celle d'une autre étude qui cherchait à déterminer la VQO (Albers *et al.* 1996). Bulte *et al.* font remarquer que ce qui compte pour la prise de décision, ce sont : *a)* la valeur de α et *b)* l'existence d'externalités à l'échelle planétaire. En effet, s'il est fait abstraction de ces externalités et si $\alpha < 2.5$ %, ce qui est comme nous l'avons précédemment mentionné presque certainement le cas au Costa Rica, le niveau optimal du patrimoine forestier pourrait être inférieur à celui existant – et la poursuite de la déforestation serait économiquement justifiée. Toutefois, la prise en compte de la valeur de ces externalités fait nettement pencher la balance en faveur de la conservation et au détriment de la conversion. Les auteurs émettent l'hypothèse que la VQO demeure négligeable par rapport à ces autres éléments.

« Si cette conclusion est confirmée par d'autres études, des modèles bien plus simples faisant uniquement apparaître l'évolution tendancielle [que nous avons désignée par α] sans tenir compte de l'incertitude pourraient suffire pour l'analyse des politiques à mettre en œuvre » (Bulte *et al.*, 2002, p. 156).

Cet exposé devrait suffire à mettre en évidence une importante caractéristique de la VQO : *elle ne constitue pas une composante de la valeur économique totale (VET)*. Elle nous rappelle plutôt que les décisions doivent être prises de façon rationnelle. La VQO n'en apparaît pas moins bien souvent dans les travaux publiés comme si elle était une composante de la VET. Tel n'est pourtant pas le cas. Freeman (2003) résume très bien ce qu'il en est :

> « La valeur de quasi-option n'est pas une composante de la valeur attachée par les individus aux variations enregistrées par les ressources. À supposer même que les fonctions d'utilité des individus soient connues, la valeur de quasi-option ne pourrait être estimée séparément ni être ensuite intégrée dans une équation coûts-bénéfices. La valeur de quasi-option correspond au bénéfice généré par l'adoption de meilleures procédures de décision. Sa taille ne peut être mise en évidence qu'en comparant deux stratégies dont l'une suppose une suite de décisions optimales permettant de tirer parti des informations obtenues grâce au report de tout engagement irréversible concernant les ressources. Un décideur sachant mettre en œuvre une stratégie fondée sur une suite de décisions optimales n'aurait aucune raison de calculer la valeur de quasi-option. Un tel calcul serait en effet superflu puisque la meilleure décision lui serait déjà connue » (pp. 250-251).

10.4. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs

La notion de valeur de quasi-option est apparue il y a une trentaine d'années dans les travaux sur l'économie de l'environnement. Les économistes financiers ont parallèlement développé le concept de « valeur d'option ». Une source de confusion tient au fait que les économistes de l'environnement ont également élaboré un concept de valeur d'option sans rapport avec la VQO ni avec la VO telle qu'elle est définie dans les études financières. Finalement, la VQO a été considérée comme équivalente à cette dernière.

La VQO n'est pas une catégorie particulière de valeur économique. Elle correspond plutôt à la différence entre les bénéfices nets que procurerait la meilleure décision possible et ceux qu'offrirait un choix qui ne serait pas optimal du fait qu'il ne tiendrait pas compte des gains susceptibles d'être obtenus en remettant la décision à plus tard et en profitant de ce délai pour en apprendre davantage. La VQO apparaît d'ordinaire dans les situations d'irréversibilité. Elle ne peut être observée que s'il existe quelque incertitude qui puisse être levée grâce à un complément d'informations. S'il s'avère impossible d'en apprendre davantage, il ne peut y avoir de VQO.

La VQO peut-elle sensiblement influer sur la prise de décision ? Potentiellement, oui. Il convient en l'occurrence de garder en mémoire que les décisions doivent être prises en tenant compte du plus grand nombre d'informations possible sur les coûts et les bénéfices qu'elles entraînent et qu'il nous faut donc « avoir conscience de ce que nous ignorons ». Si cette ignorance ne peut être levée, rien ne sert de reporter la prise de décision. Si par contre des informations peuvent permettre d'y remédier, la qualité de la décision pourrait être accrue en la remettant à plus tard. L'ampleur des gains ainsi tirés constitue pour l'essentiel une question de nature empirique étant donné que la VQO est égale à la différence entre les bénéfices nets que procurerait la meilleure décision possible et ceux qu'offrirait un choix qui ne serait pas vraiment optimal. Les études financières suggèrent que cette différence pourrait être relativement importante par rapport au volume des ressources susceptibles d'être affectées à la mise en œuvre d'une décision. D'autres études doivent être réalisées dans le domaine de l'environnement pour voir si elles parviennent à des résultats similaires. Les exemples en demeurent à ce jour limités.

Notes

1. La question de savoir laquelle de ces caractéristiques est la plus importante n'est toujours pas tranchée. D'aucuns ont avancé que ce sont l'incertitude et la possibilité d'en apprendre davantage qui ont le plus d'importance et que l'irréversibilité n'a que des conséquences limitées. La plupart des travaux publiés n'en tiennent pas moins pour acquis que les ressources engagées ou certains des bénéfices auxquels il faut renoncer présentent une part incertitude.
2. Cette section s'inspire des documents aimablement communiqués par le Dr Joseph Swierzbinski du Département d'économie de l'*University College London*, et reprend pour une large part tout en le simplifiant l'article original de Arrow et Fisher (1994).
3. Les arbres de décision constituent un des outils essentiels de l'*analyse décisionnelle* (voir par exemple Merkhofer, 1987).
4. Dixit et Pindyck (1994, pp. 395-396) ont préconisé d'utiliser leur méthode d'analyse par les « options réelles » pour évaluer les politiques en matière de réchauffement planétaire. Pour une application voir Ulph et Ulph (1997).
5. Elle présente également des analogies avec les options d'achat telles que définies par les études consacrées aux questions financières – voir Dixit et Pindyck (1994).

ANNEXE 10.A1

Calcul de la valeur espérée de l'attente

L'équation [10.5] se présentait sous la forme suivante dans le corps du texte :

$$EA = V_0 + EV_1 + E\max(D_1 - V_1, 0) = ES + E\max(D_1 - V_1, 0) \quad [A10.1]$$

Elle est dérivée de la première formule de calcul de EA (équation 10.4 dans le corps du texte) de la façon suivante :

$$EA = V_0 + pV_{élevée} + (1 - p)D_1 \quad [A10.2]$$

Ajoutons $(1 - p)V_{faible}$ puis soustrayons ce terme de l'équation [A10.2], ce qui nous donne :

$$EA = V_0 + pV_{élevée} + (1 - p)V_{faible} + (1 - p)(D_1 - V_{faible}) \quad [A10.3]$$

ou

$$EA = ES + (1 - p)(D1 - V_{faible}) \quad [A10.4]$$

La probabilité que les bénéfices de la sauvegarde soient élevés à la période 1 est égale à p et $D_1 - V_1$ est négatif et inférieur à 0 étant donné que la valeur tirée du développement à la période 1 est inférieure à la valeur élevée de la sauvegarde. La probabilité que les bénéfices de la sauvegarde soient faibles à la période 1 est quant à elle égale à (1-p) et $D_1 - V_1$ est alors positif et supérieur à 0 puisque la valeur tirée du développement est supérieure à la valeur faible de la sauvegarde. D'où :

$$E\max(D_1 - V_1, 0) = (1 - p)(D_1 - V_{faible}) + p.0 = (1 - p)(D_1 - V_{faible}, 0) \quad [A10.5]$$

L'équation [A10.4] peut donc s'écrire ainsi :

$$EA = EA + E\max(D_1 - V_1, 0) \quad [A10.6]$$

expression qui correspond à l'équation [10.5] du corps du texte.

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

ISBN 978-92-64-01006-2
Analyse coûts-bénéfices et environnement
Développements récents
© OCDE 2006

Chapitre 11

Consentement à payer ou consentement à recevoir?

Jusqu'à une date récente, l'ACB a eu recours aux concepts de consentement à payer (CAP) et de consentement à recevoir une compensation (CAR). Le choix du concept utilisé est fonction de l'hypothèse quant à l'existence ou non de droits de propriété. En l'absence de tels droits sur les bénéfices d'un projet ou d'une politique, le CAP est la mesure qui convient. Dans le cas contraire, le consentement à accepter une compensation pour renoncer à ces bénéfices constitue la mesure appropriée. Peu importerait celle retenue si elles se révélaient en pratique à peu près identiques. Telle était l'hypothèse formulée jusqu'à ce que l'analyse des préférences déclarées montre que le CAR se révèle systématiquement supérieur au CAP. Ce chapitre examine les données empiriques et passe en revue les diverses théories susceptibles d'expliquer l'important écart observé entre le CAP et le CAR. Le choix de l'un ou l'autre de ces instruments de mesure peut grandement influer sur les résultats d'une ACB.

11.1. Méthodes classiques d'estimation de la valeur économique

L'ACB suppose que l'on s'attache à déterminer autant que faire se peut quelle est la valeur monétaire des bénéfices et des coûts. En principe, les bénéfices sont mesurés par le consentement à payer pour les obtenir (CAP) et les coûts par le consentement à recevoir une compensation pour supporter la perte qu'ils imposent (CAR). Cette règle pose toutefois la question de savoir comment au juste mesurer les gains et les pertes d'un point de vue monétaire. Qui plus est, même cette règle n'est généralement pas respectée dans la pratique classique. Ainsi, les coûts d'un projet recouvrent d'ordinaire les coûts effectifs d'investissement et d'exploitation, augmentés des éventuels coûts externes. Les premiers sont mesurés en termes financiers (voir le chapitre 5) et ces coûts financiers sont réputés offrir une mesure approximative des coûts d'opportunité du projet, c'est-à-dire des bénéfices qui auraient pu être tirés si la somme en question avait été affectée au meilleur des autres usages auxquels elle pourrait être consacrée. Cette équivalence entre les coûts financiers et les coûts d'opportunité représente au mieux une approximation du véritable montant de ces derniers. De même, les éventuels coûts externes sont généralement mesurés par le consentement à payer des individus pour éviter les pertes correspondantes, plutôt que par leur consentement à recevoir une compensation pour supporter ces pertes. Dans la pratique, l'ACB a donc tendance à faire aussi bien appel à des estimations approximatives du CAP qu'à certaines mesures directes de celui-ci, le recours au CAR demeurant en règle générale limité. Cela n'aurait guère d'importance si le CAP et le CAR s'avéraient pratiquement identiques. Bon nombre d'analyses empiriques paraissent toutefois indiquer qu'ils ne le sont pas. S'il en est bien ainsi et si de bonnes raisons justifient l'écart entre le CAP et le CAR, le choix des instruments respectivement utilisés pour mesurer les gains et les pertes ne sera pas sans incidence dans la pratique.

11.2. Rente du consommateur en cas de variation des quantités

Hicks (1943) a montré que la mesure marshallienne de la rente du consommateur (qui correspond à la surface située sous une courbe de demande classique et dont la limite inférieure est constituée par le prix en vigueur) ne quantifie pas véritablement les bénéfices générés par une variation des prix. Elle suppose en effet que le *revenu* demeure constant, alors que c'est le *bien-être* (c'est à-dire l'utilité ou la satisfaction) qui doit être maintenu constant si l'on souhaite réellement mesurer les variations de ce dernier. Toute la question est de savoir quel point de référence choisir pour maintenir le bien-être constant. Il pourrait tout aussi bien s'agir du niveau de bien-être atteint *avant* la variation qu'*après* celle-ci (c'est-à-dire avant ou après la mise en œuvre de la politique ou du projet). Hicks a défini quatre mesures de la variation du bien-être en cas de *variation des prix*, dont deux maintiennent le bien-être constant à son niveau antérieur à la variation et les deux autres à son niveau postérieur à celle-ci. Chacune de ces mesures peut toutefois s'inscrire dans deux contextes différents, le premier correspondant à une baisse des prix et le second à une hausse. Il s'ensuit qu'en cas de variation des prix, on n'obtient pas moins de huit

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

mesures de la rente du consommateur. Elles sont analysées dans l'annexe du présent chapitre.

Les quatre mesures définies par Hicks (auxquelles s'ajoute une cinquième si l'on tient compte de la mesure marshallienne) s'appliquaient initialement aux *variations des prix*, mais elles sont également valables pour *celles des quantités*. Les mesures pertinentes fondées sur les variations quantitatives ont d'abord été mises au point par Mäler (1971, 1974). Les variations des quantités sont généralement plus appropriées pour les politiques et investissements mis en œuvre dans le domaine de l'environnement, qui ont en règle générale un plus grand impact sur les quantités que sur les prix des biens environnementaux. La *rente compensatoire et la rente équivalente* constituent en l'occurrence les mesures pertinentes puisqu'elles limitent les quantités de biens auxquelles l'individu peut avoir accès (Randall et Stoll, 1980) comme cela a déjà pu être observé lors de leur utilisation en tant que mesures de la rente assorties d'une contrainte quantitative dans le cas des variations de prix.

Le graphique 11.1 représente ces mesures sous la forme de courbes de demande. Ces dernières sont désormais au nombre de trois :

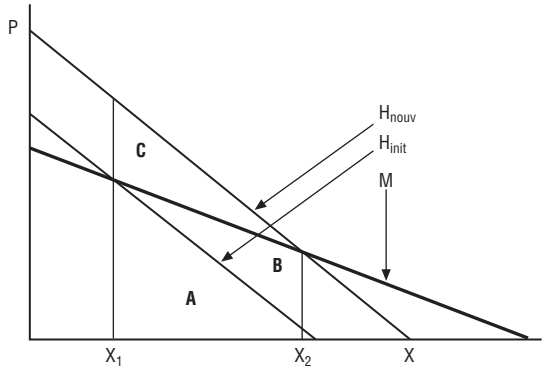
H_{nouv} est la courbe de demande hicksienne correspondant au nouveau niveau de bien-être, le point de référence pertinent étant le niveau de bien-être observé après le changement entraîné par la mise en œuvre de la politique.

H_{init} est la courbe de demande hicksienne correspondant au niveau de bien-être initial, le point de référence pertinent étant le niveau de bien-être enregistré au départ, c'est-à-dire avant le changement entraîné par la mise en œuvre de la politique.

M est la courbe de demande marshallienne.

Au sens strict, les courbes de demande pertinentes sont celles de Hicks, également dénommées *courbes de demande compensée*. Elles prennent en effet pour point de référence un niveau constant de bien-être, qu'il soit observé avant ou après le changement considéré. La courbe de demande marshallienne maintient le revenu constant et non le bien-être. Selon l'ampleur de l'écart entre ces courbes de demande, le fait d'en choisir une plutôt qu'une autre pourrait ne pas être sans conséquences pour l'analyse coûts-bénéfices. Toutes ces courbes ne coïncident que dans un seul cas : quand l'utilité marginale du revenu est constante, c'est-à-dire lorsque le consommateur tire la même quantité de bien-être d'une unité supplémentaire de revenu quel que soit le revenu dont il dispose.

Graphique 11.1. **Représentation de la rente du consommateur par les courbes de demande**



Le graphique 11.1 montre une situation dans laquelle la quantité de bien X passe de X_1 à X_2. Les mesures pertinentes de la rente du consommateur sont les suivantes :

Surface A + B = rente marshallienne (RM)

Surface A = rente compensatoire (RC)

Surface A + B + C = rente équivalente (RE)

Il convient de noter que :

RE > RM > RC en cas d'*augmentation* des quantités

et

RE < RM < RC en cas de *diminution* des quantités.

Selon Mitchell et Carson (1989), les mesures de la rente en cas de variation des quantités et des prix peuvent être résumées de la façon indiquée au tableau 11.1. Ce dernier montre également leurs liens avec le consentement à payer et le consentement à recevoir. Les mesures en caractère gras sont celles qui ont le plus de probabilité d'être pertinentes dans les contextes environnementaux, où ce sont les quantités et non les prix qui enregistrent des variations.

Tableau 11.1. **Résumé des mesures de la rente**

	CAP	CAR
Augmentation des quantités	RC	RE
Diminution des quantités	RE	RC
Augmentation des prix	RE, VE	RC, VC
Diminution des prix	RC, VC	RE, VE

Mitchell et Carson suggèrent que les deux mesures de la RC sont pertinentes dans la plupart des contextes. Ils font valoir que les bénéfices sont généralement mesurés par rapport au niveau de bien-être individuel *existant*. Pour une augmentation de la qualité ou de la quantité d'un bien environnemental, la RC correspond au CAP maximal pour bénéficier de cette augmentation qui soit compatible avec la conservation du niveau de bien-être préalable à la mise en œuvre de la politique considérée (le bien-être individuel étant exactement le même que cette amélioration soit ou non assurée). Pour une diminution de la qualité ou de la quantité d'un bien environnemental, la RC est égale à la compensation minimale que l'individu consent à accepter pour tolérer cette diminution. Pour résumer :

RC (q+) = CAPmax

RC (q–) = CARmin

(où q+ correspond à une augmentation de la quantité et q– à une diminution de la quantité).

11.3. Droits de propriété

Lorsqu'ils recommandent l'utilisation de la RC, Mitchell et Carson partent de l'hypothèse implicite que les individus ont un droit (« de propriété ») sur la situation *initiale*. Ils n'ont aucun droit sur les bénéfices procurés par la politique considérée et leur consentement à payer constitue donc la mesure pertinente. Mais ils ont également le droit

de ne pas subir de dégradation de leur situation et leur consentement à recevoir une compensation est alors la mesure appropriée.

On pourrait néanmoins affirmer que les individus ont des droits sur la « nouvelle » quantité du bien environnemental considéré, c'est-à-dire sur celle enregistrée après la mise en œuvre de la politique. À vrai dire, cette idée est au cœur des débats en matière d'environnement. Tout d'abord, bon nombre d'écologistes affirmeront qu'il existe un « droit » fondamental à respirer un air pur, etc. Si l'on en admet le principe, il est tout aussi logique d'avoir recours à la RE qu'à la RC, puisque la première de ces mesures renvoie aux contextes où il est possible de faire valoir un « droit » au changement. Par ailleurs, une réflexion sur la nature de certaines législations environnementales donne à penser que la plupart d'entre elles confèrent des droits sur l'état futur de l'environnement. Considérons par exemple des textes législatifs d'aussi vaste portée que la Loi sur la pureté de l'air (*Clean Air Act*) aux États-Unis ou la Directive cadre dans le domaine de l'eau dans l'Union européenne. La première impose l'obligation légale d'assurer à l'avenir une meilleure qualité de l'air qu'à la date de son adoption[1]. La seconde exige que toutes les masses d'eau de l'Union européenne jouissent d'un « bon état écologique », ce qui implique généralement une amélioration de la qualité de l'eau par rapport à la situation actuelle. On pourrait affirmer dans l'un et l'autre cas qu'un « droit » légal sur un état futur de l'environnement a été attribué. Si tel est effectivement le cas, on pourrait considérer que le CAR pour renoncer à ce droit est le bon instrument de mesure de la valeur.

Dans la pratique, il n'est pas aisé de déterminer ces « droits de propriété ». Penchons-nous de nouveau sur la Directive cadre dans le domaine de l'eau adoptée par l'Union européenne. Elle impose une amélioration générale de la qualité de l'eau mais prévoit néanmoins des « dérogations », c'est-à-dire des exceptions à la règle en cas de « coûts disproportionnés ». Autrement dit, l'amélioration de la qualité de l'eau n'est pas exigée si elle est trop « coûteuse ». Les clauses dérogatoires de ce type octroient de fait des droits particuliers aux contribuables dans la mesure où elles leur garantissent que leurs impôts ne serviront pas à financer des améliorations qualitatives dont les coûts pourraient à certains égards paraître sans commune mesure avec les bénéfices. On pourrait donc faire valoir que la Directive cadre dans le domaine de l'eau confère un droit de principe à bénéficier d'un meilleur état de l'environnement dans le futur, tout en limitant ce droit si les intérêts des contribuables sont jugés en être affectés de façon disproportionnée.

Une règle fondamentale veut donc que, lors de la réalisation d'une ACB, l'analyste consulte toujours les législateurs et les groupes d'intérêt en vue de déterminer quel est ou quel devrait être au juste le régime des droits de propriété en vigueur. Ces délibérations devraient ensuite fixer dans quels cas il convient d'utiliser le CAP ou le CAR (ou l'un et l'autre de ces instruments). Comme nous le verrons par la suite, le choix du CAP peut être justifié même lorsque le CAR est l'instrument de mesure « approprié ».

Le tableau 11.2 présente sous une forme différente les informations déjà fournies au tableau 11.1 et il montre quels sont les liens fondamentaux entre les diverses mesures équivalentes et compensatoires, le CAP et le CAR. Par commodité, la RC et la RE ne sont pas indiquées pour les variations de prix et elles sont précédées du signe moins lorsque la mise en œuvre de la politique considérée entraîne une dégradation de la situation. Il convient de remarquer que dans tous les cas[2] :

CAR – CAP = RE – RC

Tableau 11.2. **Récapitulatif des liens entre le CAP, le CAR et les mesures équivalentes et compensatoires**

DROITS DE PROPRIÉTÉ :	LA POLITIQUE ENTRAÎNE UNE PERTE DE BIEN-ÊTRE POUR L'INDIVIDU : AUGMENTATION DES PRIX ou DIMINUTION DES QUANTITÉS	LA POLITIQUE ENTRAÎNE UN GAIN DE BIEN-ÊTRE POUR L'INDIVIDU : DIMINUTION DES PRIX ou AUGMENTATION DES QUANTITÉS
DROIT AU *STATU QUO*	CAR POUR TOLÉRER CETTE PERTE VC –RC	CAP POUR OBTENIR CE GAIN VC RC
DROIT À UNE NOUVELLE SITUATION	CAP POUR ÉVITER CETTE PERTE VE –RE	CAR POUR RENONCER À CE GAIN VE RE

11.4. Le CAP et le CAR diffèrent-ils dans la pratique?

Les considérations ci-dessus concernant les fondements théoriques sur lesquels repose la mesure des coûts et des avantages n'auraient qu'un intérêt « purement intellectuel » si le CAP et le CAR ne différaient guère dans la pratique. Mais de plus en plus de travaux empiriques constatent qu'il existe de fait entre le CAP et le CAR un écart parfois considérable. Cette conclusion est tirée d'enquêtes fondées sur la méthode des préférences déclarées (voir les chapitres 8 et 9) faisant appel à des questionnaires qui invitent les personnes interrogées à indiquer leur CAP et leur CAR. Beaucoup de ces enquêtes ont été analysées dans une étude très instructive réalisée par Horowitz et McConnell (2002).

Horowitz et McConnell recensent 45 enquêtes utilisables faisant état du CAP et du CAR. Le ratio CAR moyen/CAP moyen (ci-après dénommé « le ratio ») a été régressé sur les variables explicatives suivantes :

- Nature individuelle ou publique du bien considéré.
- Caractère hypothétique ou réel de la valeur sur laquelle portent les questions (le terme « réel » signifie que des transactions monétaires ont effectivement eu lieu).
- Technique d'obtention des réponses (questions ouvertes, cartes de paiement, etc.).
- Personnes interrogées : étudiants ou autres.
- Nombre d'observations.

Ils constatent que le ratio est d'autant plus élevé que les caractéristiques du bien à évaluer sont éloignées de celles d'un bien individuel ordinaire. Le tableau 11.3 montre les résultats observés :

Tableau 11.3. **CAR/CAP pour différents types de biens**

Types de biens	Ratio	Écart type
Biens publics ou non marchands	10.4	2.5
Santé et sécurité	10.1	2.3
Biens individuels	2.9	0.3
Loteries	2.1	0.2
Calendrier*	1.9	0.2
Ensemble des biens	7.2	0.9

* Date à laquelle un bien est disponible.
Source : Horowitz et McConnell (2002).

Le ratio est d'autant plus faible que les caractéristiques du bien sont proches de celles de la monnaie. Le tableau 11.4 présente une ventilation plus poussée des résultats obtenus pour les biens publics, étant donné que ceux-ci offrent un intérêt tout particulier dans le domaine de l'environnement. Horowitz et McConnell ont également constaté que les enquêtes concernant des biens réels ne faisaient pas apparaître des ratios plus faibles que celles axées sur des biens hypothétiques. Cela porte à croire que l'écart entre le CAP et le CAR n'est pas uniquement observé dans les situations hypothétiques caractéristiques des études fondées sur les préférences déclarées, contrairement à une des explications parfois avancées pour justifier cet écart. Ils ont par ailleurs remarqué que les enquêtes présentant un haut degré de compatibilité avec des incitations n'aboutissent pas à vrai dire à des ratios plus faibles. Tout paraît indiquer que l'adoption d'un comportement stratégique par les personnes interrogées a pour effet d'accroître l'écart entre le CAR et le CAP, mais l'enquête n'a pu l'établir. Les auteurs sont cependant parvenus à la conclusion que les modes d'obtention des réponses – c'est-à-dire le type de questions posées concernant le CAP ou le CAR – peuvent aussi bien avoir que ne pas avoir une incidence sur cet écart.

Tableau 11.4. **Ratio CAR/CAP pour les biens publics**

Types de biens	Ratio	Écart type
Biens publics ou non marchands divers	27.6	7.5
Chasse	10.5	5.3
Visibilité	7.4	2.3
Localisation	4.1	1.8
Octa-acétate de sucrose*	4.0	0.5

* Substance amère mais inoffensive utilisée dans diverses expériences.
Source : Horowitz et McConnell (2002).

Horowitz et McConnell parviennent clairement à la conclusion suivante : *a)* les écarts sont réels, *b)* ils ne sont généralement pas liés aux caractéristiques des questionnaires et *c)* ils s'avèrent précisément plus importants dans les domaines relevant de la politique environnementale.

11.5. Pourquoi existe-t-il un écart entre le CAP et le CAR?

De nombreux ouvrages se sont efforcés d'expliquer l'écart observé entre le CAP et le CAR. Un examen détaillé des explications avancées ne présenterait guère d'intérêt pour nous (voir Pearce, 2003a), mais il convient néanmoins d'en donner un bref résumé. Elles ne sont en effet pas dénuées d'importance car si, pour une raison ou une autre l'écart n'était qu'une pure conséquence de la façon dont est conçu le questionnaire ou du comportement adopté par les personnes interrogées, il n'y aurait pas lieu d'avoir recours à ces instruments de mesure de la valeur pour les besoins de l'action des pouvoirs publics. Le débat concernant le choix du CAR ou du CAP ne présenterait dès lors guère d'intérêt pratique pour la réalisation d'une ACB. Les pouvoirs publics pourraient par conséquent préférer adopter une stratégie plus prudente en matière de choix de l'instrument de mesure de la valeur. Si par contre les écarts reflètent vraiment les caractéristiques des biens à évaluer ou de la structure des préférences individuelles, il y a sans doute lieu de réexaminer la façon dont sont effectuées l'ACB et l'évaluation des avantages.

Le tableau 11.5 s'efforce de résumer les principales constatations. Il n'est pas aisé de tirer de grandes conclusions du fait que le débat n'est pas encore clos et, bien que certains

soient persuadés d'avoir mit le doigt sur le principal facteur explicatif, il faut bien en conclure, si l'on en juge objectivement, que la plupart des points de vues exposés s'appuient sur de solides arguments. Bref, la question n'est toujours pas tranchée.

Tableau 11.5. **Résumé des facteurs ayant une incidence sur l'écart entre le CAR et le CAP**

Explication	Contexte	
	CAR > CAP pour des gains (ou des pertes) d'ordre quantitatif	CAR pour une perte quantitative > CAP pour un gain quantitatif
Effets de revenu	L'écart entre le CAR et le CAP doit être faible en raison des effets de revenu : Randall et Stoll (1980); Diamond (1996). L'écart observé est trop élevé pour être imputable à des effets de revenu.	
Effets de revenu et de substitution	L'écart entre le CAR et le CAP pourrait être important en cas de faibles effets de substitution, Hanemann (1991, 1999).	
Effets de substitution		L'écart entre le CAR et le CAP pourrait être important, Hanemann (1999).
Conception du questionnaire	Les « réponses ouvertes » relatives au CAR et au CAP risquent d'être faussées, élargissant de ce fait l'écart entre les deux (Hanemann, 1999). Il n'est toutefois pas solidement établi que tel soit le cas (Horowitz et McConnell, 2000).	
Dépendance à l'égard du point de référence : effets de dotation uniquement		Bateman *et al.* (1997) ainsi que d'autres auteurs constatent des effets de dotation. Un engagement moral peut-il constituer un point de référence? Boyce *et al.* 1992, entre autres.
Effets de substitution et de dotation conjugués		Morrison (1996, 1997) observe des effets de dotation et de substitution.
Incertitude concernant les préférences et effets d'apprentissage	Des préférences imprécises peuvent entraîner une sous-estimation du CAP et une surestimation du CAR. Kolstad *et al.* 1999. Des tentatives répétées peuvent permettre de réduire l'écart à tel point que le CAR soit approximativement égal au CAP, Shogren *et al.* 2001 (contrairement à la thèse de Horowitz et McConnell). Approche des « options réelles » : l'incertitude quant à la valeur du bien, conjuguée aux importants coûts de transaction résultant de la remise en cause de la décision, rendent souhaitable un report de cette dernière afin de pouvoir obtenir davantage d'informations. Si elle est contrainte d'indiquer dès à présent la valeur qu'elle lui attribue, la personne interrogée fera état d'un CAP de moindre montant ou d'un CAR plus élevé (Zhao et Kling, 2001).	

Le tableau 11.5 présente diverses explications de cet écart. Il distingue deux cas de figure. Dans le premier, ce sont deux mesures du gain ou deux mesures de la perte qui sont comparées. En d'autres termes, ou bien le CAP pour un gain est comparé au CAR pour renoncer à ce gain, ou bien le CAP pour éviter une perte est comparé au CAR pour tolérer cette perte. Dans le second, c'est un gain (CAP) qui est comparé à une perte de quantité équivalente (CAR).

11.5.1. *Effets de revenu*

La première explication de l'écart repose sur des effets de revenu, la variation du revenu réel étant différente selon que l'individu doit verser ou recevoir une compensation. L'écart entre le CAR et le CAP est d'autant plus grand que l'élasticité de la demande du bien en question par rapport au revenu est forte. Cet écart peut donc aussi bien être faible

qu'important. Willig (1976) a cependant fait valoir dans un article marquant que cet écart est probablement si faible qu'aucune perte d'information n'est à craindre si l'on adopte la mesure *marshallienne* de la rente plutôt qu'une mesure basée sur les courbes de demande compensée. Willig a montré comment les informations sur l'élasticité de la demande par rapport au revenu peuvent être utilisées pour « délimiter » les écarts entre la VE et la VC en cas de variation des prix. Toute erreur dans l'utilisation de la mesure marshallienne de la rente est proportionnelle à l'élasticité de la demande par rapport au revenu et à la rente du consommateur exprimée en pourcentage du revenu. Willig a montré que dans des situations plus proches de la réalité les erreurs sont minimes et ne représentent que quelques points de pourcentage. Dans l'ensemble, les effets de revenu ne peuvent donc expliquer l'écart relativement important entre les estimations du CAP et celles du CAR. Certains auteurs considèrent toutefois qu'ils sont suffisamment importants pour jeter un doute sur les écarts observés entre le CAP et le CAR, ceux-ci découlant sans doute des instruments utilisés pour calculer les estimations, à savoir les études fondées sur les préférences déclarées (par exemple Diamond, 1996). Un consensus se dégage toutefois sur le fait que les effets de revenu ne peuvent expliquer les écarts observés entre le CAR et le CAP. Ces écarts sont donc une simple conséquence des moyens d'enquête mis en œuvre, à moins qu'ils ne puissent être imputés à d'autres facteurs.

11.5.2. Effets de substitution

Hanemann (1991, 1999) montre que *les effets de substitution* peuvent expliquer l'écart entre le CAR et le CAP. Intuitivement, si les biens environnementaux n'ont que peu de substituts, une compensation de montant très élevé sera nécessaire pour qu'une réduction des quantités soit tolérée. D'un point de vue plus théorique, le ratio CAR/CAP est fonction du rapport entre les effets de revenu et ceux de substitution. Si ces derniers sont très faibles par rapport aux premiers, l'écart sera important[3].

11.5.3. Effets de dotation

Considérons à présent le cas où le CAP pour un gain est comparé au CAR pour une perte, le gain et la perte étant quantitativement identiques. Ce cas de figure a fait l'objet de nombreux ouvrages et a été à l'origine des notions d'« aversion pour la perte » et de « dépendance à l'égard du point de référence » qui auraient, si elles s'avèrent exactes, des conséquences majeures pour l'analyse coûts-bénéfices. L'idée fondamentale qui sous-tend ces deux notions est que l'importance attachée aux pertes est bien plus élevée que celle attribuée aux gains lorsque ces pertes et ces gains sont quantitativement identiques. Le point de référence pour la perte et le gain est constitué par un *point de dotation* qui correspond souvent à l'ensemble de biens ou à la quantité d'un bien particulier déjà possédés mais pourrait tout aussi bien se rapporter à un niveau d'aspiration, par exemple. Le modèle de dépendance à l'égard du point de référence est essentiellement dû à Tversky et Kahnemann (1991) et il s'appuie sur l'ouvrage précédemment consacré par ces auteurs à la « théorie prospective » (Kahnemann et Tversky, 1979). Bon nombre de travaux marquants traitant de la dépendance à l'égard du point de référence sont répertoriés in Kahnemann et Tversky (2000).

La dépendance à l'égard du point de référence présente donc les caractéristiques suivantes : les gains et les pertes sont toujours *évalués par rapport* au point de référence ou de dotation, la valeur attachée aux pertes est plus élevée que celle attribuée aux gains et la fonction d'évaluation met en évidence une valeur marginale décroissante à mesure que l'on s'éloigne du point de référence. Il s'ensuit que le CAR est plus élevé que le CAP et peut même

lui être bien supérieur, selon le degré d'aversion pour la perte. La dépendance à l'égard du point de référence a pour l'essentiel une explication psychologique : les tenants de cette approche affirment que cette dépendance peut être constatée dans de nombreux cas de gain ou de perte, si bien que la théorie ne fait que tenter d'expliquer les comportements observés.

La question de savoir si les effets de substitution ou ceux de dotation suffisent à expliquer *à eux seuls* que le CAR soit supérieur au CAP paraît dès lors de nature empirique. Shogren *et al.* (1994) se sont fait forts de montrer que les effets de substitution sont les seuls à exercer une influence lorsque le CAR est supérieur au CAP, à l'exclusion des effets de dotation. Leur argumentation était pour l'essentiel la suivante :

- Le CAP et le CAR ont toutes chances de converger dans le cas des biens marchands ayant de proches substituts (forte élasticité de substitution).
- Les données empiriques confirmaient cette affirmation.
- Le CAR s'avère plus élevé que le CAP dans le cas des biens caractérisés par une faible substituabilité.
- Les effets de dotation qui pourraient se faire sentir devraient mettre en évidence que le CAR est supérieur au CAP quel que soit le degré de substituabilité.
- Toutefois, l'équivalence entre le CAR et le CAP ayant été démontrée dans le cas des biens ayant de proches substituts, il n'est pas exclu qu'aucun effet de dotation ne se fasse sentir.

Adamowicz *et al.* (1993) ont conçu une expérience concernant des billets d'entrée à un match de hockey. Une partie de l'échantillon était informée que le match serait radiodiffusé et une autre qu'il ne le serait pas. Le premier sous-échantillon était donc convaincu de l'existence d'un substitut au bien proposé, alors que le second était persuadé du contraire. Les personnes interrogées étaient invitées à dire quel serait leur CAP pour acheter un billet et leur CAR pour vendre ce même billet. Le ratio CAR/CAP passait de 1.9 en l'absence de substitut à 1.7 en cas d'existence d'un tel substitut, ce qui donne à penser que des effets de substitution se font sentir dans le cas des biens individuels usuels auxquels on a affaire dans la vie de tous les jours. Certains auteurs (tels que Morrison, 1996 et 1997; Knetsch, 1989; Knetsch et Sinden, 1984) ont affirmé que la supériorité du CAR par rapport au CAP s'explique aussi bien par des effets de dotation que par des effets de substitution. L'aversion pour les pertes renforce de fait les effets de substitution puisqu'elle entraîne un déplacement de la courbe d'indifférence.

11.5.4. *Incertitude*

Zhao et Kling (2001) proposent une explication parmi tant d'autres de l'écart entre le CAR et le CAP qui est fondée sur l'incertitude. L'irréversibilité a également une place dans leur raisonnement. Lorsque l'irréversibilité et l'incertitude se conjuguent à la possibilité d'en apprendre davantage, il s'ensuit une incitation à remettre à plus tard les décisions – telle est pour l'essentiel l'origine de la valeur de quasi-option (voir le chapitre 10). Ajoutons-y des coûts de transaction d'un montant tel qu'il s'avère onéreux de revenir sur une décision déjà prise. Les choses se déroulent dès lors de la façon suivante :

- La personne interrogée est invitée à répondre au questionnaire en indiquant son CAP ou son CAR.
- Elle n'est pas certaine de la valeur du bien en question mais sait qu'il lui sera coûteux de revenir sur sa décision.

- Elle préfère donc attendre et réunir des informations avant d'indiquer un montant ou d'accepter celui qui lui est proposé par la personne qui l'interroge.
- Si elle est tenue de déclarer *sur le champ* son CAP, celui-ci sera *moins élevé* que dans une situation de certitude car elle veut être dédommagée d'avoir à prendre sa décision sans attendre et de devoir renoncer à la valeur des informations qu'elle pourrait obtenir en la remettant à plus tard.
- Si elle est tenue de déclarer sur le champ son CAR, celui-ci sera pour les mêmes raisons *plus élevé* que dans une situation de certitude, la personne interrogée voulant être dédommagée d'avoir à renoncer à la valeur de ces informations.

Zhao et Kling ont un raisonnement ingénieux qui associe l'approche fondée sur la valeur d'option (chapitre 10) et les différentes mesures du bien-être. Ils affirment par ailleurs que certains travaux expérimentaux (dont ceux de Bateman *et al.*, 1997) confortent leurs hypothèses.

11.6. En quoi les diverses explications de la supériorité du CAR par rapport au CAP ont-elles de l'importance?

Ce bref tour d'horizon des ouvrages ayant tenté d'expliquer l'écart entre le CAR et le CAP n'est pas sans incidence pratique sur l'ACB.

Premièrement, s'il est avéré que le CAR est supérieur au CAP et que l'écart observé est non négligeable, le choix de l'une ou l'autre de ces mesures de la valeur dans le cadre d'une ACB aura une répercussion notable sur ses résultats. Ceux-ci seront probablement très différents selon que l'ACB a recours au CAP ou au CAR pour évaluer les bénéfices et les coûts (Carson *et al.*, 2001). L'ampleur de cet écart dépend de la nature du bien considéré comme le suggère l'étude réalisée par Horowitz et McConnell.

Deuxièmement, la plupart des travaux publiés sont partis du principe que l'ACB privilégie toujours le droit au maintien du *statu quo* au détriment de celui de bénéficier d'un meilleur état de l'environnement, mais ce postulat est difficilement conciliable avec le fait que de nombreuses législations environnementales confèrent le droit de jouir dans le futur d'un environnement de meilleure qualité. Les législations qui renvoient à la notion de « coûts disproportionnés » donnent par contre à penser que les « droits de propriété » sont en réalité répartis entre les gagnants et les perdants[4]. Il est en tout état de cause essentiel de savoir à quels types de « droits de propriété » on a affaire dans le cadre d'une ACB.

Troisièmement, si l'écart entre le CAP et le CAR est une simple conséquence du mode d'obtention des résultats (rappelons qu'il a été mis en évidence par des études fondées sur la méthode des préférences déclarées, elle-même controversée), plus aucun problème ne se pose et le CAP et le CAR sont identiques comme le prédit une partie de la théorie classique.

Quatrièmement, si l'écart est bien réel et peut être imputé aux effets de substitution, l'ACB classique demeure valable mais les analystes doivent envisager d'utiliser le CAR tant pour le droit au maintien du *statu quo* (qui serait largement admis) que pour celui de bénéficier d'un meilleur état de l'environnement (qui serait davantage contesté).

Cinquièmement, si l'écart est bien réel mais qu'il doit être imputé aux seuls effets de dotation, à l'exclusion de ceux de substitution, il en résulte des conséquences bien plus graves pour l'ACB. Celles-ci ne sont pas examinées ici mais aboutissent de fait à une remise

en cause de la théorie de la demande et du consentement à payer qui en constituent le fondement.

11.7. Raisons pratiques d'utiliser le CAP

À la suite de la controverse sur l'utilisation de l'évaluation contingente pour estimer le montant des dommages et intérêts dans l'affaire de l'*Exxon Valdez*[5], l'Administration océanique et atmosphérique nationale des États-Unis (*National Oceanic and Atmospheric Administration ou NOAA*) a constitué en 1992 un groupe d'experts en vue de juger de la « validité » de l'évaluation contingente. Bien que ce groupe d'experts ait approuvé le recours à cette méthode d'évaluation dans les cas où il s'agit de déterminer les responsabilités, il a publié un certain nombre de recommandations qui lui paraissaient devoir être respectées par les études à venir (Arrow *et al.,* 1993). Une de ces recommandations a trait au choix de l'instrument d'estimation de la valeur et affirme que :

> « Le consentement à payer doit être préféré au consentement à accepter une compensation dans la mesure où il correspond à l'estimation la plus prudente » (Arrow *et al.,* 1993. p. 51).

Ce souci de « prudence » en matière d'estimation de la valeur est tout à fait compréhensible étant donné que l'affaire de l'*Exxon Valdez* suscitait précisément des controverses du fait que le CAP s'avérait déjà de montant élevé (d'autant plus qu'il recouvrait principalement des valeurs « passives » ou de « non-usage »). Le recours au CAR n'aurait assurément pu aboutir qu'à des sommes bien plus importantes. Pourtant, rien ne justifie en toute logique ce souci de « prudence ». Ce qui compte, ce sont les droits de propriété établis d'un commun accord et le degré d'incertitude associé aux estimations de la valeur. Dans l'affaire de l'*Exxon Valdez*, le montant des dommages était estimé par rapport au maintien du *statu quo* et non par rapport à une quelconque amélioration de l'état de l'environnement, si bien que la question des droits de propriété était en fin de compte d'une extrême simplicité. Les situations où il est nécessaire de déterminer les responsabilités ne constituent qu'un des cas parmi tant d'autres où il faut avoir recours à une évaluation économique. Les recommandations de Arrow *et al*. ne sont en réalité valables que dans le cas du droit au maintien du *statu quo*, auquel les dommages portent atteinte. Comme cela a déjà été observé, rien ne permet réellement d'affirmer que le CAP soit alors le bon instrument de mesure de la valeur économique. Il n'est pas du tout évident qu'il en soit tenu compte dans le cadre de l'élaboration des réglementations.

11.8. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs

Traditionnellement, les économistes se sont montrés plutôt indifférents quant à la mesure du bien-être qu'il convient d'utiliser pour estimer la valeur économique : le CAP et le CAR ont tous deux été jugés acceptables. Les travaux publiés ont dans l'ensemble privilégié le CAP. Toutefois, les études fondées sur la méthode des préférences déclarées ont bien souvent fait apparaître un écart parfois considérable entre le CAR et le CAP. Cet écart n'aurait cependant guère d'importance si les droits de propriété étaient toujours clairement définis. Le CAP dans le cadre d'une amélioration potentielle est à l'évidence lié au droit au maintien du *statu quo*. De même, s'il est porté atteinte au *statu quo*, le CAR pour la perte ainsi subie constitue la mesure appropriée. Les politiques environnementales ont dans l'ensemble tendance à envisager une amélioration plutôt qu'une dégradation délibérée de l'état de l'environnement, d'où la présomption que le CAP est le bon instrument de mesure de la valeur. Des problèmes apparaissent dès lors que l'on admet

que les individus pourraient avoir le droit de bénéficier d'un certain état futur de l'environnement. Si on leur reconnaît un tel droit, leur CAP pour jouir de ce droit ne paraît pas constituer un bon instrument de mesure des variations du bien-être, alors que leur CAR pour renoncer à cette amélioration semble plus pertinent. Il est fort probable que les deux types de droits soient en réalité associés, celui de bénéficier d'une amélioration s'arrêtant là où commence celui des autres individus à ne pas « trop » payer pour assurer une telle amélioration.

Il importe également de déterminer de façon empirique pourquoi le CAR et le CAP diffèrent. Si cette différence peut être expliquée par des raisons légitimes, les arguments précédemment avancés sont valables et il faut alors recommander que l'ACB s'attache toujours à calculer l'un et l'autre. Le résultat de l'ACB serait alors exprimé sous ces deux formes. Si par contre l'écart observé entre le CAR et le CAP est une simple conséquence de la façon dont est conçu le questionnaire, il y a bien moins lieu de s'en préoccuper. Faute de mieux, on pourrait supposer que ces deux mesures de la valeur sont approximativement équivalentes. Malheureusement, aucun consensus quant aux raisons de cet écart ne paraît se dégager des études consacrées à cette question. Cela donne une nouvelle fois à penser qu'il est souhaitable de présenter les résultats de l'ACB en faisant état de l'une et l'autre mesures de la valeur.

Notes

1. Faute de place, nous ne pouvons procéder à un examen approfondi de cette question, mais la Cour suprême des États–Unis a jugé que les coûts encourus pour atteindre les objectifs de la Loi sur la pureté de l'air n'ont pas à être pris en considération. Cela contraste avec la Directive cadre dans le domaine de l'eau mises en œuvre par l'UE, laquelle tient très expressément compte des problèmes de coûts.
2. Il doit être tenu compte des signes moins. Lorsque les quantités augmentent, on observe à l'évidence que CAR – CAP = RE – RC. Si par contre elles diminuent, CAR – CAP = – RC – (–) RE = RE – RC.
3. Théoriquement, dans le cas d'une variation des prix, c'est l'effet de revenu qui explique la différence entre le CAP et le CAR. Dans celui d'une variation des quantités, plus probable dans le domaine de l'environnement, des effets de substitution et de revenu se font conjointement sentir – voir Carson *et al.* (2001).
4. Il faut remarquer que de telles notions sont largement répandues dans le cadre de la politique de l'environnement : « meilleures technologies disponibles pour un coût raisonnable », « niveau de risque le plus bas que l'on peut raisonnablement atteindre », etc.
5. Le pétrolier *Exxon Valdez* s'est échoué sur le récif de Bligh en Alaska en 1989, déversant une grande quantité de pétrole. Une évaluation contingente a été réalisée en vue d'estimer les dommages qui en ont résulté (ou, pour être plus précis, le CAP pour éviter un accident similaire).

ANNEXE 11.A1

Mesures hicksiennes de la rente du consommateur en cas de variation de prix

11.1. Quatre mesures hicksiennes de la rente du consommateur en cas de variation du prix de X

Variation compensatoire (VC)

Considérons une *diminution* de prix. L'individu bénéficie d'un plus grand bien-être si le prix diminue que si tel n'est pas le cas. La VC est alors égale à la somme maximale qui pourrait lui être retirée de sorte que la (nouvelle) situation postérieure à la variation de prix et celle (initiale) antérieure à ladite variation lui soient indifférentes. Le point de référence correspond au niveau *initial* de bien-être.

Considérons à présent une *augmentation* de prix. L'individu bénéficie d'un moins grand bien-être si le prix augmente que si tel n'est pas le cas. La VC est alors égale à la compensation qui devrait lui être versée pour que la nouvelle situation et l'ancienne lui soient indifférentes. Le point de référence correspond là encore au niveau *initial* de bien-être.

La VC renvoie aux situations où la variation de prix a effectivement lieu. Dans le cas d'une diminution de prix, elle est égale au *montant maximal du consentement à payer de l'individu* pour ne pas avoir à renoncer à la baisse de prix. Dans celui d'une augmentation de prix, elle correspond au *montant minimal du consentement à recevoir de l'individu* à titre de compensation pour tolérer la hausse de prix. Il convient de remarquer que, pour ce qui est de la VC, on part de l'hypothèse implicite que les individus ont un droit au maintien de la situation antérieure à la variation de prix.

Variation équivalente (VE)

Considérons une *diminution* de prix. L'individu bénéficie d'un plus grand bien-être si le prix diminue que si tel n'est pas le cas. La VE est alors égale à la somme d'argent qui devrait lui être versée dans la situation initiale pour qu'il bénéficie d'un aussi grand bien-être que dans la nouvelle situation. Le point de référence correspond au niveau de bien-être dans la *nouvelle* situation.

Considérons à présent une *augmentation* de prix. La VE est à présent égale au consentement à payer de l'individu pour échapper à l'augmentation de prix, c'est-à-dire pour éviter la diminution du bien-être dont il souffrirait dans la situation postérieure à la

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

variation de prix. Le point de référence correspond au niveau de bien-être dans la *nouvelle* situation.

La VE renvoie aux situations où *la variation de prix n'a pas lieu*. Dans le cas d'une diminution de prix, elle est égale au *montant minimal du consentement à recevoir de l'individu* pour renoncer à la baisse de prix. Dans celui d'une augmentation de prix, elle correspond au *montant maximal du consentement à payer de l'individu* pour éviter la hausse de prix. Il convient de remarquer que, pour ce qui est de la VE, on part de l'hypothèse implicite que les individus ont un droit à bénéficier de la situation postérieure à la variation de prix.

Rente compensatoire (RC)

La rente compensatoire, RC, et la rente équivalente, RE, renvoient aux situations où l'individu est contraint de consommer soit la nouvelle quantité de X (RC) résultant de la variation de prix soit l'ancienne quantité de X (RE). La RC est donc égale à la somme requise pour que la situation initiale et la situation dans laquelle l'individu est contraint d'acheter la quantité de X résultant de la variation de prix lui soient indifférentes. Dans le cas d'une *diminution* de prix, la RC est égale au *consentement à payer* pour garantir cette baisse de prix. Dans celui d'une *augmentation* de prix, la RC correspond au *consentement à recevoir* une compensation pour cette hausse de prix.

Rente équivalente (RE)

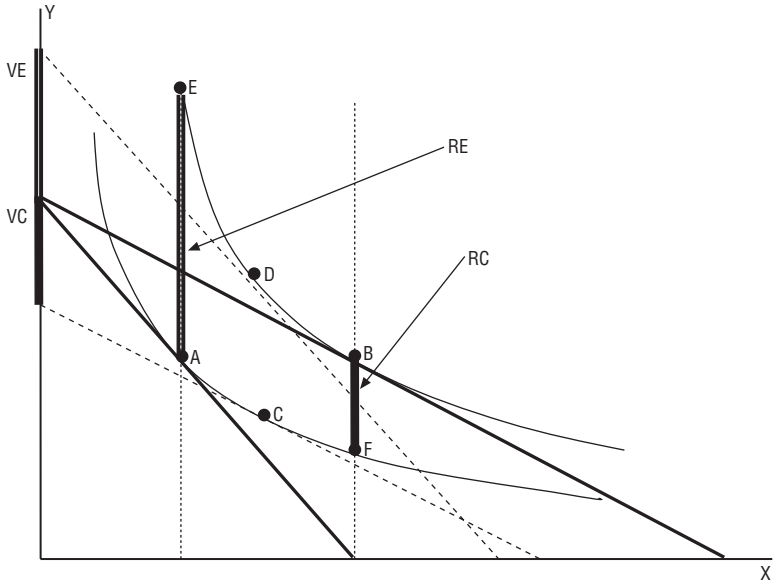
La RE est également assortie d'une contrainte quantitative et est égale à la somme requise pour que la nouvelle situation (postérieure à la variation de prix) et l'ancienne soient indifférentes à l'individu s'il est contraint d'acheter la même quantité de X que dans la situation initiale. Dans le cas d'une *diminution* de prix, la RE est égale au *consentement à recevoir* une compensation pour renoncer à l'avantage procuré par cette baisse de prix. Dans celui d'une *augmentation* de prix, la RE correspond au *consentement à payer* pour éviter cette hausse de prix.

Ces mesures peuvent être exposées sous la forme d'un diagramme, comme dans le graphique A11.1, qui décrit la situation en cas de diminution de prix. Les relations suivantes sont valables pour des variations de prix d'un même montant :

- VC en cas de diminution de prix = –VE en cas d'augmentation de prix
- VE en cas de diminution de prix = –VC en cas d'augmentation de prix
- VE = VC si l'élasticité de la demande de X par rapport au revenu est égale à zéro.
- VE > VC en cas de diminution de prix si l'élasticité de la demande par rapport au revenu est positive.
- VE < VC en cas d'augmentation de prix si l'élasticité de la demande par rapport au revenu est positive.
- L'écart entre VC et VE est d'autant plus important que l'élasticité de la demande de X par rapport au revenu est forte.

Il convient de noter que le graphique A11.1 fait apparaître les quatre mesures de la rente en cas de diminution de prix. Ces mêmes mesures s'appliquent en cas d'augmentation de prix, ce qui nous donne huit mesures en tout.

Graphique A11.1. **Quatre mesures hicksiennes de la rente du consommateur en cas de diminution de prix**



ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

ISBN 978-92-64-01006-2
Analyse coûts-bénéfices et environnement
Développements récents
© OCDE 2006

Chapitre 12

Valeur des services procurés par les écosystèmes

Tout comme les autres actifs physiques, les écosystèmes génèrent un flux de services au fil du temps et le capital qu'ils représentent peut demeurer intact si ces services sont consommés de façon durable. Qui plus est, tout écosystème tend à offrir de nombreux services de ce type. Ce chapitre analyse les écosystèmes sous cet angle multifonctionnel, en établissant une nette distinction entre la valeur totale de l'actif que constitue l'écosystème considéré et celle des variations de faible envergure ou de nature discrète du flux de services qu'il fournit. Les problèmes d'estimation de la valeur sont illustrés par référence aux bénéfices controversés que procurent les écosystèmes en tant qu'ils constituent une précieuse source de matériel génétique pour la recherche pharmaceutique.

12.1. Services procurés par les écosystèmes

Toute forme de vie s'intègre dans un type ou un autre d'*écosystème*, celui-ci étant composé d'un ensemble d'êtres vivants (ou « biote ») et de leur milieu non biologique. Une forêt ou une zone humide constituent donc un écosystème, tout comme les récifs coralliens, les déserts, les estuaires et les cours d'eau. Tous les écosystèmes génèrent d'abondants *services* d'ordre général. Ces services ont essentiellement pour effet de rendre possible la vie sur terre. Il en résulte que tous les services fournis par les écosystèmes sont d'une certaine façon de nature économique : ils possèdent une valeur économique puisqu'ils offrent des bénéfices aux êtres humains. Un écologiste jugerait probablement que les services procurés par les écosystèmes revêtent une importance considérable mais ne les définirait sans doute pas nécessairement comme le ferait un économiste en fonction des seuls bénéfices manifestes qu'ils offrent aux être humains, parmi lesquels figurent notamment :

- Des services d'épuration : par exemple, les zones humides filtrent l'eau et les forêts la pollution atmosphérique.
- Un recyclage écologique : par exemple, durant leur croissance, les végétaux absorbent (c'est-à-dire qu'ils « fixent » ou « piègent ») le dioxyde de carbone et le stockent dans la biomasse jusqu'à ce qu'ils meurent, le carbone passant ensuite dans le sol. Le dioxyde de carbone étant un gaz à effet de serre, l'accroissement de la biomasse a pour effet d'en réduire la présence dans l'atmosphère.
- Une fonction de régulation : les écosystèmes naturels abritent des espèces interdépendantes de sorte que la lutte contre les ravageurs est assurée par des processus naturels, réduisant de ce fait la nécessité de recourir aux produits chimiques. Les écosystèmes peuvent réguler les bassins versants tout comme les conditions météorologiques, réduisant ainsi les risques d'inondation.
- L'apport d'habitats : outre qu'ils représentent des sources de nourriture, d'informations scientifiques et de valeur récréative et esthétique, les habitats constituent des réservoirs de diversité biologique, laquelle peut à son tour être à l'origine de processus qui réduisent les risques de disparition des écosystèmes (« résilience »).
- Des fonctions de régénération et de production : les écosystèmes « produisent » de la biomasse grâce à la transformation de la lumière, de l'énergie et des substances nutritives. Cette biomasse fournit de la nourriture, des matières premières et de l'énergie. Les écosystèmes assurent la pollinisation et la dissémination des semences, ce qui garantit leur propre renouvellement. On estime qu'environ 30 % des cultures vivrières mondiales sont tributaires de la pollinisation naturelle.
- Une source d'informations et une fonction de maintien de la vie : les écosystèmes sont les produits de l'évolution et recèlent donc des informations accumulées pendant des millions d'années. Ces informations ont une valeur scientifique mais constituent également une source d'émerveillement et favorisent le maintien de la vie.

Bien que les écosystèmes « naturels » monopolisent une bonne partie de l'attention, rares sont en réalité ceux qui ne sont pas modifiés par l'homme, soit délibérément, comme dans le cas de la conversion des zones forestières à des fins agricoles, soit par inadvertance au travers de la pollution ou de l'introduction d'espèces biologiques non endémiques (« invasions biologiques »). L'analyse coûts-bénéfices s'attache à mesurer ces diverses valeurs écologico-économiques pour ce qui est des écosystèmes naturels et semi-naturels. S'il nous était possible d'y parvenir en obtenant des résultats relativement précis, nous aurions une bien meilleure idée du sacrifice qu'implique leur dégradation, compte tenu qu'ils sont sous la menace constante d'une conversion en écosystèmes plus simples et moins diversifiés (tels que ceux générés par une agriculture homogène). Pour reprendre les termes du chapitre 6, nous en saurions davantage sur la valeur économique totale (VET) des écosystèmes.

Des efforts considérables ont été mis en œuvre ces dernières années pour déterminer la valeur des services procurés par les écosystèmes (voir par exemple Daily, 1997). Des efforts croissants ont également été déployés en vue de se faire une idée de la valeur globale de ces différents services – pour les forêts voir Pearce et Pearce (2001), pour les zones humides voir Brouwer *et al.* (1999) ainsi que Woodward et Wui (2001). Dans le cas des forêts, par exemple, des progrès ont été accomplis concernant la mesure de la valeur économique des produits ligneux et non ligneux, du piégeage et du stockage du carbone, des activités récréatives, ainsi que de la régulation des bassins versants. Ces progrès ont été plus limités pour ce qui est de l'estimation de la valeur de non usage des forêts. Leur valeur informationnelle est bien plus difficile à appréhender – malgré un vif débat sur l'intérêt que revêtent pour la recherche pharmaceutique les ressources génétiques qu'elles recèlent (pour une vue d'ensemble, voir Pearce 2004c) – tout comme leur valeur écologique plus large, dont notamment celle de la « résilience » aux chocs et aux stress.

D'importants problèmes méthodologiques restent toutefois à résoudre. En premier lieu, il n'est pas certain que les approches « ascendantes » consistant à estimer séparément la valeur des différents types de services avant d'en faire l'addition afin de se faire une idée de la VET de l'écosystème rendent bien compte de la valeur « globale » de celui-ci. Autrement dit, il est possible que la valeur d'un écosystème considéré dans son ensemble soit supérieure à celle de la somme de ses composantes. Les écosystèmes se caractérisent par des processus interactifs et par une capacité variable d'adaptation aux changements exogènes, outre que ces derniers sont souvent non linéaires (Arrow *et al.* 2000). La méthode d'évaluation ascendante risque donc d'induire en erreur. La faible valeur économique d'un service donné pourrait laisser supposer qu'il serait possible de s'en passer, or il n'est pas exclu que sa disparition ait des répercussions sur les autres services au travers de transformations complexes au sein de l'écosystème. Le second problème découle de la non linéarité. Une analyse coûts-bénéfices omettant de prendre en considération les seuils pourrait ainsi préconiser la conversion partielle d'un écosystème à des usages plus directement utiles aux êtres humains. Elle partirait du principe qu'une telle conversion n'aurait aucune incidence sur les autres services écologiques procurés par cet écosystème. La non linéarité rend suspecte cette hypothèse. Le troisième problème tient au fait qu'il n'existe pas seulement une incertitude quant à la nature des services eux-mêmes mais aussi et surtout en ce qui concerne leurs interactions. La conversion d'un écosystème naturel peut donc avoir des effets imprévus. Ces effets risquent en outre d'être irréversibles. Le chapitre 10 a montré comment ce problème peut être abordé sous l'angle de la valeur de (quasi) option. Nous reviendrons bientôt sur cette approche.

Il s'ensuit que l'« évaluation des écosystèmes » n'est pas chose aisée et l'on peut à juste titre affirmer que les travaux réalisés dans ce domaine n'ont accompli que peu de progrès dans le sens d'une résolution de ces problèmes.

12.2. Estimation de la valeur marginale ou de la valeur totale

Les économistes indiquent clairement que, lors de l'évaluation d'un actif environnemental, ils estiment soit une variation très faible (c'est-à-dire « marginale ») soit une variation discrète de la valeur de cet actif. Dans le premier cas, la rente du consommateur et celle du producteur (voir le chapitre 2) sont négligeables. Dans le second, elles doivent être estimées en faisant appel aux techniques d'évaluation décrites aux chapitres 7 à 9. Il suffit d'un instant de réflexion pour s'apercevoir qu'il n'est pas réaliste de parler de la valeur « totale » d'un certain type d'écosystème et encore moins de la valeur totale de l'ensemble des écosystèmes. Or, c'est précisément ce que prétendent hélas faire divers ouvrages récents consacrés à l'évaluation des écosystèmes (par exemple Costanza *et al.* 1997; Sutton et Costanza 2002). Pour examiner ces problèmes, considérons le graphique 12.1. L'axe des ordonnées indique la valeur économique en dollars et l'axe des abscisses le flux de services écologiques (SE) procurés par l'écosystème considéré, que nous supposons pour les besoins de l'exposé pouvoir être exprimés sous une forme synthétique par une mesure unique.

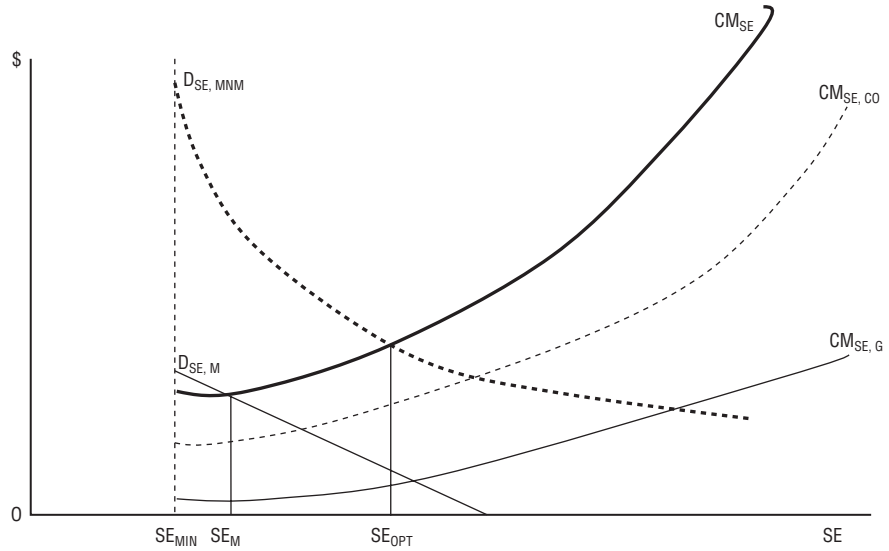
La première courbe, $D_{SE, M}$, correspond à la demande des services procurés par l'écosystème considéré. Elle ne porte que sur les services *commerciaux* ou *marchands* fournis par ces derniers, c'est-à-dire sur les services faisant l'objet d'échanges officiels sous forme monétaire sur des marchés déjà existants. Par conséquent, pour un écosystème produisant du bois d'œuvre ou du bois de chauffage, ou encore du gibier sauvage, ainsi que du tourisme, par exemple, et à supposer qu'il existe un marché pour ces différents produits, la demande de ceux-ci serait représentée par $D_{SE, M}$. Une courbe de demande peut également être appelée « courbe de consentement à payer marginal » (CAPm) puisqu'elle indique le montant que les individus consentent à payer pour obtenir de plus grandes quantités du bien en question (SE). Bien qu'il soit tentant de considérer D_{SE} comme une courbe de demande de *tous* les services de *tous* les écosystèmes, nous verrons ultérieurement qu'une telle interprétation n'est pas sans danger. Il est préférable de considérer pour le moment qu'au graphique 12.1 les services écologiques (SE) se limitent à ceux procurés par un seul écosystème, comme par exemple les forêts tropicales.

La seconde courbe décrit quant à elle la demande de l'ensemble des services procurés par l'écosystème considéré, qu'ils soient ou non commercialisés sur des marchés déjà existants. Il s'agit de $D_{SE, MNM}$, qui est la courbe de demande des services marchands (M) et non marchands (NM) fournis par l'écosystème. Comme cela a déjà été observé, il existe une multiplicité de services non marchands : protection des bassins versants, piégeage et stockage du carbone, connaissances scientifiques, agréments esthétiques des écosystèmes naturels, etc.

Nous savons que $D_{SE, MNM}$ se situe quelque part au-dessus de $D_{SE, M}$. La raison en est que, par le passé, les êtres humains n'ont été que faiblement incités à instaurer des droits de propriété sur les services écologiques du fait de leur abondance. Toutefois, au fur et à mesure qu'ils ont étendu systématiquement leur « mainmise » sur les écosystèmes, ils ont ressenti la nécessité d'établir de tels droits à la suite de la raréfaction des services écologiques par rapport à leurs besoins. Un indicateur de cette mainmise est souvent cité :

celui de Vitousek *et al.* (1997), qui estiment que les êtres humains se sont déjà appropriés de 30 à 40 % environ de la production primaire nette (PPN) de la photosynthèse terrestre. La production primaire nette est égale à la quantité d'énergie ou de carbone fixée par les plantes lors de la photosynthèse, diminuée de la quantité d'énergie ou de carbone qu'elles perdent dans le cadre du processus de respiration. La PPN est analogue à un excédent ou à un investissement net après amortissement (lequel est nécessaire au maintien de la fonction).

Graphique 12.1. **Représentation schématique des coûts et des avantages des services procurés par un écosystème**



Les deux courbes de demande du graphique 12.1 présentent comme il fallait s'y attendre une pente descendante. Les êtres humains sont d'autant moins à même d'évaluer une *unité additionnelle* de services écologiques que ceux-ci sont nombreux. Rien ne permet de supposer que ces services se distinguent en quoi que ce soit des autres biens et services à cet égard, puisqu'ils sont eux-mêmes soumis à la « loi de la demande ». Observons toutefois ce qui se produit en cas de très faible niveau des services écologiques. Imaginons un monde où les forêts seraient très rares, les océans non pollués très peu nombreux, les quantités de récifs coralliens très réduites et où les concentrations de dioxyde de carbone et d'autres gaz à effet de serre dans l'atmosphère seraient bien plus élevées. À la limite, s'il n'existait plus aucun océan non pollué ni aucune forêt et que les concentrations de gaz à effet de serre étaient extrêmement fortes, le consentement à payer pour une unité supplémentaire de services écologiques serait lui-même très élevé, peut-être au point de tendre vers l'infini. Pour simplifier, quand bien même serait-il possible qu'un petit nombre d'êtres humains survive à l'intérieur d'une sorte de bulle artificielle reproduisant les conditions de vie sur Terre, la majorité serait condamnée à disparaître. La courbe $D_{SE, MNM}$ est donc fortement ascendante à mesure que nous nous rapprochons de l'origine sur l'axe des abscisses. Elle est pratiquement illimitée : il existe une quantité minimale irréductible de services écologiques que nous notons SE_{MIN} en-dessous de laquelle le CAP marginal enregistrerait une spectaculaire augmentation. Certains suggèrent qu'en-dessous de ce niveau la courbe de demande deviendrait infiniment élastique (voir Turner *et al.* 2003),

mais il ne peut vraiment en être ainsi dans le cas d'une courbe du consentement à payer (marginal), puisque le revenu et le patrimoine demeureraient limités. Il serait en principe plus juste de dire que la notion de valeur économique n'a plus aucun sens dans la surface non bornée du graphique 12.1.

Laissés à eux-mêmes, les écosystèmes pourraient continuer à fournir les mêmes services écologiques année après année. C'est après tout ce qu'ils font depuis des millénaires. Nous savons toutefois que la sauvegarde des services écologiques auxquels les êtres humains attachent de la valeur impose certains coûts. Au graphique 12.1, la courbe $CM_{SE,G}$ représente une première catégorie de coûts qui recouvre les coûts marginaux de la gestion des services écologiques. Faute d'informations fiables sur la forme de cette courbe, nous supposons qu'elle est légèrement ascendante. Une seconde catégorie de coûts présente une importance considérable, à savoir celle des coûts d'opportunité de la fourniture des services écologiques. On part de l'hypothèse que la conservation des écosystèmes qui les génèrent garantit une meilleure fourniture de services écologiques. Elle est incompatible avec une affectation de ces écosystèmes à d'autre usages tels que l'agriculture. Pour s'assurer le bénéfice de ces services écologiques, il faut donc supporter un coût potentiellement important correspondant aux bénéfices (ou plus précisément à la valeur sociale) qu'aurait pu générer l'affectation de l'écosystème considéré à un autre usage et auxquels il a été renoncé. Nous l'appelons $CM_{SE,CO}$, c'est-à-dire « coût d'opportunité marginal de la conservation de l'écosystème ». D'un point de vue formel, il équivaut aux bénéfices nets de la conversion de l'écosystème auxquels il a été renoncé, c'est-à-dire à son « développement », conformément à la terminologie que nous sommes enclins à utiliser. La somme de $CM_{SE,\,G}$ et de $CM_{SE,\,CO}$, qui est égale à CM_{SE}, nous donne le coût marginal total de la conservation.

Le graphique 12.1 offre une représentation simplifiée de la réalité. Elle ne tient par exemple pas compte de la possibilité que les services écologiques puissent être pour une large part préservés tout en contribuant dans une certaine mesure au développement. L'agroforesterie pourrait offrir un exemple d'un tel développement « symbiotique ». Nous savons toutefois qu'il existe en règle générale une tendance à long terme à la conversion des écosystèmes qui s'accompagne de la perte inéluctable de bon nombre de services écologiques. Ce graphique ignore également la possibilité, réaliste dans la pratique, que le processus de conversion puisse être extrêmement inefficient. La conversion des écosystèmes ne garantit pas pour autant que le développement soit effectivement mené à bien, en raison de la possibilité d'une mauvaise gestion du processus de conversion ou du projet de développement lui-même. Certaines terres converties deviennent ainsi stériles et n'assurent ni le développement ni la fourniture de services écologiques. Dans ce qui suit, nous ferons abstraction de ces réserves pour centrer notre attention sur les principaux enseignements que nous permet de tirer l'analyse.

Le graphique 12.1 fait apparaître divers points dignes d'intérêt.

Tout d'abord, étant donné que les véritables coûts *agrégés* du maintien d'un niveau donné de services écologiques correspondent à la surface située sous la courbe générale CM_{SE} et que ses véritables bénéfices globaux sont représentés par la surface située sous la courbe $D_{SE,\,MNM}$, le point SE_{OPT} indique quel en serait le niveau d'apport économiquement optimal.

Par ailleurs, tous les points situés à gauche de SE_{OPT} renvoient à une situation où les services écologiques offrent des bénéfices (surface située sous $D_{SE,\,MNM}$) supérieurs au

 ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

coûts totaux de leur apport. Ils présentent cependant une caractéristique intéressante : hormis ceux compris entre SE_{MIN} et SE_{OPT}, tous les points situés à gauche de SE_{OPT} font manifestement apparaître des bénéfices totaux *infinis* du fait que la courbe de demande de services écologiques est illimitée. Comme nous l'avons déjà observé, d'autres pourraient préférer formuler autrement ce problème en déclarant que la comparaison des coûts et des bénéfices perd tout son sens au-delà du point SE_{MIN}.

Enfin, la courbe de demande $D_{SE,\ MNM}$ n'est aucunement « opérationnelle » bien qu'elle reflète les véritables bénéfices globaux de la fourniture de services écologiques. Il en résulte que, à moins que quelque marché ne révèle le montant du CAP ou que les informations relatives à celui-ci ne puissent être utilisées pour imposer certaines limites quantitatives à la conversion des écosystèmes (interdictions, restrictions concernant le type de conversion, etc.), la courbe de demande $D_{SE,\ M}$ est celle dont il doit être tenu compte. Le graphique 12.1 montre qu'il est tout à fait possible que l'incapacité à de faire apparaître le véritable CAP sur les marchés réels aboutisse à un apport de services écologiques bien inférieure aux besoins. Nous constatons en l'occurrence combien ce double processus d'évaluation économique (qui détermine l'emplacement de $D_{SE,\ MNM}$) et d'expression de ces valeurs au travers de diverses formes de marchés est important.

Le graphique 12.1 permet d'expliquer pourquoi la valeur économique *totale* de l'ensemble des écosystèmes ne peut être mesurée. Cette valeur correspondrait à la surface située sous la courbe $D_{SE,\ MNM}$, mais comme nous l'avons déjà remarqué les limites de cette surface ne peuvent être déterminées. Si l'on retient l'idée que la courbe $D_{SE,\ MNM}$ devient infiniment élastique au point SE_{MIN}, la surface mesurant la valeur totale serait infinie. Ceci explique sans doute pourquoi un économiste a pu affirmer que l'estimation de la valeur totale proposée par Costanza *et al.* « sous-estimait de beaucoup l'infini » (Toman, 1998). Pearce (1998b) et Bockstael *et al.* (2000) procèdent à une critique similaire des efforts pour estimer la valeur totale de l'ensemble des écosystèmes, voire même celle d'un seul écosystème d'envergure planétaire

L'estimation de la valeur des écosystèmes doit donc se focaliser sur les faibles variations de la taille ou du fonctionnement des écosystèmes. Cependant, si la non-linéarité constitue un grave problème, on ne peut exclure que de faibles variations puissent entraîner des niveaux de dommage de bien plus grande ampleur.

12.3. Calcul de la valeur des écosystèmes

Il est clair que les écosystèmes sont « multifonctionnels » ou « multiproduits » : ils génèrent tout un éventail de services écologico-économiques. Il a toutefois déjà été noté que les « produits » des écosystèmes ne sont généralement pas connus avec le même degré de certitude que ceux d'une entreprise qui proposerait toute une gamme de biens marchands. Il peut tout autant s'agir de biens purement individuels (bois de chauffage, eau pure, etc.) que de biens publics d'envergure locale (protection d'un bassin versant) ou planétaire (piégeage du carbone et valeur de non-usage de l'écosystème). Le tableau 12.1 en présente une typologie assez simple afin de nous rappeler quel pourrait être l'éventail couvert par ces produits et ces services, ainsi que les régimes de propriété qui leur seraient probablement associés.

Si les exemples de produits et de services présentés au tableau 12.1 étaient indépendants les uns des autres, le calcul de la valeur des variations de leur apport exigerait certes énormément de temps mais serait en principe réalisable en faisant appel à

Tableau 12.1. **Caractéristiques économiques des produits et services procurés par les écosystèmes**

Exemples	Biens individuels	Biens publics		
		Locaux	Régionaux	Planétaires
Forêts	Bois de chauffage, eau, rotin, produits alimentaires	Protection des bassins versants	Réduction de la pollution atmosphérique	Piégeage et stockage du carbone ; valeurs de non-usage
Zones humides	Poissons	Lutte contre l'érosion des sols	Protection contre les tempêtes	Piégeage et stockage du carbone ; valeurs de non-usage
Régime de propriété correspondant	Accès libre ou propriété collective	Accès libre ou propriété collective	Accès libre	Accès libre[1]

1. Les accords internationaux tels que la Convention sur la diversité biologique et la Convention-cadre sur les changements climatiques et son premier Protocole (Kyoto) peuvent être considérés comme des mesures partielles visant à ce que les actifs mondiaux en accès libre soient désormais soumis à un régime de propriété collective.

l'ensemble des techniques d'évaluation disponibles. De nombreuses études ont ainsi été consacrées aux différents services fournis par les forêts ou les zones humides. La véritable difficulté tient toutefois aux interdépendances entre ces services. Du point de vue de l'évaluation, il en résulte que la valeur économique d'un service quel qu'il soit peut dépendre des relations qu'il entretient avec les autres. Il convient de rappeler que l'évaluation vise à déterminer la valeur des *modifications* de l'écosystème, de sorte que les estimations de celle-ci sont elles-mêmes fonction des variations de l'ensemble des éléments et non de celles des seuls services auxquels nous pourrions plus particulièrement nous intéresser. (Soit dit en passant, c'est là une raison de plus de l'impossibilité d'estimer la valeur « totale » – puisqu'il suffit que l'on porte gravement atteinte à l'écosystème pour que l'ensemble des éléments qui le composent s'en trouvent modifiés.) Comme le font observer Arrow *et al.* (2000), le travail d'évaluation des services procurés par les écosystèmes devient dès lors extrêmement complexe, d'où la nécessité de le simplifier, ne serait-ce que pour que l'évaluation soit possible. Mais une telle simplification n'est pas sans coût.

Pour résumer, pour procéder à l'évaluation des écosystèmes, il faut :

- Identifier les services et les produits procurés par les écosystèmes dans les cas où nous n'avons d'ordinaire aucune certitude quant à leur comportement et à leur fonctionnement.
- Se centrer sur les variations marginales ou discrètes et non sur la valeur de l'« ensemble de l'écosystème ».
- Déterminer le degré d'irréversibilité de la modification de l'écosystème.
- Établir à quelle échelle géographique (locale à mondiale) se font sentir les bénéfices procurés.
- Définir le régime de propriété dont relève la ressource en question.
- Évaluer les produits et les services comme s'ils étaient indépendants les uns des autres.
- Analyser, de façon simplifiée, les interactions entre les différents services afin de déterminer dans toute la mesure du possible comment l'approche fondée sur la « somme des valeurs indépendantes » précédemment évoquée pourrait s'en trouver modifiée.

12.4. Estimation de la valeur du produit d'un écosystème : informations génétiques pour l'industrie pharmaceutique

Cette section examine brièvement une série de tentatives pour attribuer une valeur économique à un des produits générés par les écosystèmes : les informations qu'abritent les forêts tropicales et qui pourraient être utilisées pour fabriquer de nouveaux médicaments. Le vif intérêt très tôt suscité par ces richesses économiques recélées par les forêts découle fondamentalement de l'idée que, puisque les sociétés pharmaceutiques réalisent des chiffres d'affaires colossaux atteignant des milliards de dollars grâce à la vente de médicaments produits à partir de substances naturelles, celles-ci doivent assurément avoir une immense valeur. On estime ainsi que les marchés mondiaux de produits issus des ressources génétiques représentent de 500 à 800 milliards d'USD (ten Kate et Laird, 1999). Il suffirait donc de trouver le moyen de faire en sorte que les « bioprospecteurs » aient à payer pour avoir accès à ce matériel génétique pour qu'il soit possible d'en tirer de considérables flux de trésorerie.

Cette approche ne permet toutefois pas de déterminer la valeur de la variable économique qui nous intéresse, à savoir le consentement à payer pour rechercher et utiliser les informations correspondantes. Ce consentement à payer est fonction de plusieurs facteurs. Premièrement, certaines avancées technologiques pourraient réduire la nécessité pour les bioprospecteurs d'avoir accès aux organismes naturels, en leur permettant notamment de faire appel à la chimie synthétique et combinatoire ou encore aux biotechnologies qui utilisent les gènes humains. Deuxièmement, le progrès technologique permet de mieux exploiter les collections de semences existantes et réduit ainsi la nécessité de faire appel à de nouvelles ressources génétiques. Troisièmement, les efforts de prospection deviennent très sélectifs et se focalisent sur certaines zones sur lesquelles on dispose d'informations préalables, ce qui réduit dans l'ensemble la demande d'accès à de nouvelles zones. Quatrièmement, parallèlement à la demande d'aliments biologiques, il existe une demande croissante de produits « naturels » nécessitant un accès direct au matériel génétique. Cinquièmement, les obstacles juridiques et institutionnels auxquels ils se heurtent pour bénéficier d'un tel accès peuvent dissuader les bioprospecteurs. Sixièmement, le matériel génétique est abondant. La demande des bioprospecteurs ne pourra tout au plus représenter qu'une infime fraction du matériel génétique disponible, de sorte que la plus grande partie des zones naturelles ne bénéficieront probablement pas de la bioprospection. Septièmement, le droit international des brevets fait toujours obstacle à la protection des ressources naturelles à l'échelle mondiale.

Les prix versés pour avoir accès aux matériels génétiques doivent tenir compte des divers facteurs qui influent sur l'offre et la demande. Il semble qu'aucune base de données statistique ne répertorie systématiquement les prix contractuels (pour des informations limitées, voir ten Kate et Laird, 1999), mais plusieurs tentatives ont été faites en vue d'estimer la somme qu'un bioprospecteur serait prêt à payer pour avoir accès au matériel génétique forestier, voir notamment Simpson *et al.* (1996), Craft et Simpson (2001), Rausser et Small (2000), ou encore Costello et Ward (2003).

Ces auteurs se sont efforcés d'estimer comme il convient la valeur économique d'une *espèce marginale*, c'est-à-dire la contribution d'une espèce supplémentaire à la mise au point de nouveaux produits pharmaceutiques.

Simpson *et al.* (1996) partent de l'équation fondamentale suivante :

$$CAP\ max = \frac{\lambda.(R-c)e^{\frac{-R}{R-K}}}{r(n+1)} \qquad [12.1]$$

où

λ = nombre escompté de produits potentiels à identifier = 10.52

n = nombre d'espèces susceptibles d'être échantillonnées = 250 000

c = coût supporté pour déterminer si une espèce sera à l'origine de la mise au point d'un produit couronné de succès = 3 600 USD

r = taux d'actualisation = 10 % = 0.1

e = logarithme naturel = 2.718

K = coût espéré de la R-D par nouveau produit mis au point avec succès = 300 millions d'USD.

R = recettes tirées du nouveau produit hors coûts de vente mais coûts de R-D compris = 450 millions d'USD.

Il convient de remarquer les montants très importants atteints par K et R : la mise au point de nouveaux médicaments est extrêmement onéreuse et les recettes tirées de ceux couronnés de succès peuvent être tout à fait considérables. Les sociétés pharmaceutiques n'auront donc probablement aucune difficulté à acquitter des droits de prospection tant qu'ils ne représenteront qu'une faible proportion des coûts très élevés de mise au point. Il est toutefois probable, comme cela a déjà été indiqué, que si d'autres moyens de se procurer du matériel génétique s'offrent à elles, les sociétés de prospection y aient recours, surtout si cette activité est rendue difficile par les procédures administratives et des coûts de transaction élevés.

Le remplacement des variables de l'équation [12.1] par les estimations ci-dessus aboutit à un consentement à payer maximal de 9410 USD pour une espèce marginale. Le concept de CAP pour une espèce marginale n'est toutefois pas très parlant. Aussi les travaux publiés ont-ils tendance à traduire ces valeurs pour les exprimer sous la forme d'un CAP pour une superficie de terres menacée de conversion. Cette opération se déroule comme indiqué ci-après. Premièrement, la relation « espèces-superficie » s'écrit de la façon suivante :

$$N = \alpha A^{Z} \qquad 12.2]$$

où n est le nombre d'espèces, A la superficie, α une constante reflétant la richesse potentielle en espèces de la superficie, et Z une constante égale à 0.25. Des équations espèces-superficie de ce type sont largement utilisées pour estimer le nombre d'espèces susceptibles d'être présentes sur une superficie de terres donnée. Deuxièmement, la valeur économique V de la superficie A est égale à :

$$V[n(A)] \qquad [12.3]$$

La formule [12.3] correspond à la valeur d'un ensemble d'espèces, n, susceptibles de se trouver sur la superficie A. Troisièmement, la valeur d'une modification de la superficie A est obtenue en procédant à la différenciation de la formule [12.3] :

$$\frac{\partial V}{\partial A} = \frac{\partial V.\partial n}{\partial n.\partial A} \qquad [12.4]$$

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

L'expression $\frac{\partial V}{\partial n}$ est égale à la valeur marginale d'une espèce, soit 9 410 USD dans l'exemple ci-dessus. L'expression $\frac{\partial n}{\partial A}$ correspond à la modification du nombre d'espèces entraînée par une faible variation de la superficie de terres.

La différenciation de la formule [12.2] nous permet d'obtenir la formule suivante :

$$\frac{\partial n}{\partial A} = Z\alpha A^{Z-1} = \frac{Z.n}{A} = Z.D \qquad [12.5]$$

où D, qui est égal à n/A, est la densité d'espèces. La valeur de la superficie de terres marginale pour la bioprospection est donc égale à :

$$\frac{\partial V}{\partial A} = \frac{\partial V}{\partial n}.Z.\frac{n}{A} \qquad [12.6]$$

ou, plus simplement, à la valeur de l'espèce marginale multipliée par 0.25 multipliée par la densité d'espèces.

Les valeurs ainsi obtenues par Simpson *et al.* sont indiquées dans la seconde colonne du tableau 12.2. L'impression fondamentale qui s'en dégage est que ces valeurs sont très faibles. Cela est fondamentalement dû aux raisons suivantes : *a)* l'abondance de la biodiversité, qui a pour conséquence qu'une espèce supplémentaire n'a qu'une faible valeur économique, et *b)* le grand nombre de « doubles-emplois », puisqu'une fois un composé chimique connu, il est sans intérêt de le découvrir de nouveau. Chaque nouvelle « avancée » risque ainsi d'être inutile ou de faire double-emploi. Toujours est-il que les valeurs sont faibles.

Tableau 12.2. **Estimations de la valeur pharmaceutique des différentes zones constituant des « points chauds »**

(CAP maximal par hectare en USD)

Zone	Simpson *et al.* (1996) CAP des sociétés pharmaceutiques par ha	Simpson & Craft (1996) « Valeur sociale » du matériel génétique par ha	Rausser & Small (1998a) CAP des sociétés pharmaceutiques par ha
Équateur ouest	20.6	2 888	9 177
Sri Lanka sud-ouest	16.8	2 357	7 463
Nouvelle-Calédonie	12.4	1 739	5 473
Madagascar	6.9	961	2 961
Inde, ghats occidentaux	4.8	668	2 026
Philippines	4.7	652	1 973
Brésil, côte atlantique	4.4	619	1 867
Hautes-terres d'Amazonie occ.	2.6	363	1 043
Tanzanie	2.1	290	811
Afr. Sud, Prov. floristique du Cap	1.7	233	632
Malaisie péninsulaire	1.5	206	539
Australie, Sud-Ouest	1.2	171	435
Côte d'Ivoire	1.1	160	394
Bornéo nord	1.0	138	332
Est de l'Himalaya	1.0	137	332
Colombie, région de Choco	0.8	106	231
Chili central	0.7	104	231
Province floristique de Californie	0.2	29	0

Source : Simpson *et al.*, 1996; Simpson et Craft, 1996; Rausser et Small, 2000.

La troisième colonne du tableau 12.2 indique également les estimations ultérieurement établies par Simpson et Craft (1996). La différence fondamentale entre les estimations de Simpson *et al.* (1996) et celles de Simpson et Craft (1996) tient au fait que les premières supposent que les espèces sont parfaitement substituables ou n'entretiennent aucune relation entre elles, alors que les secondes partent du postulat d'une « différenciation » des espèces, aucune d'entre elles n'étant parfaitement substituable à une autre. Ces chiffres plus récents mesurent donc la « rente sociale », qui est égale à la somme des profits et de la rente du consommateur et se révèle de par là-même supérieure à l'estimation initiale de la valeur marginale d'une espèce. Simpson et Craft (1996) illustrent les résultats auxquels aboutit leur méthode d'estimation en supposant une diminution de 25 % du nombre d'espèces. Il s'ensuit une perte pour la société d'une valeur actuelle nette d'environ 111 milliards d'USD. Les conclusions sur le plan de l'action auxquelles parvenait la première étude, réalisée par Simpson *et al.*, sont dans une certaine mesure modifiées par celle de Simpson et Craft. Compte tenu qu'il est extrêmement peu probable que des valeurs économiques (effectives) de 0 à 20 USD par hectare aient une incidence sur les décisions de conversion des terres, il pourrait être opportun de prendre en considération les valeurs « sociales », qui sont plus élevées, en vue d'influer sur le processus d'affectation des terres dans certaines régions. L'article de Simpson et Craft de 1996 est modifié par une publication ultérieure – Craft et Simpson (2001) – qui montre que les valeurs « sociales » pourraient être sans commune mesure avec les valeurs privées, selon le degré de complémentarité présumée des nouveaux produits. Dans le premier modèle, les valeurs sociales peuvent de fait être négatives en raison de la mise sur le marché d'un nombre excessif de produits différenciés. Dans l'autre, elles sont toujours supérieures aux valeurs privées. Ce dernier modèle a pour principale caractéristique de tenir compte de la rareté relative des ressources naturelles ainsi que de la concurrence entre les produits qui en sont dérivés. Les valeurs sociales sont dès lors « tributaires du modèle et de ses paramètres » (Craft et Simpson, 2001, p. 13).

La conclusion générale des travaux de Simpson *et al.* n'en demeure pas moins que les valeurs privées tirées de la prospection sont très faibles et que les valeurs sociales peuvent ou non être sans commune mesure avec elles. L'idée que les valeurs privées sont très faibles est toutefois contestée par Rausser et Small (2000). La quatrième colonne du tableau 12.2 fait état des estimations de ces derniers. Rausser et Small affirment que les études de Simpson partent de l'hypothèse que les programmes de recherche des sociétés pharmaceutiques consistent à effectuer des choix au hasard parmi un vaste ensemble d'échantillons. Tous les échantillons ont donc la même valeur puisque chacun d'eux est présumé contribuer dans des proportions identiques aux chances de succès. Ce processus séquentiel et aléatoire ne correspond pas à une stratégie de sélection axée sur une réduction au minimum des coûts. Les échantillons font au contraire l'objet d'un choix structuré en fonction de certains « indices » de leur éventuelle productivité. Les « avancées » très prometteuses ont donc une grande valeur du fait qu'elles contribuent à réduire le montant global des coûts de recherche. Ces avancées sont réputées offrir une « rente informationnelle », c'est-à-dire une valeur économique découlant de leur capacité à fournir des informations. Les échantillons cessent en effet d'être de « qualité » égale, certains d'entre eux étant bien plus demandés du fait de leur valeur informationnelle. Des indices de cette valeur peuvent être tirés de l'expérience, de la connaissance de certaines caractéristiques, ou même de l'utilisation locale des ressources existantes. Rausser et Small (2000) soutiennent que la valeur informationnelle d'une avancée est fonction des

coûts de recherche et des probabilités de succès, la valeur du médicament qu'il aura été possible de mettre au point n'ayant que relativement peu d'importance. Ils font valoir que l'inégalité des chances de succès a pour conséquence qu'une formule telle que celle présentée à l'équation [12.1] n'est plus valable. Leurs estimations attribuent à la biodiversité une valeur plus élevée que celles de Simpson et Craft et bien plus grande que celles de Simpson *et al.* Rausser et Small (2000) parviennent à la conclusion que « les valeurs attachées aux sites les plus intéressants – correspondant à 9000 USD/hectare dans [leur] simulation – peuvent être suffisamment élevées pour justifier des activités de conservation ». La différence fondamentale tient au fait que dans le modèle de Rausser et Small la bioprospection s'appuie sur un certain nombre d'informations alors que dans celui de Simpson *et al.* elle est menée au hasard.

Costello et Ward (2003) s'attachent à déterminer au moyen d'exemples numériques quel est l'écart probable entre les valeurs tirées de la bioprospection selon que celle-ci s'appuie sur des informations ou est menée au hasard. Ils constatent que les valeurs obtenues par Rausser et Small ne varient guère si l'on procède à la bioprospection de manière aléatoire au lieu d'appliquer une méthode optimale. À vrai dire, les valeurs ne sont guère différentes si la bioprospection est menée contre toute logique, c'est-à-dire en commençant en priorité par les échantillons offrant les plus faibles probabilités de réussite. Cela donne à penser que l'écart entre les différentes estimations n'est guère lié aux hypothèses quant au mode de bioprospection. Ce sont bien plutôt les hypothèses relatives aux valeurs des paramètres qui constituent la principale explication de cet écart. Supposons par exemple que dans l'équation [12.2] ci-dessus $Z = 0.25$, où Z est l'exposant dans la formule qui décrit la relation espèces-superficie. Mais Rausser et Small partent de l'hypothèse implicite que $Z = 1$. De même, la valeur de n (le nombre d'espèces) est bien plus élevée chez Simpson *et al.* que chez Rausser et Small, ce qui a pour effet de réduire la valeur de la bioprospection dans le premier cas et de l'accroître dans le second.

Du fait qu'elle déplace l'attention pour la faire essentiellement porter sur les estimations des paramètres, l'analyse de Costello et Ward modifie la nature du débat. Auparavant, le modèle de bioprospection paraissait expliquer l'écart entre l'optimisme et le pessimisme quant à l'issue de cette activité. Il était en l'occurrence relativement aisé de débattre du modèle de bioprospection le plus proche de la réalité. À présent que l'écart en question semble principalement s'expliquer par les valeurs des paramètres, toute la difficulté consiste à choisir les valeurs « appropriées ». Le problème tient au fait que la plausibilité de ces valeurs n'a pas été vérifiée. Craft et Simpson (2001) avaient déjà montré que les valeurs *sociales* sont tributaires du modèle et de ses paramètres, or il s'avère à présent que les valeurs *privées* sont elles-mêmes dépendantes des paramètres.

Dans quelle mesure les ouvrages consacrés à la bioprospection éclairent-ils l'action des pouvoirs publics ? Si les valeurs *privées* de la prospection sont élevées comme semblent l'indiquer Rausser et Small, la politique sociale n'a aucun rôle à jouer, ce qui signifie en d'autres termes qu'il est superflu que les pouvoirs publics prennent des mesures pour encourager la prospection. La politique sociale pourrait cependant veiller à ce que les prospecteurs acquittent effectivement la somme qu'ils sont censés être prêts à payer au lieu de traiter de fait le matériel génétique comme une ressource en accès libre. La Convention sur la diversité biologique aurait à cet égard raison d'inciter les pays hôtes à prélever leur part de la rente au moyen de contrats contraignants. Si les valeurs sont faibles, comme le suggèrent Simpson *et al.*, on ne pourra s'attendre à une forte activité de prospection et il ne sera guère possible de trouver des arguments pour l'encourager du fait

même de la faiblesse des valeurs qui en seraient tirées. Il pourrait toutefois là encore être opportun d'inciter les pays hôtes à prélever leur « part » des avantages, quand bien même ils seraient faibles. Les instruments destinés à promouvoir la prospection paraissent avoir un plus grand rôle à jouer lorsque l'écart entre les valeurs sociales et privées est important. Le problème est que nous n'avons pour l'heure aucune véritable idée de son ampleur. Les importants écarts apparents observés dans certains cas semblent désormais être extrêmement tributaires des modèles retenus et de leurs paramètres. Il est tout au plus possible d'en conclure que l'optimisme hâtif et pour une large part sans nuances que suscite la bioprospection ne peut être conforté, du moins tant que de meilleures hypothèses ne seront pas formulées pour ce qui est des modèles et des valeurs des paramètres. Toutefois, les analyses menées à ce jour montrent également combien il peut être difficile d'estimer la valeur des écosystèmes même si l'on ne tient pas compte des divers types d'interdépendance écologique précédemment évoqués.

12.5. Valeur économique réelle et potentielle

Les écosystèmes revêtent une importance qui n'est plus à démontrer, à tel point que sans eux aucune forme de vie, qu'elle soit humaine ou non, ne pourrait exister. Toute la difficulté du point de vue économique consiste à mesurer la perte enregistrée en cas de disparition ou de dégradation d'une partie de certains écosystèmes de la planète. Il s'agit pour l'essentiel d'un problème d'incertitude : nous ignorons fondamentalement en quoi pourraient consister ces pertes. Les efforts d'évaluation ne sont donc pas dénués d'importance mais ils ne sont pas à même de nous indiquer l'ampleur des changements « tolérables ». Qui plus est, si des décisions sont prises et qu'elles s'avèrent extrêmement coûteuses, il n'est guère possible de revenir en arrière. Enfin, si les écologistes ont raison et que les écosystèmes se caractérisent par des effets de seuil et d'autres non linéarités, leur perte pourrait, même s'ils sont de superficie modeste, avoir des conséquences non négligeables. La perte d'écosystèmes conjugue donc les caractéristiques suivantes :

- Effet « d'échelle » potentiellement important.
- Irréversibilité.
- Incertitude.

Les économistes savent de longue date que cette conjonction impose l'adoption d'une approche fondée sur le « principe de précaution » (voir par exemple Dasgupta, 1982). À ces caractéristiques, il nous faut en ajouter une autre :

- Rares sont les écosystèmes non perturbés par l'activité humaine.

L'importance de cette dernière remarque tient au fait que la planète ne dispose plus d'aucune « réserve » d'écosystèmes exclusivement soumis à des variations d'origine naturelle et vers lesquels il serait possible de se tourner pour obtenir des informations génétiques ou autres. En effet, les informations accumulées pendant des millions et des millions d'années d'évolution se trouvent menacées. On ne sait par ailleurs quel est l'impact exercé sur ces écosystèmes par l'intervention humaine. Celle-ci peut en effet paraître laisser « intact » l'écosystème, par exemple du point de vue de son étendue géographique, mais elle peut modifier sa composition sous l'angle des espèces. Une telle intervention a en particulier fréquemment pour effet de réduire la *diversité* de l'écosystème. Il est souvent fait valoir que la productivité d'un écosystème – c'est-à-dire la quantité de biomasse générée en son sein – dépend de cette diversité et que sa résilience aux chocs et aux stress en est également tributaire (Tilman et Polasky, n.d.). Pour ce qui est

de l'évaluation des écosystèmes, il s'ensuit que l'objectif d'en maximiser la valeur économique pourrait être mieux atteint si au lieu de se contenter de les « préserver » on veillait en outre à en assurer la diversité. Tout comme une « fonction de production », les écosystèmes peuvent ne pas générer en l'état où ils se trouvent une valeur économique maximale. La « valeur des écosystèmes » pourrait sans doute être maximisée s'ils n'étaient perturbés par les êtres humains et s'ils étaient laissés au seul jeu des variations naturelles. Mais compte tenu que la quasi totalité des écosystèmes sont désormais perturbés, il est probable que les services qu'ils offrent présentent un haut degré d'« inefficience » potentielle. Dans le cadre de l'estimation de la valeur, il faut prendre soin d'évaluer les potentialités plutôt que la productivité effective.

12.6. Analyse coûts-bénéfices et principe de précaution

Il a été observé au chapitre 10 qu'il existe deux manières de mener une ACB. La première – la plus couramment utilisée – s'applique aux cas de faible incertitude ou lorsque celle-ci est telle que la décision appropriée pourrait être prise sur la base des valeurs escomptées. La seconde tient davantage compte de l'incertitude et prend expressément en considération l'irréversibilité, soit que les fonds engagés ne puissent être « désengagés », soit que d'autres effets de la politique considérée ne puissent être inversés (voire pour l'une et l'autre raisons). Elle correspond à l'approche de l'ACB dite des « options réelles ». Cette approche accorde une attention considérable à la possibilité d'en apprendre davantage et donc de réduire l'incertitude en reportant les décisions irréversibles. Il paraît clair que tout le problème de l'évolution des écosystèmes peut être appréhendé au moyen de cette approche : il existe une incertitude, une irréversibilité et une grande probabilité d'en apprendre davantage grâce aux progrès scientifiques qui permettent une meilleure compréhension du mode de fonctionnement des écosystèmes et de leur comportement. C'est en ce sens que l'approche des options réelles donne un contenu rigoureux à une notion telle que « le principe de précaution ». Cette interprétation du principe de précaution imposerait certes de faire preuve d'une bien plus grande circonspection lors des prises de décisions susceptibles d'entraîner la perte d'écosystèmes, mais il n'en serait pas moins nécessaire de tenir compte des coûts et des avantages.

Une autre approche, celle des « normes minimales de sécurité », peut également prétendre donner corps au principe de précaution (Ciriacy-Wantrup, 1968; Bishop, 1978). Elle s'opposerait à la conversion ou à la perte d'écosystèmes à moins que les coûts d'opportunité – c'est-à-dire la valeur du « développement » auquel il faudrait renoncer – ne soient intolérablement élevés. Cette approche renverse de fait la « charge de la preuve » dans la mesure où elle n'affirme plus que le développement est justifié sauf si les coûts pour l'environnement s'avèrent très élevés mais présume que la conservation constitue l'option appropriée à moins que ses coûts d'opportunité ne soient très importants. Il n'est toutefois pas aisé de déterminer ce que l'on entend par « coûts intolérables ». Ceux-ci pourraient de fait être définis dans le cadre d'un processus politique, en fonction de quelque niveau de référence abstrait – tel qu'un certain pourcentage du PNB – ou encore au moyen d'un indicateur plus tranché – c'est-à-dire en se demandant si renoncer au développement génèrerait de graves difficultés ou une situation d'extrême pauvreté.

D'autres enfin soutiennent que le principe de précaution a les mêmes effets que celui de durabilité forte examiné au chapitre 16. Pour donner dès à présent une idée de ce concept, disons que celui-ci impose qu'aucune nouvelle dégradation ou perte d'écosystèmes ne soient tolérées. À l'extrême, il peut aller jusqu'à interdire qu'aucun

écosystème existant soit dégradé. Sous une forme moins radicale, il préconiserait que toute perte soit compensée par la création d'un actif similaire.

Le « principe de précaution » pourrait donc être intégré de diverses manières dans le processus de décision :

- Sous la forme d'une contrainte de durabilité forte. L'ACB demeurerait alors valable mais uniquement dans les limites imposées par cette dernière – voir le chapitre 16.
- Sous la forme de normes minimales de sécurité. Il est en l'occurrence toujours tenu compte des coûts et des bénéfices mais une « prime » non négligeable est de fait attribuée aux bénéfices de la conservation des écosystèmes. Autrement dit, le ratio bénéfices-coûts doit être bien supérieur à un pour aboutir à une décision entraînant la dégradation ou la perte d'écosystèmes.
- Sous la forme d'une approche prenant en considération la valeur d'option. La valeur du projet de développement doit alors être diminuée du montant des coûts potentiels imposés par le renoncement à la possibilité d'attendre de réunir un plus grand nombre d'informations sur les bénéfices de la conservation.

12.7. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs

Les recherches relatives à la valeur des services procurés par les écosystèmes se sont développées à tel point que des efforts sont actuellement mis en œuvre en vue d'estimer la valeur économique totale d'une modification des écosystèmes. Ces efforts doivent être distingués de ceux qui s'attachent à évaluer de façon bien malavisée l'« ensemble » des écosystèmes. Les problèmes que pose l'évaluation des variations subies par les biens et services procurés par les écosystèmes résultent des interactions qui existent entre les produits générés par ceux-ci ainsi que d'une incertitude souvent considérable quant au fonctionnement interne des écosystèmes et à leur contribution au maintien de la vie. De considérables efforts ont été déployés pour évaluer certains services tels que la fourniture d'informations génétiques pour les besoins de l'industrie pharmaceutique. Mais les travaux consacrés à ce sujet n'en demeurent pas moins à un stade initial et ne traitent pas des interactions entre les biens et services fournis par les écosystèmes.

Dès lors que l'on reconnaît que le fonctionnement des écosystèmes peut se caractériser par une grande incertitude, une certaine irréversibilité et des non linéarités qui risquent d'entraîner d'importants effets négatifs à la suite de la perte ou de la dégradation d'écosystèmes, il s'agit de savoir quelle attitude adopter face à la conjonction de telles caractéristiques. Pour répondre en peu de mots à une telle question, disons que le processus de décision doit alors privilégier le principe de précaution. Quant au point de savoir ce que devrait exactement recouvrir ce dernier, il constitue lui-même une autre source de controverses. Nous suggérons ici que l'approche des options réelles (chapitre 10), celle des normes minimales de sécurité, ou encore celle fondée sur le principe de durabilité forte (chapitre 16) pourraient toutes être envisagées.

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

ISBN 978-92-64-01006-2
Analyse coûts-bénéfices et environnement
Développements récents
© OCDE 2006

Chapitre 13

Actualisation

Les critiques adressées à l'ACB se sont souvent focalisées sur l'application de « taux d'actualisation » positifs, du fait qu'une moindre importance est ainsi accordée au futur qu'au présent. Ce chapitre montre comment les taux d'actualisation ont généralement été déterminés par le passé et pose la question de savoir si un taux *d'actualisation constant serait justifié. L'utilisation de taux d'actualisation négatifs peut non seulement être observée dans la pratique mais trouve également diverses justifications théoriques. Ces justifications sont axées sur l'incertitude quant au taux d'actualisation lui-même et quant au devenir de l'économie, ainsi que sur des préceptes éthiques qui exigent qu'une plus grande importance ne soit pas accordée au présent qu'au futur, ni* vice versa. *Les taux d'actualisation variables dans le temps ont pour effet d'accorder un plus grand poids aux impacts futurs et ce phénomène risque d'avoir des conséquences particulièrement graves en ce qui concerne les impacts environnementaux tels que le réchauffement planétaire et la perte de biodiversité.*

13.1. Introduction

Rares sont les aspects de l'ACB qui suscitent davantage de controverses que l'application de taux d'actualisation. L'actualisation consiste à assigner un coefficient de pondération plus faible à une unité de bénéfices ou de coûts si elle est enregistrée dans le futur que si elle l'est au moment présent. Le coefficient de pondération attaché à ces bénéfices ou à ces coûts est d'autant plus faible qu'ils se produiront à une date éloignée dans le futur. Il est relativement aisé d'illustrer le dilemme moral que pose l'actualisation. Soit w_t le coefficient de pondération d'un gain ou d'une perte ayant lieu au cours d'une année future t. L'actualisation implique que $w_t < 1$. Elle suppose en outre que le coefficient de pondération soit moins élevé pour la 50e année que pour la 40e. La formule d'actualisation est dès lors la suivante :

$$w_t = \frac{1}{(1+s)^t}$$

L'examen de cette équation montre qu'il s'agit tout simplement là de la formule de calcul des intérêts composés inversée. C'est pourquoi cette approche est souvent dénommée « actualisation exponentielle ». Le coefficient de pondération w_t est le *coefficient d'actualisation* et s le *taux d'actualisation*. Il importe de distinguer les deux, comme nous le verrons. Le coefficient d'actualisation est souvent représenté par une fraction, et le taux d'actualisation par un pourcentage. Ainsi, si s = 4 %, le coefficient d'actualisation pour la 50e année serait donc le suivant :

$$w_{50} = \frac{1}{(1.04)^{50}} = 0.14$$

En pratique, cela revient à dire que la valeur d'un gain ou d'une perte enregistrés dans 50 ans ne représenterait plus que 14 % de leur valeur actuelle. Un exemple numérique permet d'illustrer la prétendue « tyrannie » de l'actualisation. Si l'on s'en tient à ce taux d'actualisation de 4 %, la valeur des dommages environnementaux enregistrés dans 100 ans ne représenterait qu'un cinquantième de la valeur qui leur serait attribuée s'ils se produisaient aujourd'hui. Imaginons des coûts de 1 milliard de GBP dans 100 ans. Après actualisation, la valeur de cette perte ne compterait plus que pour 20 millions de GBP dans une analyse des coûts et des bénéfices de la prévention des dommages environnementaux. L'actualisation s'avère incompatible avec la lettre et l'esprit du « développement durable » – c'est-à-dire avec des modes de développement économique et social qui tiennent bien plus compte des besoins des générations futures que cela n'a été le cas jusqu'ici.

Le problème examiné par un certain nombre d'analyses récentes de l'actualisation est donc le suivant : compte tenu que l'actualisation paraît reposer sur des fondements théoriques extrêmement solides, comment faire pour lever les objections morales que suscite son application pratique? Une première réponse pourrait bien entendu consister à affirmer qu'il faut passer outre ces objections morales. En d'autres termes, la rationalité de l'actualisation serait moralement supérieure aux objections relatives à la justice et à

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

l'équité entre les générations. Cette façon de voir aurait la faveur de certains économistes. Une autre possibilité serait d'affirmer que l'actualisation est tout simplement incompatible avec ces préoccupations morales. Si celles-ci ont une valeur morale supérieure, il faut renoncer à l'actualisation. Ce point de vue serait celui d'un grand nombre de philosophes et également de certains économistes (par exemple Broome, 1992). Cependant, comme nous le verrons ultérieurement, « s'abstenir d'actualiser » revient à appliquer un taux d'actualisation de 0 %, ce qui ne va pas sans soulever d'autres problèmes. Ce chapitre vise principalement à proposer une « solution de moyen terme », c'est-à-dire une approche qui est (fondamentalement) compatible avec les fondements théoriques de l'ACB mais qui réduit grandement la « tyrannie » de l'actualisation. Pour l'essentiel, dans cette approche, le coefficient de pondération w_t n'est plus fonction d'un taux d'actualisation s *constant*, s variant au contraire de façon inversement proportionnelle à t. s devient donc un « taux d'actualisation décroissant dans le temps ».

13.2. Taux d'actualisation égal à zéro

« S'abstenir d'actualiser » revient à appliquer un taux d'actualisation égal à zéro. Pour reprendre les termes de la formule d'actualisation, si s = 0, $w_t = 1$ et tous les individus sont « égaux » qu'ils appartiennent aux générations actuelles ou à celles à venir. Cette conclusion n'aurait guère d'incidence sur le débat si l'utilisation d'un taux d'actualisation égal à zéro n'avait certaines conséquences extrêmement déconcertantes. La première d'entre elles va de soi. L'application d'un taux d'actualisation égal à zéro signifie que nous accordons autant d'importance au bien-être d'un individu qu'il vive aujourd'hui, dans cent ans, dans mille ans ou dans un million d'années. Il semble à tout le moins légitime de se poser la question suivante : nous soucions-nous *réellement* du bien-être d'un individu dans un million d'années (nous savons déjà que ce n'est pas le cas), et *devrions-nous* nous en préoccuper ? Si la réponse est « oui », l'application d'un taux d'actualisation égal à zéro est moralement justifiée. Si la réponse est « non », elle ne l'est pas.

Un argument plus complexe amène à écarter l'application d'un taux d'actualisation égal à zéro. Tant que les taux d'intérêt demeurent positifs, l'application d'un tel taux d'actualisation implique que dans certaines situations les générations actuelles réduisent leur revenu à un niveau tout juste suffisant pour assurer leur subsistance afin de préserver les intérêts de celles à venir. L'épargne des générations actuelles doit être d'autant plus élevée que le taux d'actualisation est proche de zéro. L'importance accordée à la consommation future est d'autant plus grande que le taux d'actualisation est faible, ce qui suppose un plus fort taux d'épargne et d'investissement pour la génération actuelle. Par conséquent, bien que la réduction du taux d'actualisation paraisse se préoccuper du bien-être des générations futures, elle implique des sacrifices de plus en plus lourds en termes de bien-être pour les générations actuelles. Koopmans (1965) a de fait montré que, pour faible que soit le niveau de consommation actuel, il serait toujours possible d'en justifier une réduction par le souci d'accroître celui des générations futures. La logique est ici la suivante : les générations futures seront par définition nombreuses, de sorte que quelle que soit l'augmentation du taux d'épargne actuel et quels que soient les coûts supportés par les générations présentes, les gains futurs ne pourront qu'être nettement supérieurs aux pertes supportées aujourd'hui sous la forme d'une diminution de la consommation. L'application d'un taux d'actualisation égal à zéro a pour effet d'appauvrir la génération actuelle (Olson et Bailey, 1981). Cette conclusion est bien entendu valable pour toutes les générations successives, si bien que chacune d'entre elles se serait appauvrie pour

accroître le bien-être de la suivante. Le critère de Rawls (Rawls, 1972) – en vertu duquel nous devrions nous efforcer de maximiser le bien-être des individus les plus pauvres de la société – amènerait à écarter une telle politique consistant à imposer un sacrifice aux générations actuelles, dans la mesure où ce sacrifice serait supporté par les générations les plus pauvres. L'application d'un taux d'actualisation égal à zéro a donc elle-même des conséquences éthiques que bien peu jugeraient réconfortantes ou acceptables. « S'abstenir d'actualiser » ne peut donc être une réponse au dilemme de l'actualisation.

13.3. Taux décroissant dans le temps : une justification pratique

Le jugement de valeur qui impose que les préférences individuelles soient prises en considération constitue le fondement logique de l'ACB (voir le chapitre 2). Une façon d'aborder la controverse concernant le taux d'actualisation consiste dès lors tout simplement à déterminer comment les individus actualisent le futur et à adopter le système de pondération, quel qu'il soit, mis en évidence par cette observation empirique. L'approche classique de l'actualisation part de l'hypothèse que les individus appliquent un taux d'actualisation « constant ». Mais jusqu'à une date récente, rares ont été les études qui ont tenté de déterminer comment les individus actualisent *effectivement* le futur. Ils étaient auparavant tout simplement *présumés* adopter des comportements compatibles avec la formule d'actualisation précédemment indiquée. Le fait que l'hypothèse d'un taux d'actualisation constant ait été formulée s'explique par de bonnes raisons qui ont trait à un problème complexe de « cohérence temporelle dynamique » que nous aborderons bientôt. Rien toutefois dans cette hypothèse n'implique que les individus agissent vraiment de la sorte. On dispose désormais de très nombreux indices qui donnent à penser que les individus ne se comportent pas comme si leurs taux d'actualisation étaient constants (Frederick *et al.* 2002). Ils ont plutôt recours à des formules d'actualisation que nous qualifierons d'« hyperboliques » (pour les distinguer de notre première équation ci-dessus, de forme exponentielle). Pour simplifier, les taux d'actualisation appliqués par les individus décroissent probablement avec le temps. On dit qu'ils « varient dans le temps ». Il nous faut dès lors remplacer dans la précédente équation « s » par s_t afin d'indiquer que la valeur de s variera en fonction de la période de temps considérée. Qui plus est, s sera d'autant plus faible que t sera élevé.

Il faut certes reconnaître que les données d'observation ne sont guère abondantes, mais l'actualisation hyperbolique n'en constitue pas moins une découverte empirique, puisqu'elle rend compte du comportement effectif des individus. Pour autant qu'elle reflète les préférences, l'actualisation hyperbolique pourrait à bon droit être utilisée dans le cadre de l'évaluation des politiques et des investissements. Elle a généralement pour effet d'accroître le taux d'actualisation initial par rapport au taux exponentiel (c'est-à-dire à la valeur constante de s) puis d'en faire diminuer la valeur relative les années suivantes. En observant comment les individus choisissent entre plusieurs options dont la mise en œuvre est prévue dans des périodes futures différentes, il est possible d'estimer le rythme auquel ces taux décroissent. Bien entendu, le taux social d'actualisation est un concept *normatif* : il nous indique ce que nous devons faire. Le fait d'établir une règle normative à partir d'une observation empirique est contraire à la loi de David Hume selon laquelle « ce qui devrait être » ne peut être déduit de « ce qui est ». Toutefois, si le comportement des individus (c'est-à-dire « ce qui est ») reflète leurs préférences et que celles-ci doivent être prises en considération, ce qui est influe dès lors sur ce qui devrait être.

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

13.4. Taux décroissant dans le temps : une justification théorique fondée sur l'incertitude quant aux taux d'intérêt

Weitzman (1998, 1999) et Gollier (2002) ont apporté des justifications différentes mais néanmoins apparentées à l'application de taux d'actualisation décroissant dans le temps. Bien que le détail de ces approches devienne vite extrêmement complexe, il est possible de se faire une certaine idée de la révolution qui s'en est suivie quant à la manière de concevoir l'actualisation. Pour Weitzman comme pour Gollier, tout découle de la façon dont nous traitons l'incertitude concernant le futur. Pour Weitzman, celle-ci prend la forme d'une incertitude pour ce qui est des taux d'intérêt futurs. Pour Gollier, elle a trait à l'évolution de l'économie.

Les taux d'intérêt fournissent une estimation de la valeur relative du futur par rapport au présent. De telles estimations de la valeur relative sont toutefois incertaines. D'un point de vue formel, cela se traduit par un manque de certitude quant aux coefficients de pondération qui doivent être attachés aux périodes à venir. Une approche de l'incertitude consiste à établir une moyenne pondérée en fonction des probabilités (c'est-à-dire une valeur espérée) des coefficients de pondération qui seraient vraisemblablement appliqués. Mais nous avons vu ci-dessus que les coefficients de pondération sont égaux aux *coefficients* d'actualisation w_t. Il ne nous faudrait donc plus calculer la moyenne des *taux* d'actualisation futurs qui seraient vraisemblablement appliqués mais celle des *coefficients* d'actualisation probables. Contre toute attente, ce processus aboutit à des *taux* d'actualisation décroissant dans le temps. Un exemple numérique en offre une illustration – voir le tableau 13.1.

Le tableau 13.1 présente dix scénarios potentiels, chacun d'eux ayant une probabilité identique de se produire : $p_1 = p_2 = \ldots = p_{10} = 0.1$. Considérons la première cellule, où t = 10 et où le taux d'actualisation est de 1 %. Le coefficient d'actualisation correspondant est de 0.9053, arrondi à 0.91 au tableau 13.1. Le calcul des coefficients d'actualisation appropriés pour l'ensemble des taux d'actualisation et des périodes de temps permet d'obtenir les autres données qui apparaissent dans le corps du tableau. Établissons à présent la moyenne de ces *coefficients* d'actualisation pour chacune des périodes de temps. Étant donné que nous avons supposé que les différents scénarios ont une même probabilité de se produire, une moyenne simple permet par exemple de parvenir à une valeur de 0.61 pour la colonne t = 10. Cette valeur d 0.61 est ce que Weitzman appelle le « coefficient d'actualisation en équivalent-certain ». Il convient de noter que celui-ci diminue à mesure que t augmente. Nous voulons à présent obtenir le *taux* d'actualisation correspondant au coefficient d'actualisation moyen, taux qui est indiqué à la dernière ligne du tableau 13.1. Ainsi, pour t = 10, nous obtiendrions un « taux d'actualisation en équivalent-certain », s*, à partir de l'équation suivante :

$$\frac{1}{(1+s^*)^{10}} = 0.61$$

d'où il résulte que s* est égal à 4,73 %. Il est aisé de constater que le taux d'actualisation en équivalent-certain correspond approximativement au plus bas des taux d'actualisation des dix scénarios envisagés, à savoir 1 %. Il tombe à 1.16 % au bout de 200 ans et à 1.01 % au bout de 500 ans. Tel est le principal résultat obtenu par Weitzman : à la limite, à mesure que t tend vers l'infini, le taux d'actualisation se rapproche du plus faible taux d'actualisation possible, en l'occurrence 1 %.

Tableau 13.1. **Exemple numérique du « taux d'actualisation en équivalent-certain » décroissant de Weitzman**

Scénarios en matière de taux d'intérêt	Coefficient d'actualisation à la période *t*				
	10	50	100	200	500
1 %	0.91	0.61	0.37	0.14	0.01
2 %	0.82	0.37	0.14	0.02	0.00
3 %	0.74	0.23	0.05	0.00	0.00
4 %	0.68	0.14	0.02	0.00	0.00
5 %	0.61	0.09	0.01	0.00	0.00
6 %	0.56	0.05	0.00	0.00	0.00
7 %	0.51	0.03	0.00	0.00	0.00
8 %	0.46	0.02	0.00	0.00	0.00
9 %	0.42	0.01	0.00	0.00	0.00
10 %	0.39	0.01	0.00	0.00	0.00
Coefficient d'actualisation en équivalent-certain	0.61	0.16	0.06	0.02	0.00
Taux d'actualisation en équivalent-certain	4.73 %	2.54 %	1.61 %	1.16 %	1.01 %

Source : Adapté de Pearce *et al.* (2003).

13.5. Taux décroissant dans le temps : une justification théorique fondée sur l'incertitude quant à l'évolution de l'économie

Le résultat obtenu par Weitzman découle de l'hypothèse extrêmement raisonnable que nous n'avons aucune certitude quant à l'avenir. Dans l'exemple qu'il propose, ce sont les taux d'intérêt eux-mêmes qui sont incertains. Gollier (2002) traite pour sa part de l'incertitude quant à l'évolution future de l'économie dans son ensemble. Les travaux de Gollier sont complexes et leurs résultats dépendent de divers facteurs dont certains ne pourront sans doute jamais être estimés dans la pratique. Partons de la façon dont la théorie de l'actualisation sociale est « normalement » présentée pour en exposer la principale conclusion.

La notion de taux social d'actualisation est d'ordinaire décrite au moyen de l'équation suivante, dite équation de Ramsey (d'après Ramsey, 1928) :

$$s = \rho + \mu . g$$

Le taux social d'actualisation s est égal à la somme de deux facteurs : ρ qui est le taux « pur » de préférence temporelle, lequel reflète l'impatience des individus, et le produit de μ – qui est expliqué ci-après – par g, c'est-à-dire par le taux de croissance de la consommation future (par habitant). μ représente l'élasticité de l'utilité marginale de la consommation, c'est-à-dire la variation en pourcentage du bien-être entraînée par une variation en pourcentage de la consommation (ou du revenu). Nous percevons bien de manière intuitive que μ exprime l'aversion des individus à l'égard des fluctuations du niveau de leurs revenus. Bien que la valeur de μ fasse l'objet d'un vaste débat, de récentes études donnent à penser qu'elle est sans doute proche de 1.0 (Cowell et Gardiner, 1999). Il convient de noter que μg renvoie à une idée intuitive simple : les individus seront (presque certainement) plus riches dans le futur et l'« utilité » qu'ils attacheront à un dollar supplémentaire de revenu sera probablement inférieure à celle qu'ils attribuent à ce même dollar aujourd'hui. L'actualisation est donc justifiée par le simple fait que les individus seront dans le futur plus prospères qu'aujourd'hui.

Il est par ailleurs notoire que les taux d'impatience sont difficiles à estimer, mais de récents travaux donnent à penser que leur valeur maximale pourrait être de 0.5 % (Pears et

Ulph, 1999). Si bien que l'équation de Ramsey suggère par exemple que, pour une économie enregistrant une croissance de 2 % par an, le taux d'actualisation pourrait être de 2.5 %. Elle ne nous fournit par contre aucune information sur les effets du type d'incertitude auquel se sont intéressés Gollier (et Weitzman). Gollier montre que, dès lors que nous admettons que le revenu futur est incertain, deux effets se font sentir, au lieu du seul effet indiqué par μ dans l'équation de Ramsey. S'il est vrai que μ rend compte de l'aversion des individus à l'égard de l'incertitude quant aux revenus futurs (*effet de patrimoine*), l'équation ne prend par contre pas en considération un second effet, à savoir la constitution d'une épargne de précaution. Lorsque les individus ne sont pas certains de leurs revenus futurs ils « épargnent en prévision des temps difficiles », c'est ce phénomène que Gollier appelle *effet de prudence*. Gollier montre que cet effet de prudence entraîne une réduction du taux d'actualisation, alors que celui-ci est d'autant plus élevé que la valeur de μ est forte. Deux effets concurrents exercent donc une influence sur le taux global d'actualisation : le désir d'« atténuer » les fluctuations des revenus, et l'attitude à l'égard du risque.

Lorsque les taux de croissance économique sont comparables quelle que soit la période considérée, le caractère décroissant du taux social d'actualisation optimal s'explique bien davantage par les préférences individuelles au sein de l'économie que par les perspectives de croissance de celle-ci. Gollier détermine dans quelles conditions le taux d'actualisation diminue eu égard à différentes hypothèses concernant la probabilité d'une récession économique (croissance négative). En l'absence de tout risque de récession, le taux d'actualisation diminue du fait que les individus montrent une aversion relative décroissante à l'égard du risque à mesure que leur patrimoine s'accroît. De nombreuses études ont mis en évidence des données empiriques qui tendent à montrer que les individus ont effectivement de telles préférences. La part du patrimoine investie dans des actifs risqués est ainsi fonction croissante du revenu dans la plupart des pays développés. Ces observations ne suffisent toutefois pas à prouver que ce résultat demeure valable lorsqu'il existe un risque de récession. À vrai dire, les conditions requises en matière de préférences individuelles pour que l'économie affiche des taux d'actualisation décroissant dans le temps deviennent de plus en plus complexes, non intuitives, et difficiles à vérifier de façon empirique.

L'effet de patrimoine et l'effet de prudence agissent en sens opposé sur le taux d'actualisation. Lorsque les individus au sein de l'économie font preuve de prudence (c'est-à-dire si leur réponse à l'incertitude consiste à épargner davantage), l'effet de patrimoine se trouve contrebalancé et il s'ensuit une diminution du taux d'actualisation optimal. Gollier (2002) fait valoir que, compte tenu du caractère incertain de la croissance, le taux d'actualisation à long terme devrait diminuer en raison des effets cumulés du risque dans le temps. Il préconise en outre d'utiliser le taux appliqué en l'absence de tout risque aux situations à moyen terme (à savoir 5 % dans le cas de la France), lequel tombe à 1.5 % pour les coûts et les avantages enregistrés à très long terme, par exemple dans 200 ans.

13.6. Choix sociaux et taux d'actualisation décroissant dans le temps

Une troisième approche des taux décroissant dans le temps découle de l'analyse des problèmes de « tyrannie » en termes de « choix sociaux ». Cette approche affirme tout simplement qu'une telle tyrannie n'est pas acceptable et que la fixation des taux d'actualisation doit s'appuyer sur des axiomes spécifiques qui la rendent impossible. Malgré des approches différentes, les contributions de Chichilnisky (1996) et de Li et Löfgren (2000) montrent qu'un taux d'actualisation décroissant (et plus précisément le

terme ρ dans l'équation de Ramsey ci-dessus) est compatible avec la règle selon laquelle les générations actuelles doivent toujours prendre en compte le bien-être de celles à venir, et *vice versa*. Autrement dit, aucune génération ne doit « imposer sa dictature » à une autre. Dans l'approche de Chichilnisky, les décideurs actuels ont un double objectif : maximiser la valeur espérée des avantages nets et respecter une contrainte de « durabilité » qui leur impose de fait de prendre en considération le bien-être des générations futures. L'approche de Li et Löfgren suppose que la société se compose de deux individus, un utilitariste et un écologiste, chacun d'eux prenant des décisions concernant l'affectation intertemporelle des ressources. La grande différence entre ces deux décideurs tient au fait qu'ils sont présumés utiliser des taux différents pour actualiser les utilités futures, l'utilitariste appliquant un taux d'actualisation supérieur à celui de l'écologiste, lequel pourrait par exemple être égal à zéro. Dans ce contexte, le taux d'actualisation décroissant dans le temps résulte des facteurs suivants : *a)* l'utilisation de deux taux d'actualisation différents et *b)* les coefficients de pondération respectivement attachés à l'écologiste et à l'utilitariste en fonction de la capacité de chacun d'eux à influer sur l'issue finale. Comme dans le cas des résultats obtenus par Weitzman, le taux d'actualisation à long terme pour l'ensemble de la société tend à se rapprocher du taux d'actualisation le plus faible utilisé par les différentes parties, en l'occurrence celui de l'écologiste.

13.7. Problème de l'incohérence temporelle

Les principales avancées enregistrées par la théorie de l'actualisation peuvent être aisément résumées. Une fois prise en compte l'incertitude quant au futur – qu'elle concerne les taux d'intérêt ou les perspectives économiques – il existe des cas concrets où il convient que les pouvoirs publics aient recours à un taux social d'actualisation décroissant dans le temps pour évaluer les investissements et les politiques. Les taux d'actualisation variables dans le temps sont non seulement justifiés d'un point de vue théorique mais leur application pratique contribue en outre pour une grande part à surmonter la « tyrannie » de l'actualisation si largement constatée par les philosophes et les écologistes. Ces taux posent toutefois eux-mêmes un certain nombre de problèmes dont le principal est celui de l'« incohérence temporelle ».

L'incohérence temporelle, ou « incongruence », renvoie aux cas où les projets élaborés à un moment donné sont contredits par les comportements ultérieurs. La découverte de cette possibilité est d'ordinaire portée au crédit de Strotz (1956). La cohérence temporelle exige que la génération *A* adopte une certaine ligne de conduite et que la génération *B* s'y conforme. Autrement dit, la génération *B* ne doit pas remettre en cause les projets de la génération *A*. Si par contre les projets de la génération *A* sont remis en question par la génération *B*, la génération *A* n'aura pas adopté un comportement optimal – ses projets pour la génération *B* s'étant avérés erronés. Par conséquent, à peine les taux d'actualisation décroissant dans le temps ont-ils résolu le problème de la « tyrannie » qu'ils en créent un autre.

Mais quel est le degré de gravité de l'incohérence temporelle ? Henderson et Bateman (1995) considèrent que la variation dans le temps du taux d'actualisation est un phénomène légitime. D'après eux, les individus n'ont pas une perception absolue mais relative du temps. La remise en cause et la réévaluation des projets au fil du temps sont compatibles avec les résultats des études psychologiques et comportementales, ainsi qu'avec le jugement de valeur qui veut que l'actualisation reflète les préférences effectives des individus. Si nous ne pouvons nous attendre à ce que les individus se comportent de

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

façon cohérente, nous ne pouvons l'exiger des sociétés – la théorie générale de l'agrégation des préférences montre en effet que les sociétés ne respectent généralement pas des critères de rationalité aussi stricts que les individus. Heal (1998) affirme que, du point de vue des choix sociaux, l'exigence de cohérence temporelle est « tout à fait contre nature ».

À moins que les pouvoirs publics ne puissent s'engager une fois pour toutes à s'en tenir à une certaine ligne de conduite, les acteurs du secteur privé escompteront qu'ils « ré-optimisent » leur action à une date ultérieure. Autrement dit, les acteurs du secteur privé s'attendent à ce que les pouvoirs publics s'écartent de la ligne de conduite initialement fixée même si l'économie n'est touchée par aucun choc externe. Face à une telle incohérence dynamique, les pouvoirs publics n'ayant pris aucun engagement peuvent formuler leurs politiques de façon « naïve » ou « sophistiquée ». Les pouvoirs publics « naïfs » se comportent comme s'ils ignoraient l'incohérence temporelle de leurs préférences, alors que les « sophistiqués » en sont conscients. Aucune des deux situations n'est satisfaisante. Les pouvoirs publics « sophistiqués » prennent en compte le fait que les acteurs privés anticiperont leur propension à s'écarter de leur ligne de conduite optimale (qu'ils se sont engagés à appliquer), et ils doivent par conséquent formuler des politiques non optimales. Ils adoptent en d'autres termes une ligne de conduite qui constitue la meilleure réponse aux meilleures réponses successivement mises en œuvre par les gouvernements antérieurs. Pour les pouvoirs publics « naïfs », qui vont de l'avant sans se soucier de l'incohérence dynamique de leur action, les conséquences pourraient être particulièrement graves. Hepburn (2003) montre ainsi que les pouvoirs publics naïfs qui appliquent un taux d'actualisation hyperbolique (décroissant) pour assurer la gestion d'une ressource renouvelable peuvent involontairement provoquer la disparition de cette ressource. L'incohérence temporelle ne semble donc pas sans conséquences.

Ce problème ne peut être aisément résolu. Heal (1998) démontre que presque tous les types de taux d'actualisation décroissant aboutissent à une incohérence temporelle, de sorte qu'il n'est pas aisé de tourner la difficulté. L'incohérence dynamique inhérente aux taux d'actualisation décroissants pourrait toutefois ne pas être dans la pratique bien plus préoccupante que les contradictions et les réorientations de l'action des pouvoirs publics provoquées par des chocs externes ou des revirements d'ordre politique. En dernier lieu, rares sont les politiques « optimales » dans l'absolu, si tant est qu'il y en ait.

13.8. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs

Les récents progrès en matière d'actualisation résultent pour une large part des débats sur la prétendue « tyrannie de l'actualisation » – l'actualisation trouvant sa justification théorique dans l'économie du bien-être qui sous-tend l'ACB mais ayant des conséquences que beaucoup jugent moralement inacceptables. Cette inacceptabilité découle du fait que les coûts et les bénéfices enregistrés dans un lointain avenir peuvent paraître avoir après actualisation des valeurs actuelles négligeables. Cela s'avère à son tour incompatible avec la notion d'équité intergénérationnelle. Les activités actuelles qui imposent d'importants coûts aux générations futures peuvent sembler insignifiantes dans une analyse coûts-bénéfices. L'ACB risque de même de dissuader de prendre aujourd'hui des initiatives susceptibles de bénéficier aux générations futures.

Le point faible de l'approche classique, qui suppose l'application d'un seul et même taux d'actualisation positif à toutes les périodes de temps, tient au fait qu'elle ne prend pas en considération l'incertitude quant au futur, pas plus qu'elle ne s'efforce de résoudre le

problème de la tyrannie. De plus, l'hypothèse d'un taux d'actualisation constant ne prétend pas être autre chose que ce qu'elle est, à savoir une hypothèse. Les moyens d'échapper au problème de la tyrannie s'appuient sur plusieurs approches :

- Il convient d'observer que les individus procèdent bien souvent (mais pas toujours) à une actualisation « hyperbolique », c'est-à-dire qu'ils appliquent de fait des taux d'actualisation décroissant dans le temps. Si le comportement des individus reflète leurs préférences et si on leur accorde une importance primordiale, l'adoption de taux d'actualisation décroissant dans le temps est justifiée.
- Il y a lieu de tenir compte de l'incertitude concernant les taux d'intérêt futurs : il est en l'occurrence possible de démontrer que l'incertitude quant aux coefficients de pondération temporelle – c'est-à-dire les *coefficients d'actualisation* – est compatible avec un *taux d'actualisation* en équivalent-certain décroissant dans le temps.
- Il faut plus généralement prendre en considération l'incertitude quant à l'évolution de l'économie : il est en l'occurrence possible de démontrer que des taux décroissant dans le temps peuvent apparaître si certaines conditions sont réunies.
- Le problème de la tyrannie se résume en fait à une question de choix sociaux dans le cadre de laquelle ni le présent ni l'avenir ne déterminent les résultats. On peut démontrer que l'adoption de principes éthiques raisonnables aboutit à des taux décroissant dans le temps.
- Du point de vue des approches fondées sur l'incertitude et les choix sociaux, les taux d'actualisation pourraient bien suivre un profil temporel très similaire à celui des taux à long terme et tendre à décroître pour se rapprocher du taux « le plus faible possible », en l'occurrence 1 %.

Il n'en demeure pas moins des problèmes de cohérence temporelle et certains experts en concluront que les taux d'actualisation décroissant dans le temps sont en tout état de cause inacceptables. D'autres feront valoir qu'il est parfaitement irréaliste de vouloir calculer un taux d'actualisation optimal en partant de l'hypothèse que les pouvoirs publics procèdent à une optimisation de leur action à long-terme sans jamais remettre en cause leur projet « optimal ».

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

ISBN 978-92-64-01006-2
Analyse coûts-bénéfices et environnement
Développements récents
© OCDE 2006

Chapitre 14

Évaluation des risques pour la santé et pour la vie[1]

Ces dernières décennies, l'estimation de la valeur économique attachée à la mortalité prématurée et à la morbidité a connu de grandes avancées sur le plan théorique et pratique. Le concept classique de « valeur d'une vie statistique » demeure valable mais a été remis en cause par des analyses qui ont montré que, dans les pays riches, les politiques de réduction des risques n'ont qu'une incidence modérée sur l'espérance de vie. Lorsque le décès n'est repoussé que de quelques semaines ou de quelques mois, la valeur d'une vie statistique peut ne pas être un instrument de mesure approprié. Il pourrait être préférable de se fonder sur la valeur d'une « année de vie ». Des études empiriques ont également donné une idée des facteurs qui déterminent l'évaluation des risques pour la vie : le revenu, le niveau de risque, l'âge et la latence ont été particulièrement étudiés. L'estimation de la valeur pose des problèmes particuliers dans le cas des enfants étant donné qu'ils ne peuvent exprimer leur consentement à payer pour une réduction des risques. Bien que dans une moindre mesure, l'étude de la valeur de la morbidité a également été entreprise, mais elle en est encore au stade de la collecte des données empiriques nécessaires.

14.1. Introduction : importance accordée aux effets sur la santé dans l'ACB

La politique de l'environnement exerce de diverses façons une incidence sur la santé humaine. Elle peut tout d'abord « sauver des vies », c'est-à-dire réduire la *mortalité* prématurée, en diminuant les risques environnementaux pour la vie. Elle peut par ailleurs améliorer l'état de santé de ceux qui souffrent d'une maladie telle qu'une affection respiratoire. Il s'agit d'un bénéfice du point de vue de la *morbidité*. Elle peut enfin réduire les facteurs de stress et de tension liés aux modes de vie et donc améliorer la *santé mentale*. L'économie de l'environnement s'est dans l'ensemble centrée sur les deux premiers types de bénéfices et n'a accordé que relativement peu d'attention au troisième, bien que certains aient pu faire valoir qu'il est généralement pris en compte dans le consentement à payer des individus pour réduire le stress – dû par exemple au bruit.

Une raison très importante de se centrer sur les bénéfices du point de vue de la santé humaine tient au fait qu'ils occupent souvent dans la pratique une place prépondérante dans les études coûts-bénéfices. Un examen des études de l'Union européenne concernant la pollution atmosphérique révèle que les bénéfices sur le plan de la santé représentent au moins un tiers et au plus près de 100 % de l'ensemble des bénéfices procurés par la lutte contre la pollution (Holland et Krewitt, 1996; AEA Technology, 1998a, 1998b, 1998c, 1998d, 1999; Krewitt *et al*., 1999; IVM, NILU et IIASA, 1997; Olsthoorn *et al*., 1999). Qui plus est, dans la plupart des cas, ces bénéfices sont considérablement supérieurs aux coûts de la lutte contre la pollution. Les bénéfices pour la santé se traduisent donc par des ratios bénéfices-coûts positifs. Cette constatation n'est pas uniquement valable pour l'Union européenne. Les évaluations *ex ante* et *ex post* de la loi sur la pureté de l'air effectuées par l'Agence américaine pour la protection de l'environnement ont mis en évidence des ratios bénéfices-coûts très élevés, de 44 par exemple en ce qui concerne l'estimation moyenne des avantages et des coûts (Agence américaine pour la protection de l'environnement, 1997; 1999). L'Agence juge en outre probable qu'ils soient sous-estimés. Les bénéfices pour la santé occupent par ailleurs une place prépondérante dans l'ensemble des bénéfices (dont ils constituent 99 % s'il est tenu compte des dommages au QI des enfants).

Si les bénéfices pour la santé occupent une place si importante dans l'analyse de la politique environnementale, il est essentiel que la théorie sous-jacente et les procédures empiriques appliquées soient pertinentes.

14.2. Évaluation des risques pour la vie : valeur d'une vie statistique (VVS)

La procédure d'évaluation des risques pour la vie, c'est-à-dire *des risques de mortalité*, s'est généralement appuyée sur l'estimation du consentement à payer pour en obtenir une diminution grâce à la mise en œuvre d'une politique ou d'un projet ou sur celle du consentement à recevoir une compensation pour tolérer des risques « supérieurs à la normale ». Les premières études ont fait appel aux techniques des préférences déclarées (voir les chapitres 8 et 9) et à l'approche fondée sur les comportements de prévention (voir le chapitre 7). Les plus récentes se sont fondées sur l'examen des primes de risque comprises

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

dans le salaire au moyen de la méthode des prix hédonistes (voir le chapitre 7). La procédure consiste à diviser la variation des risques en question par le CAP pour en obtenir une diminution, en vue de déterminer la « valeur d'une vie statistique » (VVS)[2]. L'ACB tend à prendre en compte tant les aspects objectifs que subjectifs des risques pour la vie. La procédure habituelle consiste donc à prendre une mesure « objective » des risques générés par la modification d'une variable environnementale telle que la pollution pour en tirer une *fonction dose-réponse* ou *exposition-réponse*. Cette fonction est utilisée pour estimer le nombre de décès prématurés, lequel est ensuite multiplié par la VVS pour obtenir une mesure globale des bénéfices.

L'annexe du présent chapitre montre la formule classique de calcul de la VVS dans le cas le plus simple. On aboutit à l'équation suivante :

$$VVS = \frac{dW}{dp} = 1 = \frac{u_a(W) - u_d(W)}{(1-p).u_a^{'}(W) + p.u_d^{'}(W)} \qquad [14.1]$$

où W est le patrimoine, p la probabilité de mourir au cours de la période actuelle (le « risque de référence »), (1-p) la probabilité de survivre à la période actuelle, u l'utilité, « a » la survie et « d » le décès. La fonction d'utilité u_d tient compte de la possibilité de léguer ses biens à autrui après le décès. Le numérateur correspond donc à la différence d'utilité entre la survie et le décès au cours de la période actuelle. Le dénominateur correspond quant à lui à l'utilité marginale du patrimoine (dont le revenu constitue généralement une mesure empirique) en cas de survie ou de décès. Les relations prévisibles entre la VVS, p, W et l'état de santé espéré en cas de survie sont analysées à l'annexe 14.A1. Une autre question potentiellement importante concerne l'âge de l'individu considéré ainsi que les risques liés à une exposition ayant lieu aujourd'hui mais dont les effets ne se feront sentir que dans un délai de T années (risques « latents »). Une fois encore, les relations théoriques prévisibles avec la VVS sont brièvement examinées à l'annexe 14.A1. L'effet d'« effroi » est étudié ultérieurement, car on est en droit de supposer que certains risques de décès (dont notamment ceux associés aux cancers) devraient bénéficier d'une « prime » par rapport à la VVS « normale ».

Le graphique 14.1 illustre le lien entre le CAP et les niveaux de risque. La VVS est un CAP *marginal* et le graphique 14.1 montre donc le consentement à payer marginal (CAPm) en fonction du niveau de risque. Lorsqu'il correspond à celui observé dans la situation de *statu quo*, ce dernier est généralement appelé niveau de risque initial ou de référence. Les politiques mises en œuvre visent d'ordinaire à *réduire* les risques si bien que, comme le montre le graphique 14.1, le CAPm est d'autant plus faible que le niveau de risque est bas et il s'accroît à mesure que ce dernier augmente.

Supposons que la politique mise en œuvre par les pouvoirs publics ramène le niveau de risque de P2 à P1 comme indiqué au graphique 14.1. On constate que le CAP pour cette réduction du risque correspond à la surface située sous la courbe du CAPm entre P2 et P1. Il convient de noter que le CAPm peut être relativement constant pour de faibles niveaux de risque (partie droite du schéma). De légères variations du niveau de risque initial (de référence) sont donc généralement supposés n'avoir que peu d'effet dans les études relatives à la VVS[3].

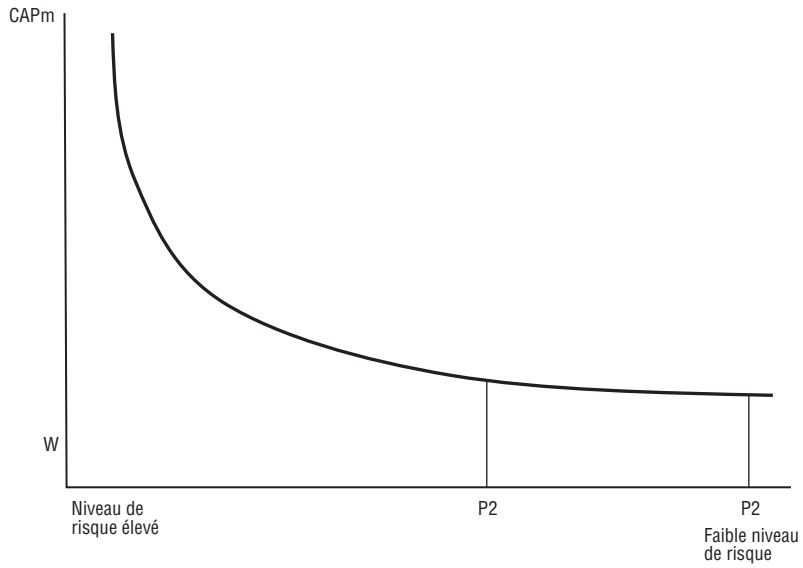
Supposons à présent qu'une politique offre la perspective d'une réduction des risques les faisant passer de 5 pour 10 000 à 3 pour 10 000, soit une variation de 2 pour 10 000 (Δr).

Supposons que le CAP moyen pour obtenir cette réduction des risques soit égal à 50 USD. La VVS est alors généralement calculée de la façon suivante :

$$\frac{CAP}{\Delta r} = \frac{50x10{,}000}{2} = 250\,000 \qquad [14.2]$$

La VVS serait dès lors égale à 250 000 USD.

Graphique 14.1. **Risque et consentement à payer**



On présume généralement que la qualité de la vie durant la période de survie a une incidence sur le CAP. Autrement dit, le CAP pour réduire les risques devrait être plus élevé si l'individu s'attend à être en bonne santé (abstraction faite des risques en question), et plus faible s'il craint d'être en mauvaise santé. L'équation implique que le CAP augmente en fonction du patrimoine étant donné que *a)* on suppose que l'utilité marginale du patrimoine est plus élevée en cas de survie que ne le serait celle d'un legs en cas de décès, et *b)* il existe une aversion à l'égard des risques financiers. Le premier de ces facteurs a pour effet que le numérateur croît en fonction du patrimoine.

L'équation ne fournit aucune information sur les *risques latents*, c'est-à-dire sur les situations où l'exposition n'entraîne le décès qu'à une date ultérieure. La procédure habituellement appliquée consiste en l'occurrence à examiner la réduction des risques au cours de la période future. À l'instar de Hammitt (2000), supposons que le risque soit de 1 pour 100 000, c'est-à-dire 0.00001, dans 20 ans. Admettons que l'individu soit prêt à acquitter une somme de 50 USD dans 20 ans pour obtenir une telle réduction du risque. Le CAP pertinent aujourd'hui est la valeur actualisée de 50 USD, soit environ 27 USD si l'on suppose un taux d'actualisation de 3 %. Ce chiffre doit lui-même être multiplié par la probabilité de survivre pendant les 20 prochaines années de sorte qu'au final la valeur actuelle du CAP sera inférieure à 27 USD. Il convient de noter que la VVS *future* est égale à 50/0.00001 USD = 5 millions d'USD.

De même, l'équation ne nous dit pas si le CAP (et donc la VVS) varie en fonction de l'âge. L'âge est généralement présumé avoir deux effets opposés : *a)* plus on vieillit, moins il reste d'années à vivre, si bien que le bénéfice procuré par une réduction des risques

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

actuels diminue et nous devrions donc nous attendre à ce que la VVS décroisse avec l'âge, et *b)* le coût d'opportunité des dépenses consenties pour réduire les risques diminue du fait de l'épargne accumulée, si bien que le CAP pour réduire les risques peut de fait augmenter avec l'âge.

Plusieurs débats sur ce thème ont eu lieu ces dernières années. Ils sont brièvement examinés ci-dessous et concernent :

- La façon dont la VVS varie en fonction varie en fonction des facteurs sous-jacents. Ces analyses s'efforcent dans une large mesure de vérifier la *validité* de la VVS. On devrait par exemple s'attendre à ce que le CAP pour réduire les risques satisfasse au test de sensibilité aux variations, le CAP étant d'autant plus élevé que les variations des risques sont fortes.
- La « taille » de la VVS.
- La pertinence de la VVS quelles que soient les situations de risque. Il a de façon générale fallu évaluer si la VVS calculée pour les accidents (et notamment pour ceux de la circulation ou du travail) s'applique également aux cas de pollution, et si cette notion devait ou non être remplacée par celle connexe de « valeur d'une année de vie » (VAV).

14.3. Sensibilité de la VVS aux niveaux de risque

Deux types de risque peuvent avoir une incidence sur la VVS. Le premier est le risque de base ou initial, c'est-à-dire celui de « mourir en tout état de cause ». Le second correspond à la variation du risque entraînée par la politique ou le projet envisagés, et qui donne d'ordinaire lieu au calcul de la VVS.

14.3.1. Risque de base

La plupart des études relatives à la VVS n'examinent pas la question du risque de base. La VVS est généralement calculée en ne tenant compte que du CAP pour une variation du risque et de l'ampleur de cette dernière (la VVS est fondamentalement égale au CAP divisé par la variation du risque). Il s'agit de savoir si le CAP ne pourrait pas être influencé par d'autres risques que cette équation simple ne prendrait pas en considération. Eeckhoudt et Hammitt (2001) ont étudié cette question. On pourrait s'attendre à ce qu'un « risque concurrent », c'est-à-dire quelque autre risque pour la vie indépendant de celui visé par la politique envisagée, ait pour conséquence de diminuer le CAP pour réduire ce dernier risque en raison de l'idée qu'il ne sert à rien de se tracasser. Autrement dit, le risque concurrent diminue la probabilité que l'individu bénéficie de la réduction du risque visé par la politique considérée. Mais cet effet sera en général très faible. Eeckhoudt et Hammitt (2001) prennent ainsi pour exemple un travailleur de sexe masculin âgé d'une quarantaine d'années demeurant aux États-Unis. Le risque de décès pour cette tranche d'âge est de 0.003, ce qui se traduit directement par une diminution de la VVS tout juste égale à 0.3 point de pourcentage. Les risques de mourir du fait de la pollution atmosphérique sont cependant plus grands pour les personnes âgées dont les risques de base sont déjà très importants, c'est-à-dire pour les individus exposés à un risque élevé de décès pour d'autres causes. L'idée qu'il ne sert à rien de se tracasser a dès lors des effets non négligeables.

Si cet effet est de grande ampleur, nous nous attendrions à ce qu'il soit mis en évidence par le CAP des individus exposés à des risques concurrents élevés, et notamment *a)* ceux qui sont de toute façon en mauvaise santé, et *b)* les personnes âgées. Les sections ci-dessous qui traitent des états de santé et de l'âge examinent dans quelle mesure les travaux empiriques déjà publiés font apparaître cet effet.

14.3.2. Risque visé par la politique mise en œuvre

La théorie de la VVS exige que le CAP varie directement en fonction de l'ampleur du risque visé par la politique. Hammitt et Graham (1999) ont procédé à un vaste tour d'horizon des études d'évaluation contingente concernant le CAP pour une réduction du risque, en ayant expressément pour objectif de voir si le CAP varie en fonction du risque conformément aux prédictions de la théorie économique. Ils vérifient notamment la validité de deux relations que l'on s'attendrait à constater, à savoir *a)* si le CAP varie directement en fonction de l'ampleur de la réduction du risque et *b)* si, pour de faibles probabilités (la probabilité étant la mesure du risque retenue par ces auteurs), le CAP est pratiquement proportionnel à la variation du risque. Par conséquent, si le CAP pour une variation du risque ΔX (où X est faible) est égal à W, le CAP pour $\alpha\Delta X$, devrait être égal à αW. Les auteurs examinent également le « risque de référence », c'est-à-dire le niveau de risque dont ΔX s'écarte (c'est-à-dire le risque de base précédemment défini). Sur les 25 études qu'ils passent en revue (jusqu'en 1998), seules 10 contiennent suffisamment d'informations pour tester la sensibilité aux variations au sein de l'échantillon (validité interne). En général, ces 10 études confirment la première hypothèse, à savoir que le CAP varie en fonction de la réduction du risque, mais pas la seconde. Le critère de proportionnalité n'est pas respecté. Même dans le premier cas, une forte minorité de personnes interrogées indique le même CAP quelle que soit l'ampleur de la variation du risque ΔX. Les évaluations de la validité externe (par la comparaison de tests de la sensibilité aux variations de différents échantillons) aboutissaient dans l'ensemble aux mêmes conclusions, à ceci près que même la première hypothèse n'était guère confirmée. Les auteurs reproduisent une précédente étude de Johansson *et al.* (1997) sur le CAP en Suède pour une variation « éphémère » d'une durée d'un an de la mortalité (les risques retrouvant ensuite leurs niveaux « normaux ») et ils constatent une nouvelle fois que les prédictions théoriques ne se réalisent pas. Ils font enfin état de nouvelles études d'évaluation contingente concernant les risques automobiles (airbags) et ceux de contamination alimentaire. Ils constatent une fois de plus qu'il est certes possible de se rapprocher légèrement de ce que prévoit la théorie en formulant différemment la question relative au CAP posée dans les enquêtes mais qu'il n'en demeure pas moins que ces prédictions ne sont généralement pas confirmées. Les auteurs en concluent que :

> « … notre examen des travaux déjà publiés et notamment notre reproduction de ceux de Johansson *et al.* (1997) donnent à penser que bien des estimations du CAP déclaré dont il est fait état dans les études portant sur les risques pour la santé ne reflètent pas les préférences économiques » (p. 58, Hammitt et Graham, 1999).

Ils suggèrent que leurs innovations introduites dans les études sur les risques automobiles et alimentaires ont permis certains progrès, ce qui laisse présager que l'insensibilité aux variations pourrait être due à la conception du questionnaire et de l'étude, et non à une impossibilité intrinsèque de parvenir à des résultats valables concernant le CAP pour une variation du risque. Toutefois, cette dernière hypothèse, fondamentalement pessimiste, paraît confortée par une partie des études psychologiques publiées. Qui plus est, une stricte sensibilité aux variations n'était en outre pas observée dans l'étude de Chilton *et al.* (2004) ni dans celle de Markandya *et al.* (2004). De même, Alberini *et al.* (2004) s'appuient sur deux études d'évaluation contingente portant sur les États-Unis et sur le Canada et concluent à l'existence d'une sensibilité aux variations des risques, les estimations moyenne et médiane du CAP étant d'autant plus élevées qu'une forte réduction des risques est assurée. L'exigence

plus stricte que le CAP soit *proportionnel* à la réduction des risques n'est toutefois pas satisfaite. Krupnick *et al.* (1999) obtiennent des résultats identiques pour le Japon.

Parmi les raisons pour lesquelles une insensibilité aux variations peut apparaître figurent notamment, dans le cas des études fondées sur les préférences déclarées, les considérables difficultés auxquelles on se heurte pour faire percevoir aux personnes interrogées de faibles risques, alors que ce sont généralement ceux-ci qui caractérisent les contextes environnementaux. Dans les études qui examinent le rapport entre le niveau de risque et le taux de salaire, l'absence de corrélation entre le CAP et le risque peut être due à une « autosélection », les travailleurs dotés d'une plus forte tolérance au risque optant peut-être pour les emplois les plus dangereux. Des méta-analyses de ces études ont par ailleurs abouti à des résultats légèrement plus nuancés. On s'attendrait à ce que le CAR (puisqu'il s'agit de mesurer la prime comprise dans le salaire pour accepter des risques plus élevés) varie directement en fonction des niveaux de risque et s'accroisse à mesure que ceux-ci augmentent. D'une part, l'effet d'autosélection peut avoir pour conséquence que les travailleurs caractérisés par une moins grande aversion pour le risque soient attirés par des emplois présentant des risques plus élevés. Mrozek et Taylor (2002) observent ces deux effets, c'est-à-dire une augmentation du CAR dans un premier temps, suivie d'une réduction de celui-ci par la suite. Cet effet d'« amour du risque » a également été observé dans d'autres études des activités professionnelles (pour un résumé, voir Hammitt, 2002). D'autre part, Viscusi (2004) note que les primes de risque comprises dans le salaire varient directement en fonction des risques de décès ou de blessure au travail, et dans leur méta-analyse des études ayant examiné le rapport entre le niveau de risque et le taux de salaire aux États-Unis, Viscusi et Aldy (2003) constatent que la VVS varie certes directement en fonction du risque mais que les niveaux de risque élevés n'ont qu'un effet minime sur elle. (La VVS correspondante est ainsi de 12 à 22 millions d'USD pour de faibles niveaux de risque, alors qu'elle n'est que de 10 à 18 millions d'USD lorsqu'ils sont dix fois supérieurs.)

Il n'est pas aisé de déterminer quelles sont les conséquences des analyses de sensibilité aux variations des risques pour l'ACB dans le domaine de l'environnement). Certains travaux suggèrent que le CAP ou le CAR ne sont pas sensibles aux niveaux de risque ou qu'ils ne satisfont pas lorsqu'ils le sont, au critère de proportionnalité. Si tel est bien le cas, il faut faire preuve de la plus grande prudence si l'on utilise les estimations de la VVS basées sur ces travaux. Il n'est pas exclu que dans le cadre des études fondées sur la méthode des préférences déclarées, les variations du risque suscitées par la politique de l'environnement soient tout simplement trop faibles pour qu'elles aient un sens pour les individus. Les études portant sur le rapport entre le niveau de risque et le taux de salaire donnent à penser que la tendance à l'augmentation du montant de la compensation s'inverse à mesure que les postes les plus dangereux sont occupés par des travailleurs aimant davantage le risque.

14.4. VVS et élasticité du consentement à payer par rapport au revenu

Le CAP devrait varier directement en fonction du revenu. Il est à vrai dire largement admis que la sensibilité au revenu et au risque absolu constituent les deux principaux critères de validité des techniques visant à mesurer la VVS en s'appuyant sur les préférences individuelles. Comme cela a été précédemment noté, bien qu'une sensibilité à une variation du risque absolu soit d'ordinaire observée, l'exigence d'une stricte proportionnalité est rarement respectée.

La plupart des études parviennent à la conclusion que le CAP varie en fonction du revenu. Outre que l'exigence que le CAP varie en fonction du revenu constitue un test de validité théorique, le lien entre le revenu et le CAP présente également de l'intérêt pour d'autres raisons. Il est souvent nécessaire de tenir compte dans les travaux d'évaluation du fait que les bénéfices et les coûts possèdent une valeur relative croissante dans le temps. Il faut donc vérifier s'il est ou non probable que le CAP réel unitaire pour un bénéfice ou un coût donnés soit plus (ou moins) élevé dans le futur. Supposons par exemple que le consentement à payer pour sauver une vie statistique augmente plus vite que le taux d'inflation (dont les effets sont toujours corrigés dans une ACB). Il serait donc souhaitable de prendre en considération cette valeur réelle croissante dans la formule coûts-bénéfices.

Plusieurs études récentes se sont efforcées d'estimer l'élasticité par rapport au revenu du CAP pour une réduction du risque de décès. Une des méta-analyses les plus approfondies, réalisée par Viscusi et Aldy (2003), reproduit de précédentes méta-analyses et parvient à des estimations ponctuelles de l'élasticité du CAP comprises entre 0.5 et 0.6, mais en tout état de cause inférieures à un. Ces estimations sont très proches de celles obtenues par Pearce (2005) pour la qualité de l'environnement (qui se situaient dans une fourchette allant de 0.37 à 0.4). Dans une méta-analyse des risques liés aux transports, de Blaeij *et al*. (2003) constatent une élasticité de 1.33, c'est-à-dire considérablement supérieure aux estimations de Viscusi et Aldy. La seule étude disponible prenant appui sur une série chronologique, qui a été réalisée par Costa et Kahn (2002) et porte sur les États-Unis, suggère que la VVS a considérablement augmenté au cours de la période 1940-1980, l'élasticité implicite de la VVS par rapport au PIB par habitant étant de 1.5 à 1.7.

Bien qu'une certaine incertitude entoure les estimations de l'élasticité par rapport au revenu, le champ couvert par les études varie, ce qui rend difficiles les comparaisons. En tant qu'hypothèse de travail et par souci d'être le plus exhaustif possible, il paraît prudent de retenir l'élasticité de 0.5 à 0.6 observée par Viscusi et Aldy. Du point de vue du taux d'actualisation net (s-n) (voir l'annexe pour plus de précisions) une telle élasticité (de 0.5 par exemple) prendrait les valeurs suivantes pour différents taux d'actualisation s, de progression du revenu y et d'augmentation du CAP n :

s	y	n	s-n
0.03	0.01	0.005	0.025
	0.02	0.010	0.020
	0.03	0.015	0.015
0.04	0.01	0.005	0.035
	0.02	0.010	0.030
	0.03	0.015	0.025

14.5. Taille de la VVS

à supposer que les estimations de la VVS soient jugées suffisamment valables pour répondre aux besoins de l'action des pouvoirs publics, deux grandes questions se posent : *a)* quelle est la taille de la VVS ? et *b)* une estimation de la VVS établie dans un contexte donné, par exemple celui des accidents de la circulation, peut-elle être transposée dans un autre contexte, par exemple celui de la pollution environnementale ? Nous les appelons respectivement *question de la taille* et *question de la transférabilité*.

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

Divers pays adoptent une valeur unique pour la VVS et s'en servent dans le cadre de l'évaluation des politiques. Les estimations ne varient généralement pas selon le contexte, mais de récents travaux ont commencé à étudier dans quelle mesure la transférabilité de telles valeurs uniques est valable. De même, plusieurs grandes études récentes ont examiné la taille probable de la VVS. Le tableau 14.1 présente les principales d'entre elles. Il convient de noter que la VVS devrait varier en fonction de la variation du risque induite par la politique mise en œuvre, si bien que les valeurs ne sont pas toujours directement comparables si l'on part de l'hypothèse que les niveaux de risque diffèrent.

Le tableau 14.1 suggère qu'il serait justifié de supposer que la VVS est égale à environ 2 millions d'USD pour le Royaume-Uni et à environ 3 à 5 millions d'USD pour les États-Unis. Pour des raisons mystérieuses, sa valeur paraît être très différente au Japon.

L'étude de Beattie *et al.* (1998) est certes mentionnée au tableau 14.1, mais sa principale conclusion était que de graves biais d'inclusion et d'importants problèmes d'ordre et d'énoncé des questions apparaissaient dans les réponses aux études d'évaluation contingente (voir le chapitre 8 concernant l'ampleur de ces problèmes). Les résultats de cette étude doivent donc être traités avec une extrême prudence. Une seconde étude, celle de Carthy *et al.* (1999) qui combine deux approches – évaluation contingente et systèmes de loterie – doit lui être préférée. Cette étude détermine la valeur d'une blessure non mortelle (VBNM) puis adopte une approche fondée sur les systèmes de loterie pour calculer un ratio r correspondant au rapport entre la valeur d'un décès évité (VDE) et la valeur d'une blessure non mortelle. D'où :

$$VDE = r.VBNM \qquad [14.3]$$

L'étude de Chilton *et al.* (2002) est l'une des rares à s'efforcer de vérifier quelle est l'incidence du contexte de risque sur l'estimation de la valeur. Elle cherchait à évaluer directement le risque de périr dans un accident de chemin de fer ou dans un incendie par rapport à celui de mourir dans un accident de la circulation. Elle parvenait à la conclusion d'ensemble que le contexte n'a guère d'influence. Tout au plus est-il possible que la valeur attachée aux incendies domestiques soit d'environ 10 % inférieure à celle d'un accident de la circulation, ce qui reflète probablement la maîtrise que les individus pensent avoir sur les incendies domestiques. Ainsi, si l'on suppose que dans le cas des accidents de la circulation la valeur de la VVS est égale au chiffre le plus faible mentionné par Carthy *et al.* (1999), elle pourrait s'élever à 0.9 million de GBP dans le cas des incendies domestiques. Les décès survenus dans le cadre d'accidents de chemin de fer et ceux imputables aux accidents de la circulation auraient une valeur identique égale à environ 1.0 million de GBP. Les travaux de Chilton *et al.* (2004) suggèrent que la valeur attachée à la pollution atmosphérique est d'environ 1.1 million de GBP, de sorte qu'une fois encore le contexte ne paraît pas avoir d'effet significatif sur l'estimation de la valeur.

Le tableau 14.1 suggère que, s'il n'est tenu compte que des études fondées sur les préférences déclarées, la VVS ne varie guère en fonction du contexte et que des chiffres consensuels tendent à se dégager pour chacun des pays. Ce consensus paraît toutefois s'évanouir dès que l'on prend en considération les études sur le rapport entre le niveau de risque et le taux de salaire. Dans le cas du Royaume-Uni, par exemple, la VVS est bien plus élevée sauf dans l'étude de Elliott et Sandy, dont l'estimation se rapproche de celles obtenues au moyen de l'évaluation contingente. On pourrait toutefois s'attendre pour au moins deux raisons à ce que les études des risques au moyen de la méthode des prix hédonistes parviennent à des valeurs plus élevées que celles fondées sur les préférences

Tableau 14.1. **Estimations récentes de la VVS**

Étude	Pays	Type d'étude	Contexte de risque	VVS en millions d'USD (aux prix de l'année)
Costa et Kahn 2002	États-Unis	Série chronologique concernant le rapport entre le niveau de risque et le taux de salaire	Taux de mortalité au cours du temps	1980 : 4.2-5.3 (1990)
Viscusi et Aldy 2003	États-Unis	Méta-analyse du rapport entre le niveau de risque et le taux de salaire	Divers risques professionnels	2000 : 7.0 (2000)[1]
Viscusi 2004	États-Unis	Niveau de risque par rapport au taux de salaire	Mesure des risques par profession et par secteur	1997 : 4.7 (2000)
Hammitt 2000	États-Unis	Divers	Divers	1995 : 3.0-7.0 (1990)
Alberini *et al.* 2004	États-Unis	Évaluation contingente	Réduction des risques de décès entre 70 et 80 ans quel que soit le contexte	2000 : 1.5-4.8 (2000)[2]
	Canada	Évaluation contingente		2000 : 0.9-3.7 (2000)[2]
Krupnick *et al.* 1999	Japon	Évaluation contingente	Réduction des risques de décès entre 70 et 80 ans quel que soit le contexte	1998 : 0.2-0.4 (1998)
Persson *et al.* 2001	Suède	Évaluation contingente	Risques liés à la circulation automobile	1999 : 2.64 (1999)
Markandya *et al.* 2004	Royaume-Uni	Évaluation contingente	Réduction des risques de décès entre 70 et 80 ans quel que soit le contexte	1.2-2.8 0.7- 0.8 0.9-1.9 (2002)[3]
Chilton *et al.* 2004	Royaume-Uni	Évaluation contingente	Impacts de la pollution atmosphérique sur la mortalité	0.3-1.5 (2002)[3, 4]
Chilton *et al.* 2002	Royaume-Uni	Évaluation contingente	Route (R), rail (Ra), incendies domestiques (Id) et incendies publics (Ip)	Ratios : Ra/R = 1.003 Id/R = 0.89 Ip/R = 0.96[6]
Beattie *et al.*1998	Royaume-Uni	Évaluation contingente	Route et incendies domestiques	5.7 14.8 8.5 (2002)[3]
Carthy *et al.* 1999	Royaume-Uni	Évaluation contingente/ systèmes de loterie	Route	1.4-2.3 (2002)[3, 5]
Siebert et Wei 1994	Royaume-Uni	Niveau de risque par rapport aux taux de salaire	Risques professionnels	13.5 (2002)[3]
Elliott et Sandy 1996	Royaume-Uni	Niveau de risque par rapport aux taux de salaire	Risques professionnels	1996 : 1.2 (2000)[3]
Arabsheibani et Marin 2000	Royaume-Uni	Niveau de risque par rapport aux taux de salaire	Risques professionnels	1994 : 10.7 (2000)[3]

1. Médiane des résultats obtenus par les études passées en revue.
2. La fourchette varie selon le niveau de réduction du risque, la VVS étant d'autant plus faible que la réduction du risque est importante.
3. La conversion des livres sterling (GBP) en dollars américains (USD) a été effectuée à l'aide du ratio du PNB par habitant en PPA du Royaume-Uni par rapport à celui des États-Unis. La fourchette reflète différents niveaux de réduction du risque.
4. Sur la base du CAP pour allonger la vie de un mois à supposer qu'il reste 40 années à vivre.
5. Sur la base de moyennes tronquées.
6. Cette étude cherchait à déterminer la valeur relative attachée par les personnes interrogées à un risque par rapport au risque de mourir dans un accident de la circulation. Les chiffres indiqués ici correspondent à l'échantillon de 2000 et non à celui de 1998. Un grave accident de chemin de fer s'est produit à Londres entre ces deux dates.

déclarées pour ce qui est des accidents dans les lieux publics. Tout d'abord, les risques professionnels ont tendance à être plus élevés que les risques d'être victime d'un accident dans un lieu public. Si les évaluations sont, comme le prédit la théorie, à peu près proportionnelles aux niveaux de risque, on devrait s'attendre à ce que les études sur les risques professionnels aboutissent à des valeurs plus élevées. Par ailleurs, les études des

risques au moyen de la méthode des prix hédonistes mesurent le CAR et non le CAP. Bien que la relation entre le CAP et le CAR demeure sujette à controverse (voir le chapitre 11), un certain nombre de raisons ont été avancées pour supposer que le CAR soit supérieur au CAP, peut-être dans des proportions importantes. On peut dès lors émettre l'idée que, malgré leur intérêt, les études fondées sur la méthode des salaires hédonistes ne sont pas aisément « transférables » aux cas d'accidents dans les lieux publics, comme l'ont conclu plusieurs auteurs (voir par exemple Dionne et Lanoie, 2004).

D'autres facteurs importants doivent toutefois être pris en compte. Bien que les études des risques fondées sur la méthode des salaires hédonistes s'appuient sur les comportements observés, elles supposent d'ordinaire que les risques de décès perçus par les travailleurs sont proportionnels aux estimations des risques réels. Il peut par ailleurs être difficile de mesurer à l'aide de cette méthode l'effet de covariables telles que le revenu, l'âge et l'état de santé, principalement en raison de la difficulté à isoler la fonction du CAP marginal de celle des salaires hédonistes marginaux. À vrai dire, la quasi totalité des études fondées sur la méthode des salaires hédonistes s'en tiennent à estimer le montant de ces derniers. Par contre, la nature hypothétique de l'évaluation contingente permet d'identifier plus facilement l'effet exercé par les covariables. Il est en outre possible de vérifier au moyen de tests inclus dans le questionnaire si les individus ont ou non conscience des changements d'échelle des risques de décès, c'est-à-dire si leur CAP varie de fait proportionnellement aux variations des risques, question que nous examinerons plus bas.

L'évaluation contingente permet par ailleurs de procéder à une vérification indépendante du contexte et d'estimer les bénéfices pour la santé qui se produiront dans les années à venir du fait des politiques de réduction de la pollution actuellement mises en œuvre. Cette approche a été adoptée par Krupnick *et al.* (1999), Alberini *et al.* (2004) et Markandya *et al.* (2004). De fait, ces trois études utilisent le même instrument d'enquête et le même scénario d'évaluation en vue de déterminer le CAP des personnes interrogées pour *a)* une réduction de la mortalité sur une période de 10 ans et *b)* une diminution de la probabilité de décès entre 70 et 80 ans. Dans l'évaluation contingente, les personnes interrogées sont informées de leur risque de décès de référence au cours des 10 prochaines années, puis il leur est demandé de dire si elles seraient prêtes à acheter à un prix préétabli un « produit » qui réduirait ce risque de 1 pour 1 000 (c'est-à-dire de 1 pour 10 000 par an) ou de 5 pour 1 000 (c'est-à-dire de 5 pour 10 000 par an). Elles sont supposées devoir payer tous les ans pour ce produit pendant cette période de 10 ans.

14.6. Âge et VVS

Dans les études consacrées à la VVS, une grande partie du débat s'est centrée sur l'influence de l'âge d'un individu dans différents contextes de risque. Il a de façon générale fallu évaluer si la VVS calculée pour les accidents (et notamment pour ceux de la circulation ou du travail) s'applique également aux cas de pollution, et si cette notion devait ou non être remplacée par celle connexe de « valeur d'une année de vie » (VAV). Le problème essentiel tient en l'occurrence au fait que les accidents ont tendance à toucher des individus en moyenne bien plus jeunes que la pollution, qui a généralement pour effet de « faucher » les personnes âgées. Une question a cependant été négligée jusqu'à une date récente, à savoir celle de la procédure qu'il convient d'appliquer en cas de forte mortalité des enfants – ce qui pose le problème de la valeur de la vie de ces derniers. Théoriquement, les études sur ce point suggèrent que le CAP devrait varier de façon non linéaire avec l'âge,

et former une courbe en U inversé dont le sommet est probablement atteint aux alentours de 40 ans (Shepard et Zeckhauser, 1982; Arthur, 1981). Bien que largement admise dans les ouvrages déjà publiés, cette relation est loin d'être fermement établie. Tout d'abord, cette forme de non linéarité ne repose pas sur de solides fondements théoriques (Johansson, 2002). (Les arguments sont complexes et ne sont pas repris ici.) Les données empiriques sont par ailleurs loin de permettre de tirer des conclusions définitives sur cette question.

Les premières études de la VVS ne faisaient guère référence, voire pas du tout, à l'âge des individus exposés au risque. La raison en est que ces études portaient essentiellement sur les risques d'accident de la circulation ou du travail, pour lesquels l'âge moyen des personnes qui y sont exposées est relativement constant. Toutefois, dès lors que le débat sur la VVS s'inscrit dans le cadre de la politique environnementale, il est tout à fait possible que l'âge puisse jouer un rôle non négligeable. La politique de lutte contre la pollution tend en effet à « sauver » la vie des personnes âgées. Autrement dit, la pollution a pour effet de « faucher » ces dernières (Pope *et al.*, 1995; Krupnick *et al.*, 1999). Il s'agit naturellement de savoir si un individu âgé de 70 ans, par exemple, a le même CAP pour éviter un risque de décès qu'un individu de 35 ans. Plus fondamentalement, les politiques environnementales peuvent sauver la vie d'un nombre disproportionné de « personnes très âgées », c'est-à-dire sauver la vie de personnes qui se seraient peut-être éteintes quelques mois, quelques semaines, voire à peine quelques jours plus tard, si la politique en question n'avait pas été mise en œuvre. Il s'agit donc de savoir si le CAP varie avec l'âge.

Il convient de distinguer deux types de risques : les risques immédiats et les risques futurs. Les *risques immédiats* correspondent par exemple aux accidents de la circulation ou à ceux du travail. Il s'agit alors de déterminer le CAP pour éviter les risques qui pourraient se produire demain ou dans les prochaines années, c'est-à-dire les *risques aigus*. Considérons à présent le cas de la pollution atmosphérique. Le risque pourrait bien en l'occurrence être toujours immédiat pour les personnes âgées puisque nous savons que ce sont elles qui sont généralement les plus touchées par la pollution atmosphérique, ce qui signifie en d'autres termes qu'elles demeurent exposées à des risques aigus. Le CAP des personnes âgées pour réduire le risque immédiat demeure donc pertinent. Mais pour les personnes plus jeunes le risque immédiat de décès prématuré sera considérablement moindre. Le bénéfice procuré par la réduction de la pollution bénéficiera à ces personnes plus jeunes lorsqu'elles atteindront un âge bien plus avancé. Le consentement à payer dès à présent pour réduire un risque *futur* est dès lors la variable pertinente pour cette catégorie de personnes plus jeunes. La grande majorité des études sur le CAP ne concernent que les seuls risques aigus et immédiats et très rares sont celles qui examinent le CAP pour une réduction des risques futurs. Les exceptions sont toutefois de plus en plus nombreuses dans le contexte de la pollution, au nombre desquelles on se contera de citer les études de Johannesson *et al.* (1997) pour la Suède, Alberini *et al.* (2004) pour les États-Unis et le Canada, Krupnick *et al.* (1999) pour le Japon, ou encore Markandya *et al.* (2004) et Chilton *et al.* (2004) pour le Royaume-Uni.

Le tableau 14.2 résume les informations disponibles tirées de récentes études sur l'âge et le CAP. Les résultats sont à l'évidence très contrastés. Pour ce qui est des recommandations à l'intention des pouvoirs publics qui pourraient en être tirées, on peut tout au plus affirmer qu'en ce qui concerne les risques immédiats le CAP pertinent (VVS) est celui correspondant à chaque tranche d'âge. Si l'âge n'a pas d'incidence sur le CAP, les risques immédiats peuvent être évalués au moyen de la VVS « normale » conformément à

la méthode appliquée par le passé. Dans le cas contraire, il importe de déterminer le CAP par tranche d'âge et d'utiliser le CAP en fonction de l'âge (VVS).

Le problème est différent si les risques sont aussi bien immédiats que futurs. Il est bien plus probable qu'il en soit ainsi dans le cas des politiques environnementales qui tendent en général à modifier au cours du temps les niveaux « moyens » de pollution ou de risque. Dans ce cas la VVS des personnes âgées pour un risque immédiat demeure le bon instrument de mesure pour cette tranche d'âge. Il n'en reste pas moins que pour les jeunes la VVS à retenir correspond généralement à leur CAP pour éviter un risque futur. Il est donc nécessaire d'avoir des informations sur le montant du CAP.

Tableau 14.2. **Récentes études du rapport entre âge et CAP**

Étude	Nature des risques	CAP et âge
Royaume-Uni		
Carthy *et al.* 1999	Risques d'ordre général	VVS constante jusqu'à 70 ans mais en rapide diminution par la suite. Le CAP des individus âgés de 85 ans ne représenterait que 35 % de celui des personnes de 70 ans.
Chilton *et al.* 2004	Risques d'ordre général	Le CAP diminue avec l'âge
Markandya *et al.* 2004	Indépendants du contexte	L'âge n'a aucune incidence sur le CAP
Japon		
Krupnick *et al.* 1999	Indépendants du contexte	L'âge n'a aucune incidence sur le CAP
États-Unis		
Alberini *et al.* 2004	Indépendants du contexte	L'âge n'a aucune incidence sur le CAP
Hammitt et Graham 1999	Risques liés aux transports et risques alimentaires	Le CAP diminue avec l'âge
Dillingham *et al.* 1996	Risques professionnels	Le CAP pour la vie active restante diminue avec l'âge. 50 ans = 0.5 x 30 ans
Canada		
Alberini *et al.* 2004	Indépendants du contexte	Après 70 ans, le CAP diminue de 25 % par rapport à la tranche des 40-69 ans
Suède		
Johannesson *et al.* 1997	Arbitrage entre sauver des vies aujourd'hui ou dans le futur	Le CAP augmente avec l'âge

14.7. Risques latents

Une politique environnementale ayant pour effet de diminuer le niveau moyen de pollution réduit également l'exposition moyenne pendant toute la durée de la vie, tout comme l'exposition aux pics lors des épisodes aigus. Comme cela a été précédemment indiqué, dans le cas des jeunes, c'est du CAP pour réduire un risque futur qu'il convient à présent de tenir compte. Peu d'études se sont efforcées d'évaluer ce CAP.

Johannesson et Johansson (1996) font état d'une étude d'évaluation contingente réalisée en Suède où il est demandé aux adultes d'indiquer leur CAP pour bénéficier d'une nouvelle technologie ou d'un nouveau programme médical qui allongeraient leur espérance de vie après qu'ils aient fêté leurs 75 ans. Les personnes interrogées sont informées que si elles atteignent l'âge de 75 ans, elles peuvent espérer vivre 10 années supplémentaires. On leur demande ensuite quel serait leur CAP pour bénéficier d'une espérance de vie de 11 ans après 75 ans, c'est-à-dire la « valeur » qu'elles attribuent à une année de vie supplémentaire. Les résultats suggèrent que le CAP moyen toutes tranches d'âge confondues est légèrement inférieur à 10 000 SEK si l'on utilise les méthodes d'estimation classiques et égal à 4 000 SEK si l'on adopte une approche plus prudente. En livres sterling de 2002, le CAP moyen pour un allongement de un an de l'espérance de vie se situe dans une fourchette d'environ 400 à 1 000 GBP, soit approximativement 600 à 1 500 USD. Le CAP *augmente* de fait avec l'âge, bien

que cette augmentation ne soit pas spectaculaire : d'après les méthodes d'estimation classiques, il serait de 8 000 SEK (800 GBP) pour les 18-34 ans, de 10 000 SEK (1 000 GBP) pour les 35-51 ans et de 11 700 SEK (1 160 GBP) pour les 51-69 ans. Johannesson et Johansson suggèrent que ces valeurs sont compatibles avec la VVS « normale », qui est comprise entre 30 000 USD et 110 000 USD (19 000 GBP et 69 000 GBP), c'est-à-dire nettement inférieure à la VVS dont font généralement état les études sur ce sujet (qui atteint d'ordinaire plusieurs millions de dollars) comme l'indique le tableau 14.1. Ils font enfin valoir que ces valeurs plus faibles sont compatibles avec les observations relatives aux attitudes sociales en Suède et aux États-Unis en matière d'affectation de ressources en vue de sauver des vies (les personnes interrogées dans les enquêtes ont ainsi tendance à nettement privilégier les programmes visant à sauver des vies humaines axés sur les jeunes plutôt que sur les personnes âgées). De précédents travaux de Johannesson et Johansson (1995) parvenaient à la conclusion que les Suédois avaient une attitude similaire et que leurs attentes quant à leur qualité de vie future lorsqu'ils seraient âgés jouent un rôle non négligeable (quelle que soit leur qualité de vie au moment présent).

Alberini *et al.* (2004) pour les États-Unis et le Canada, Krupnick *et al.* (1999) pour le Japon, Markandya *et al.* (2004) et Chilton *et al.* (2004) pour le Royaume-Uni font état de résultats concernant le CAP pour réduire les risques futurs. Les études d'Alberini, de Krupnick et de Markandya appliquent la même méthode afin de permettre les comparaisons et demandent aux personnes interrogées quel serait leur CAP annuel pendant les dix années à venir pour une variation du risque qui interviendrait entre 70 et 80 ans. Il leur est rappelé qu'elles pourraient ne pas atteindre l'âge de 70 ans. Les résultats sont indiqués au tableau 14.3, de même que la VVS correspondante pour un risque immédiat ou aigu, aux fins de comparaison. Si l'on s'en tient aux valeurs moyennes, le tableau 14.3 suggère que la valeur des risques futurs ne représente qu'environ 50 % de celle des risques immédiats aux États-Unis, au Canada et au Japon et 40 % au Royaume-Uni. Le tableau 14.3 fait également état des résultats obtenus par Hammitt et Liu pour Taiwan, où le ratio correspondant est de 74 %, selon le type d'effets sur la santé. Ces études tendent somme toute à corroborer l'idée que la VVS est bien plus faible pour les risques latents et que le ratio pourrait se situer entre 50 et 80 % pour des périodes de latence de 20 ans[4].

Tableau 14.3. **Évaluation des risques futurs et immédiats (GBP)**

Étude	Pays	VVS pour un risque futur (5/1 000)		VVS pour un risque immédiat (5/1 000)		Ratio entre le CAP moyen pour un risque futur et le CAP moyen pour un risque immédiat
		Moyenne	Médiane	Moyenne	Médiane	
Krupnick *et al.* 1999	Japon	180 000	23 750	344 375	120 625	0.52
Alberini *et al.* 2004	États-Unis	438 038	211 456	962 500	437 000	0.46
Alberini *et al.* 2004	Canada	307 500	78 750	583 125	316 250	0.52
Markandya *et al.* 2004	Royaume-Uni	377 880	138 820	920 000	484 440	0.41
Hammitt et Liu 2004	Taiwan[1]	–	–	–	–	0.74

1. Les valeurs de la VVS varient selon les causes de mortalité. Pour le cancer du poumon, les valeurs pertinentes en millions d'USD sont de 1.6 (risque latent) et 2.1 (risque aigu); pour le cancer du foie les chiffres sont respectivement de 0.8 et 1.0; pour les affections pulmonaires non cancéreuses 1.1 et 1.6 et pour les maladies non cancéreuses du foie 0.6 et 0.8.

Source : Adapté des données relatives à la VVS et au CAP fournies par les sources indiquées.

14.8. Valeur d'une vie statistique (VVS) et valeur d'une année de vie (VAV)

14.8.1. De la VVS à la VAV : règles empiriques

Ce qui précède donne à penser que la VVS est pertinente pour les décès liés à des risques aigus comme pour ceux liés à des risques « latents ». Toutefois, dans le cas des effets chroniques sur la santé, le nombre d'années de vie paraît être une mesure plus appropriée. En raison pour une large part des doutes quant au bien-fondé du transfert des estimations de la VVS tirées d'études consacrées aux accidents sur le lieu de travail (qui touchent généralement des adultes d'âge moyen en bonne santé) et aux accidents de la circulation (dont les victimes sont le plus souvent des personnes d'âge moyen) pour les appliquer aux risques environnementaux, des efforts ont récemment été déployés pour déterminer la « valeur d'une année de vie » (ou VAV). L'idée est qu'un individu ayant encore 40 années à vivre et exposé à un risque immédiat aurait tendance à attacher au « temps qu'il lui reste à vivre » une plus grande valeur qu'un individu ayant par exemple encore 5 années à vivre. Le tableau 14.2 ci-dessus remet en cause cette hypothèse dans la mesure où, si elle était vraie, nous nous attendrions à ce que le CAP soit fonction inverse de l'âge, alors que seul un petit nombre d'études observent que tel soit le cas. Le fondement théorique permettant de supposer que le CAP varie en fonction de l'espérance de vie réside dans le modèle de la consommation tout au long de la vie, en vertu duquel le CAP pour réduire la probabilité de décès est égal à la valeur actuelle de l'utilité espérée de la consommation durant le nombre d'années qui restent à vivre. On peut cependant arguer que ce modèle ne tient pas compte de la valeur de rareté du temps lui-même, c'est-à-dire du fait que le CAP pour les années restant à vivre est d'autant plus élevé que leur nombre diminue.

Le problème que pose l'utilisation de la VVS dans les situations où il pourrait ne rester que peu d'années à vivre aux personnes concernées a amené à se tourner vers les estimations de la valeur d'une « année de vie » calculées à partir de la VVS. Le mode de conversion le plus simple consiste à diviser la VVS d'un individu d'un âge donné, par exemple 40 ans, par les années qui lui restent à vivre compte tenu de son espérance de vie, par exemple 38 ans. La valeur de chaque « année de vie » serait alors la suivante :

$$VAV = \frac{VVS_A}{T - A} \qquad [14.4]$$

où T correspond à l'âge au terme d'une vie de durée normale et A à l'âge actuel. Toutefois, si l'on s'en tient au modèle de la consommation tout au long de la vie, il est d'ordinaire fait valoir que les années qui restent à vivre devraient elles-mêmes faire l'objet d'une actualisation, la formule de calcul étant alors la suivante :

$$VAV = \frac{VVS_A}{\sum_t \frac{1}{(1+s)^{T-A}}} \qquad [14.5]$$

À titre d'exemple, pour un individu de 40 ans ayant une espérance de vie de 78 ans et dont la VVS serait égale à 5 millions de GBP, la VAV s'élèverait à 131 579 GBP si l'on applique la méthode simple et à 296 419 GBP si l'on procède à une actualisation[5]. Bien que séduisant au premier abord (du fait de sa simplicité), un tel calcul de la VAV à partir de la VVS repose sur des hypothèses assez hardies. Tout d'abord, comme cela a déjà été observé, il se pourrait bien que le modèle de la consommation tout au long de la vie ne tienne lui-même pas compte des facteurs pertinents pour l'estimation de la valeur des années restant à vivre. La VAV qui en résulte est par ailleurs extrêmement sensible aux hypothèses formulées quant au taux d'actualisation. Il convient de noter que dans cette approche les

taux d'actualisation ne sont pas directement observés mais surajoutés par l'analyste. Ces critiques suggèrent qu'il conviendrait de déterminer quel est le reste du contexte, c'est-à-dire le CAP pour éviter des risques futurs.

14.8.2. Estimation directe de la VAV

Chilton *et al.* (2004) ont cherché à obtenir une estimation directe de la VAV au Royaume-Uni en ayant recours à la méthode de l'évaluation contingente. Les chiffres relatifs à la mortalité étaient ventilés selon que le décès résulte de risques « aigus » et a lieu prématurément, l'individu étant en mauvaise santé (« M »), ou de risques « chroniques » entraînant une diminution de l'espérance de vie du fait d'une exposition à long-terme, bien que l'individu soit alors en bonne santé (« B »). Les questions posées visaient à déterminer la valeur de B et de M (V_B, V_M), ces états de santé étant définis dans le scénario d'évaluation contingente. Pour B et M, le « bien » correspondait à un allongement de la « vie » de 1, 3 ou 6 mois durant lesquels l'individu considéré bénéficierait respectivement d'un bon ou d'un mauvais état de santé.

Les valeurs synthétiques *par personne* tirées de cette étude sont présentées ci-dessous. Elles sont exprimées en livres sterling courantes par personne pour une année d'espérance de vie supplémentaire dans le cas de B et de M. On peut considérer que la valeur de V_B et de V_M correspondent à la « valeur d'une année de vie » (VAV). Nous verrons plus loin comment celle-ci pourrait être comparée à la VVS.

Tableau 14.4. **Estimation directe de la VAV (GBP) – Chilton *et al.* (2004) pour le Royaume-Uni**

	V_B	V_M
Échantillon 1 mois	27 630	7 280
Ajusté en fonction des probabilités[1]	–	14 280
Échantillon 3 mois	9 430	1 600
Échantillon 6 mois	6 040	1 290

1. Ajusté pour tenir compte des probabilités de se trouver en mauvaise santé.

Si l'on compare les colonnes V_B et V_M, le fait que les valeurs de M soient inférieures à celles de B est conforme à l'intuition, en d'autres termes la valeur d'un allongement de la « vie » en mauvaise santé est nettement inférieure à celle d'un allongement de la « durée de vie » en bonne santé. En lisant les colonnes *de haut en bas*, on observe un problème de *sensibilité aux variations* dans la mesure où l'on s'attendrait à ce que la valeur d'un allongement de la vie de 6 mois soit proportionnellement plus élevée que s'il n'est que de 3 mois, et plus encore que s'il n'est que de 1 mois. Les contraintes budgétaires peuvent en l'occurrence jouer un rôle. D'autant plus qu'un allongement de la vie de 6 mois ne serait pas considéré comme une variation marginale et qu'il est donc difficile aux personnes interrogées d'imaginer à quels types d'ajustements budgétaires elles devraient procéder. L'échantillon pour lequel cet allongement est de 1 mois pourrait dès lors être le plus pertinent.

Une raison de se montrer optimiste en ce qui concerne le résultat obtenu pour V_B dans le cas de l'échantillon pour lequel l'allongement de la vie est de 1 mois tient au fait que, s'il est appliqué à un individu ayant l'âge moyen des victimes d'accidents de la circulation, il s'ensuivrait une VVS égale à 27 630 GBP x 40 = 1.105 million de GBP, chiffre très proche de

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

celui de la VVS (VDE) de 1.2 million de GBP utilisée par le ministère des Transports du Royaume-Uni[6]. À vrai dire, l'étude de Chilton *et al*. parvient à la conclusion que « rien dans la présente étude n'indique de façon convaincante qu'il faille utiliser une valeur nettement plus élevée ou plus basse que celle utilisée par les services de la Sécurité routière » (p. 44). La prudence s'impose en effet compte tenu *a)* du problème de l'insensibilité aux variations et *b)* des a priori déjà mentionnés quant aux raisons pour lesquelles les valeurs observées en cas de pollution pourraient être différentes de celles enregistrées pour les accidents.

14.8.3. Estimation indirecte de la VAV

Contrairement à celle de Chilton *et al*., l'étude de Markandya *et al*. (2004) estime la VVS pour le Royaume-Uni. Le calcul de la VAV à partir de l'estimation de la VVS dont il est fait état exige de passer par un certain nombre d'autres étapes. Il y est en effet procédé en prenant le CAP pour la variation du risque envisagée, par exemple de 5 pour 1 000. Le CAP médian pour cette variation du risque est donc de 242.22 GBP. D'après les travaux de Rabl (2002), ce chiffre correspondrait à un allongement de l'espérance de vie de 40 jours, compte tenu de l'âge moyen des personnes interrogées. La VAV est dès lors égale à :

$$242.22 \text{ GBP}*365/40*10 = 22\,080 \text{ GBP} \qquad [14.6]$$

où le chiffre 10 tient compte du fait que la variation du risque est étalée sur 10 ans. Les estimations de la VAV ainsi obtenues sont présentées au tableau 14.5.

Tableau 14.5. **Estimations indirectes de la VAV (GBP) – Markandya *et al*. (2004)**

	Variation du risque de 5/1 000	Variation du risque de 1/1 000
Moyenne	41 975	94 334
Médiane	22 080	25 149

Markandya *et al*. (2004) font valoir que la variation du risque de 5/1 000 est plus fiable. Ils ont également exprimé une certaine préférence pour l'utilisation des valeurs médianes, mais les valeurs moyennes sont plus pertinentes pour les besoins de l'action des pouvoirs publics.

Le tableau 14.6 regroupe les deux séries d'estimations de la VAV. L'étude de Markandya *et al*. aboutit à 41 975 GBP pour la variation du risque de 5/1 000 (pour les valeurs moyennes), alors que celle de Chilton *et al*. parvient à 27 630 GBP. Cet écart est en l'occurrence probablement dû en partie à la méthode utilisée dans l'étude de Markandya pour calculer la VAV à partir de la VVS. Il pourrait tout aussi bien s'expliquer par la différence d'âge moyen des personnes interrogées dans les deux études. Le tableau 14.6 permet de comparer les estimations moyennes.

Tableau 14.6. **Comparaison de la VAV et de la VVS**

Étude	Estimation de la VAV	VVS	VAV
Chilton *et al.*	Directe	1.11 million GBP	27 632 GBP
Markandya *et al.*	Indirecte	0.92 million GBP	41 975 GBP

14.9. Valeurs implicites de la vie

Malgré les critiques souvent véhémentes suscitées par les estimations de la « valeur de la vie » effectuées par les économistes, il convient de garder à l'esprit que toutes les décisions qui supposent que l'on tolère, que l'on accepte ou que l'on rejette les variations du risque impliquent de telles évaluations. La raison en est très simple : toute réduction du risque suppose d'ordinaire une dépense de ressources, si bien que le fait de s'abstenir de dépenser ces ressources implique que la somme des VVS soit inférieure au coût des ressources. Inversement, le fait de dépenser ces ressources implique que la somme des VVS soit supérieure au coût des ressources. Plusieurs études menées aux États-Unis ont cherché à mesurer la VVS implicite en comparant le coût des mesures réglementaires au nombre probable de vies sauvées grâce à leur mise en œuvre (Morrall, 1986; Tengs, 1995). Morrall a récemment actualisé son étude (Morrall, 2003). Partant de l'examen de 76 réglementations, il calcule les valeurs implicites de la VVS, qui vont de 100 000 USD pour une réglementation sur les allume-gaz sans danger pour les enfants à 500 millions d'USD pour celles relatives à l'élimination des boues résiduaires et atteignent même 100 *milliards* d'USD pour celles applicables aux installations d'élimination des déchets solides. Sur la base d'une « valeur limite » de 7 millions d'USD, Morall constate que presque toutes les réglementations visant à assurer la sécurité satisfont au critère coûts-bénéfices, mais que moins de 20 % des réglementations qui ont pour objectif de réduire le nombre de cancers s'y conforment. Enfin, en faisant appel à une analyse « risque-risque » ou « santé-santé », Morrall montre que des dépenses publiques de 21 millions d'USD entraînent un décès statistique[7]. Par conséquent, toute mesure impliquant une VVS supérieure à 21 millions d'USD « fait plus de mal que de bien », c'est-à-dire qu'elle entraîne plus de décès qu'elle ne sauve de vies. 27 des 76 réglementations examinées ne satisfaisaient pas à ce critère.

Les études portant sur les valeurs implicites de la VVS visent plusieurs objectifs. Premièrement, mais peut-être est-ce là le moins important, elles nous rappellent que l'on ne peut « échapper » à l'évaluation des risques pour la vie. Deuxièmement, elles permettent de mesurer la cohérence qui existe entre les organismes publics : la VVS implicite pour les risques liés au transport ne devrait par exemple pas être bien différente de ce qu'elle est pour une réduction de la pollution, à moins que l'on ait une raison de supposer que les risques devraient être évalués autrement. Troisièmement, même s'il n'existe aucun consensus sur « la » VVS, l'étude de Morall (2003) montre que certaines des mesures adoptées par les pouvoirs publics ne sont pas crédibles du point de vue de leurs objectifs déclarés de sauver des vies d'une manière efficace par rapport aux coûts. D'après l'analyse de Morall, on ne peut prétendre sauver des vies moyennant un coût de 100 milliards d'USD chacune.

14.10. Évaluation de la vie des enfants[8]

14.10.1. Pourquoi accorder une attention particulière aux enfants?

Le rapport entre l'environnement et la santé des enfants a connu un regain d'intérêt au cours des dix dernières années. Cet intérêt s'est traduit par la réalisation d'un nombre croissant d'études épidémiologiques en vue d'établir un lien de cause à effet entre la pollution de l'environnement et la santé des enfants. L'évaluation de la santé des enfants est toutefois à plusieurs égards très différente de celle de la santé des adultes et elle lance un véritable défi aux analystes comme aux décideurs. On peut tout d'abord observer qu'il existe une différence en termes de risques entre les adultes et les enfants. Compte tenu des

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

caractéristiques de leurs comportements de tous les jours, les adultes et les enfants ne sont exposés ni aux mêmes risques environnementaux ni aux mêmes niveaux de risque. Par ailleurs, de par leur métabolisme, les enfants sont plus réceptifs et sensibles à la pollution que les adultes, car leur corps est en cours de développement. C'est pourquoi, même lorsqu'ils sont exposés au même risque environnemental que les adultes, et ce à un degré *a priori* identique, le corps d'un enfant peut être plus affecté que celui d'un adulte par la pollution. De récentes études épidémiologiques mettent en évidence la sensibilité particulière des enfants à la pollution environnementale (Tamburlini, 2005).

L'évaluation de la santé des enfants peut avoir d'importantes conséquences méthodologiques qui devraient être prises en compte si l'on veut obtenir des estimations fiables des bénéfices dans le cadre de la conception et de la mise en œuvre des politiques de l'environnement et/ou de la santé. Elle présente en effet par rapport à celle de la santé des adultes des différences sous trois aspects qui risquent d'être particulièrement problématiques : la méthode utilisée pour déterminer les préférences des enfants, le contexte dans lequel a lieu l'évaluation, et les difficultés liées à l'âge, à la latence et à l'actualisation (Scapecchi, 2005). Les conséquences méthodologiques en sont examinées ci-dessous.

14.10.2. Révélation des préférences des enfants

Des préférences de qui doit-il être tenu compte?

Les préférences des enfants peuvent être déterminées selon trois points de vue différents. Le premier est celui de la société et consiste à interroger un échantillon représentatif de la population, y compris tous les adultes, c'est-à-dire aussi bien ceux qui sont parents que ceux qui ne le sont pas. Le second est celui des enfants, ceux-ci étant alors eux-mêmes interrogés sur la valeur qu'ils attribuent à une réduction d'un risque qui les touche directement. Le dernier est celui des parents et ce sont alors eux (ou les personnes qui en ont la garde) qui sont interrogés sur la valeur qu'ils accordent à la santé de leurs enfants.

Le premier point de vue peut être très influencé par l'altruisme et par la difficulté à établir une distinction entre l'altruisme à l'égard de ses propres enfants et l'altruisme à l'égard des enfants en général. Le second est inapproprié du fait de l'absence de préférences et de contraintes budgétaires clairement définies concernant les enfants. Le troisième paraît être le plus pertinent : divers modèles économiques théoriques suggèrent que le choix des parents est une mesure indirecte appropriée des préférences des enfants et constitue une source d'informations fiable (Viscusi *et al.*, 1987). Il est certes probable que l'altruisme continue à exercer une influence majeure, mais cette approche a pour avantage d'interroger les personnes directement touchées par la réduction du risque et ayant à cœur les intérêts de l'enfant.

Conséquences méthodologiques

Le point de vue des parents pose toutefois deux grands problèmes méthodologiques. Le premier a trait à *l'autonomie des décideurs* : les décisions les plus importantes concernant les enfants sont prises en leur nom par leurs parents ou par ceux qui en ont la garde agissant pour le compte de leurs enfants. Les enfants ne sont par ailleurs pas toujours capables d'exprimer leurs préférences au travers de leur comportement. Ce phénomène

peut avoir de graves conséquences pour la plupart des méthodes d'évaluation fondées sur les choix et les préférences des décideurs.

Le second problème tient à l'effet potentiel de la *perception des risques* sur les estimations. La société et les parents montrent comme chacun sait une plus grande aversion pour les risques auxquels sont exposés les enfants que pour ceux encourus par les adultes. Cet état de fait pourrait s'expliquer par l'aversion pour les risques et par leurs caractéristiques, telles que la prise volontaire de risques, le caractère incertain de ces derniers et l'effet d'effroi (Fischhoff *et al.*, 1978; Slovic, 1987; Viscusi *et al.*, 1991), ou encore par l'altruisme (Dickie et Gerking, 2005). Ces facteurs peuvent modifier la perception des risques et donc fausser les estimations du CAP.

Ces problèmes fondamentaux auxquels se heurte l'évaluation des bénéfices liés à la santé des enfants peuvent contredire les hypothèses habituelles sur lesquelles repose la théorie néo-classique du consommateur. Dans ce cas, nous ne pouvons nous fier à l'évaluation par les enfants eux-mêmes d'une variation de leur propre bien-être et nous devons nous appuyer sur la mesure indirecte la plus logique, à savoir l'évaluation fournie par leurs parents (ou par les personnes qui en ont la garde).

14.10.3. Contexte de l'évaluation

L'évaluation de la santé des enfants ne s'inscrit pas dans le contexte individuel classique (où il est demandé à un individu de déclarer un CAP pour une réduction des risques auxquels il est lui-même exposé), mais plutôt dans le cadre (collectif) d'un ménage, où un individu (par exemple un parent) est invité à évaluer une réduction des risques pour un autre membre de son foyer (en l'occurrence son enfant). Le choix du modèle de répartition interne au sein du ménage et les caractéristiques propres au ménage peuvent donc avoir une grande incidence sur les estimations du CAP.

Choix du modèle de bien-être social

Deux types de modèles de répartition au sein du ménage peuvent être utilisés : un modèle unitaire dans lequel le ménage est considéré comme une unité et où les ressources financières sont mises en commun, ou bien un modèle collectif dans lequel les fonctions d'utilité individuelles de ses membres (du moins celles des adultes) sont agrégées pour aboutir à une décision collective prenant en considération les préférences de chacun d'entre eux. Ces deux modèles diffèrent à deux égards : selon que les enfants sont ou non traités comme des décideurs indépendants et selon que la famille est ou non supposée maximiser une seule fonction d'utilité. L'enfant est généralement présumé jouer un rôle passif dans le processus familial de décision. Mais qu'en est-il lorsqu'il devient adolescent et se trouve mieux à même d'exprimer ses préférences? Que se passe-t-il lorsque deux parents ont des préférences différentes concernant leurs enfants? D'autres approches qui pourraient être mieux adaptées à ces cas particuliers devraient également être envisagées et examinées. Pour plus de détails sur les différents modèles de répartition au sein des ménages, voir Dickie et Gerking (2005).

Influence des caractéristiques propres au ménage

Lorsqu'une décision est prise par un ménage, les caractéristiques qui lui sont propres peuvent avoir une incidence sur les estimations de la santé des enfants. À titre d'exemple, la structure de la famille et sa composition ont des répercussions sur la répartition des ressources et sur les résultats observés du point de vue de l'état de santé (Dickie et Ulery,

2001). Certaines études ont mis en évidence des différences entre les enfants selon leur état de santé, leur sexe ou leur âge (Pitt et Rosenzweig, 1990; Hanushek, 1992; Liu *et al.*, 2000). Enfin, l'altruisme des parents à l'égard de leurs enfants peut exercer une grande influence sur les estimations et être à l'origine d'écarts entre les valeurs obtenues pour les adultes et celles enregistrées pour les enfants (Dickie et Ulery, 2001). Ces résultats suggèrent que l'utilisation d'une valeur unique pour tous les enfants aboutirait à des estimations non fiables de leur santé.

14.10.4. *Difficultés liées à l'âge, à la latence et à l'actualisation*

Un certain nombre de problèmes qui se posent lors de l'évaluation de la santé des enfants ont été identifiés, dont notamment les difficultés liées à l'âge, à la latence et à l'actualisation. Ils exercent une incidence sur l'évaluation de la santé des adultes et pourraient par conséquent avoir un impact plus marqué dans le cas des enfants compte tenu des différences observées entre ceux-ci et les adultes.

Certaines des données empiriques concernant l'évaluation de la santé des adultes mettent en lumière que l'âge pourrait exercer une forte influence sur le montant du CAP : les jeunes adultes ne font pas état du même CAP pour réduire les risques de décès que les individus d'âge moyen ou les autres adultes (Johannesson *et al.*, 1997). Nous pourrions donc raisonnablement nous attendre à ce que l'âge ait davantage d'importance dans le cas des enfants que dans celui des adultes. Aucun consensus ne se dégage des données empiriques mais de nombreuses études économiques ont constaté que la VVS est au moins aussi élevée pour les enfants que pour les adultes. Pour un tour d'horizon des ouvrages consacrés à se sujet, voir Scapecchi (2005). Consulter également Dickie et Gerking (2005).

De nombreux risques environnementaux pour la santé impliquent un décalage dans le temps entre l'exposition et l'apparition de la maladie ou le décès : il s'agit là du problème de la latence déjà examiné à la section 14.7. On sait par exemple que l'exposition à certains métaux lourds et à certains produits chimiques (notamment dans l'enfance) entraîne des problèmes de santé plus tard dans la vie. Une réduction de l'exposition au moment présent permettrait donc de diminuer les risques encourus à un stade ultérieur de la vie. Comme l'a montré la section 14.7, il est donc nécessaire de connaître le CAP actuel des individus pour une réduction des risques futurs. La latence constitue un problème majeur pour l'évaluation des risques environnementaux pour la santé des enfants, du fait de leur vulnérabilité particulière aux polluants environnementaux et de leur plus grande espérance de vie. Les choix qui impliquent des effets latents sur la santé peuvent en outre être influencés par les perceptions de ce que pourraient être les états de santé et les préférences dans le futur. Cela ne fait qu'accroître l'incertitude quant à l'évaluation de la santé des enfants et ajouter à sa complexité (Hoffmann *et al.*, 2005).

L'actualisation est particulièrement importante lorsque les effets sur la santé sont de longue durée, tels que ceux dont sont victimes les enfants. Dans le cadre de l'actualisation appliquée à la santé des enfants, nous devons tenir compte des préférences des parents. Or on ne sait si les parents utilisent ou non un même taux pour actualiser les avantages futurs en matière de santé selon que ce seront eux ou leurs enfants qui en bénéficieront. Une connaissance insuffisante de ce type de décisions, l'incertitude quant aux problèmes de santé futurs, la question du sens que peut avoir leur description et l'effort cognitif que cela exige font qu'il est difficile de déterminer les préférences des parents (Cairns, 2005). Qui plus est, il est fréquent d'utiliser un taux d'actualisation constant dans le temps et

identique pour tous les individus. Les résultats d'études empiriques récentes suggèrent toutefois que des taux d'actualisation non constants et plus généralement l'actualisation hyperbolique peuvent être plus appropriés que l'actualisation exponentielle classique lorsqu'il s'agit d'examiner les effets sur la santé – voir le chapitre 13.

14.10.5. Tour d'horizon des études sur le sujet

On ne sait pas grand-chose de l'évaluation de la santé des enfants, mais l'expérience tirée des recherches sur la santé des adultes suggère que le CAP pourrait constituer le meilleur moyen de déterminer la valeur d'une réduction des risques pour la santé des enfants. Les résultats d'études récentes estimant le CAP pour une réduction des risques pour la santé des enfants sont présentés ci-dessous (voir le tableau 14.7).

Tableau 14.7. **Études évaluant la santé des enfants**

Étude	Pays	Méthode d'évaluation	Mesure des avantages utilisée	Valeur (en USD)
Mortalité				
Mount, Weng, Schulze et Chestnut (2000)	États-Unis	Modèle des comportements de prévention – Donnée sur les achats visant à assurer la sécurité automobile (enquête de 1995)	CAP pour réduire les risques de décès pour différentes tranches d'âge	VVS (en millions d'USD) 7.3 (enfant) 7.2 (adulte) 5.2 (personne âgée)
Jenkins, Owens et Wiggins (2001)	États-Unis	Modèle des comportements de prévention – Données sur le marché des casques de vélo pour enfants (enquête de 1997)	CAP des parents pour réduire les risques de décès de leurs enfants	VVS (en millions d'USD) 2.9 (enfant de 5 à 9 ans) 2.8 (enfant de 10 à 14 ans) 4.3 (adulte)
Morbidité aiguë				
Liu *et al.* (2000)	Taiwan	Étude d'évaluation contingente	CAP de la mère pour éviter un rhume pour elle-même ou son enfant	57 USD (enfant) 37 USD (mère)
Agee et Crocker (2001)	États-Unis	Étude d'évaluation contingente	CAP des parents pour réduire de 1 % l'exposition journalière de leurs enfants à un environnement pollué par la fumée de tabac	10.2 USD (exposition de l'enfant à un environnement pollué par la fumée de tabac)
			CAP pour une amélioration de 10 % de l'état de santé de l'enfant et de la personne interrogée	452 USD (pour l'enfant) 249 USD (pour la personne interrogée)
Dickie et Ulery (2001)	États-Unis	Étude d'évaluation contingente	CAP des parents pour éviter les maladies aiguës	50 USD (pour éviter un symptôme pendant 1 jour)
			CAP pour éviter un symptôme pendant sept jours	150 à 350 USD (enfant) 100 à 165 USD (adulte)
			CAP pour éviter un épisode de bronchite aiguë d'une durée d'une semaine	400 USD (enfant) 200 USD (adulte)
Dickie et Brent (2002)	États-Unis	Étude d'évaluation contingente	CAP pour éviter de présenter les premiers symptômes d'une maladie pendant une journée	94 USD (enfant) 35 USD (adulte)
Morbidité chronique				
Maguire, Owens et Simon (2002)	États-Unis	Modèle hédoniste – Données sur le marché des aliments pour bébés	Prime sous forme d'un surprix pour éviter les résidus de pesticides dans les aliments pour bébés	0.012 USD par an
Dickie et Gerking (2001)	États-Unis	Étude d'évaluation contingente	CAP des parents pour réduire de 1 % le risque de cancer de la peau autre qu'un mélanome	3.18 USD (enfant) 1.29 USD (adulte)

Le nombre d'études empiriques consacrées à l'évaluation d'une réduction des risques pour la santé des enfants est limité. La plupart d'entre elles ne portent pas sur réduction des risques environnementaux pour la santé mais fournissent néanmoins des résultats utiles pour de futurs travaux empiriques. Les estimations sont relativement incomplètes et

seules quelques études en fournissent pour les effets aigus. L'évaluation d'une réduction des risques de mortalité chez les enfants donne des résultats contrastés, bien qu'ils tendent pour la plupart à suggérer que la VVS est supérieure, ou du moins n'est pas inférieure, dans le cas d'un enfant que dans celui d'un adulte.

14.10.6. Conclusions sur l'évaluation de la vie des enfants

Les données empiriques sur l'évaluation des effets de l'environnement sur la santé des enfants sont limitées. Le manque d'informations portant spécifiquement sur les enfants exclut toute évaluation des impacts sanitaires des actuelles politiques de santé liées à l'environnement. Il serait nécessaire de disposer d'un plus grand nombre de données, notamment sur des points finaux spécifiques concernant l'état de santé comparables à ceux utilisés pour les adultes, tels que le risque de maladies chroniques et la morbidité asthmatique. La priorité doit donc être donnée à la collecte et à l'évaluation de données épidémiologiques en vue de la réalisation d'études d'évaluation permettant de donner des conseils judicieux aux pouvoirs publics. Il ne suffit toutefois pas de disposer de meilleures données épidémiologiques de ce type. Ignorer les différences d'évaluation selon qu'il s'agit d'adultes ou d'enfants pourrait avoir pour effet de fausser les estimations des bénéfices pour la santé liés à une réduction des risques environnementaux, et donc aboutir à la mise en œuvre de politiques inefficientes. Pour pouvoir comparer comme il convient les valeurs respectives des bénéfices pour la santé des enfants et des adultes, il serait nécessaire que les estimations soient obtenues grâce à une méthode d'évaluation cohérente.

Les analystes ont par ailleurs tendance à recourir au transfert des valeurs lorsqu'ils ne disposent pas d'estimations fiables. Dans le cas des effets de l'environnement sur la santé des enfants, qui n'ont fait l'objet que de très rares études, le transfert d'avantages risque de se révéler particulièrement hasardeux – voir le chapitre 17. Une possibilité consisterait à calculer un taux marginal de substitution correspondant au ratio de la valeur attribuée par les adultes à leur propre santé par rapport à celle qu'ils attachent à la santé de leurs enfants, comme l'ont suggéré les travaux consacrés à ce sujet – voir Dickie et Gerking (2005). Toutefois, le transfert de bénéfices au moyen d'un taux marginal de substitution de nature générique n'est nullement justifié si les estimations qu'il s'agit de transférer ne sont pas fiables. Étant donné que ce taux marginal de substitution peut varier selon les différents risques pour la santé ou les différentes catégories démographiques, estimer les bénéfices pour la santé des enfants comme s'ils constituaient un multiple constant des bénéfices pour la santé des adultes risque d'induire en erreur. De même, transférer des estimations établies pour les adultes pour les appliquer aux enfants sans aucun ajustement préalable peut aboutir à une sous-estimation des bénéfices pour la santé des enfants.

Conséquences pour l'action des pouvoirs publics

Les responsables de l'élaboration des politiques ont été contraints de prendre des décisions et d'établir des priorités en s'appuyant sur de très rares données et sur des informations limitées. Cela soulève une question quant à la validité des politiques actuellement mises en œuvre : tiennent-elles compte des différences entre les adultes et les enfants ? Sont-elles (toujours) appropriées ?

Trois « défaillances » interdépendantes des pouvoirs publics ont pu être identifiées. Tout d'abord, les normes environnementales sont définies en fonction de leurs impacts sur les adultes, qui sont très différents de ceux qu'elles exercent sur les enfants. Une bonne

évaluation des impacts sur les enfants aboutirait à l'adoption de normes différentes, probablement plus strictes. Par ailleurs, les priorités des pouvoirs publics dans les différents domaines où l'environnement a des impacts sur la santé sont basées sur les réponses des adultes et sont donc souvent inappropriées pour les enfants. Dans de tels cas, les pouvoirs publics ne procèdent pas à des investissements optimaux en vue d'éviter la perte de vies ou les problèmes de santé. Enfin, la répartition des ressources entre les politiques publiques de l'environnement (*ex ante*) et de la santé (*ex post*) peut être déséquilibrée, une trop grande importance étant accordée aux mesures visant à remédier aux impacts sur la santé engendrés par les problèmes environnementaux par rapport à celles destinées à en assurer d'emblée la prévention. Bien que limités, les éléments dont on dispose semblent indiquer que les ressources consacrées à la santé des enfants sont trop faibles.

Compte tenu du manque de données disponibles et de la complexité des problèmes méthodologiques rencontrés, il est probable que l'évaluation des impacts de l'environnement sur la santé des enfants se heurte à de bien plus grandes difficultés. À la lumière des considérations ci-dessus concernant l'évaluation de la vie des enfants, de nouvelles recherches seraient nécessaires pour déterminer quelle est la mesure la plus appropriée des effets sur la santé (consentement à payer ou années de vie en bonne santé, par exemple) et la technique d'évaluation la mieux adaptée (méthodes des préférences déclarées ou des préférences révélées). Les différences d'évaluation peuvent avoir une incidence sur l'une et l'autre de ces mesures mais il reste à déterminer jusqu'à quel point. Il serait par ailleurs nécessaire de mieux comprendre comment la VVS varie selon les caractéristiques des individus. Enfin, compte tenu des disparités régionales, des études économiques comparatives menées dans différents pays contribueraient à l'obtention de valeurs plus fiables.

14.11. Évaluation de la morbidité

Les précédentes sections portaient sur l'évaluation de la mortalité prématurée. La morbidité, c'est-à-dire les maladies non mortelles, revêt également de l'importance dans les contextes environnementaux.

Ready *et al.* (2004a, 2004b) font état d'une vaste étude sur la morbidité dans l'Union européenne (et la Norvège). Cette étude a donné lieu à la réalisation d'enquêtes d'évaluation contingente au Portugal, aux Pays-Bas, en Norvège, en Espagne et au Royaume-Uni portant sur les effets sur la santé présumés liés à la pollution atmosphérique, et plus particulièrement sur les affections respiratoires. Dans chaque pays, le CAP pour éviter des épisodes de certaines maladies a été calculé. Des efforts ont été expressément mis en œuvre en vue de déterminer les effets exercés par le contexte en établissant la valeur des points finaux en matière de santé sans tenir aucunement compte de ce contexte, puis en répétant l'opération pour ces mêmes points finaux mais en ajoutant au questionnaire certains éléments relatifs audit contexte. L'étude vérifiait en outre la validité du transfert de bénéfices en estimant le CAP dans l'un quelconque des pays « de mise en œuvre de la politique » sur la base des valeurs calculées dans les autres pays (constituant le « site de l'étude ») – pour plus de précisions voir le chapitre 17. La comparaison de l'estimation obtenue au moyen du transfert de bénéfices et de la valeur effective déterminée grâce à l'étude d'évaluation contingente dans le pays « de mise en

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

œuvre de la politique » permet de mesurer le degré de validité du transfert de bénéfices. L'erreur (E) qui en résulte était calculée selon la formule suivante :

$$E = \frac{(CAP_T - CAP_{EC})}{CAP_{EC}} \qquad [14.7]$$

Où CAP_T correspond à la valeur du CAP ayant fait l'objet du transfert et CAP_{EC} à l'estimation initiale au moyen de l'évaluation contingente. Le tableau 14.8 indique les estimations moyennes pour cinq pays, ainsi que la moyenne européenne globale.

Tableau 14.8. **Estimations de la valeur de la morbidité en Europe : CAP en GBP pour éviter un épisode de maladie**

Épisode de maladie	Moyenne globale	Pays-Bas	Norvège	Portugal	Espagne	Royaume-Uni
Hôpital	306 (490)	283 (453)	301 (482)	300 (480)	426 (682)	164 (262)
Urgences	158 (253)	128 (205)	239 (382)	185 (296)	146 (234)	131 (210)
Lit	97 (155)	71 (114)	119 (190)	88 (141)	113 (181)	83 (133)
Toux	27 (43)	28 (45)	36 (58)	28 (45)	39 (62)	20 (32)
Yeux	35 (56)	40 (64)	31 (50)	70 (112)	53 (85)	14 (22)
Estomac	35 (56)	–	–	61 (98)	–	26 (42)

Notes : Les valeurs entre parenthèses correspondent à la conversion en euros. Les livres sterling (GBP) ont été converties en euros en appliquant le taux de 1.6:1.
Hôpital = admission à l'hôpital pour le traitement d'une affection respiratoire.
Urgences = consultation au service des urgences pour faire soigner une affection respiratoire.
Lit = 3 jours d'alitement du fait d'une affection respiratoire.
Toux = un jour avec une toux persistante.
Yeux = un jour avec les yeux irrités et larmoyants.
Estomac = un jour avec des nausées ou des maux de tête persistants.
Source : Ready *et al.* 2004a.

Toutes les variables mentionnées au tableau 14.8 concernent les affections respiratoires, mais les évaluations n'en ont pas moins été conçues de telle sorte qu'elles soient « indépendantes du contexte », c'est-à-dire que les causes de la maladie n'étaient pas indiquées. Une analyse plus poussée a montré que l'introduction d'un « contexte » n'entraînait aucune différence statistique du point de vue des estimations du CAP. Celles-ci pouvaient donc en principe être transférées d'un lieu à un autre quel que soit le contexte, étant donné que les valeurs en sont indépendantes (et que le contexte n'exerce sans doute aucune influence). La fiabilité d'un tel transfert dépend en partie de la possibilité de prendre en compte tous les contextes. Cette étude a testé la sensibilité au contexte des enquêtes d'évaluation contingente en ayant recours à deux questionnaires différents : le premier ne donnait aucune indication sur le contexte « causal », contrairement au second. Dans l'enquête menée au Royaume-Uni, une autre dimension contextuelle a été ajoutée sous la forme d'une description des politiques susceptibles de réduire la pollution atmosphérique. Dans l'ensemble, le contexte « causal » n'a pas d'incidence sur le CAP, bien que l'enquête réalisée au Portugal ait constaté que le CAP était inférieur lorsque le contexte était indiqué. L'enquête plus détaillée effectuée au Royaume-Uni a également observé que les politiques mises en œuvre avaient de fait une incidence sur le CAP, celui-ci étant nettement plus élevé lorsqu'une description en était donnée. Comme nous l'examinerons sous peu, le contexte peut prendre bien des aspects différents.

En ce qui concerne la validité du transfert des valeurs du CAP d'un pays à un autre, la valeur moyenne de l'erreur de transfert (E) était de 0.36 (ce qui signifie qu'une erreur moyenne de 36 % est constatée lors du transfert des estimations vers un autre pays que les

cinq sur lesquels porte l'étude). C'est très probablement là une marge d'erreur acceptable dans les études coûts-bénéfices et cette valeur pourrait être aisément intégrée dans une analyse de sensibilité. Pour l'échantillon interne, l'erreur ne dépassait pas 2 % pour la variable « hôpital » en Norvège (c'est-à-dire si l'on appliquait à la Norvège le CAP pour éviter une hospitalisation observé pour les quatre autres pays) mais n'atteignait pas moins de 111 % au Royaume-Uni pour cette même variable et de 235 % pour la variable « yeux ». De façon générale, le transfert des estimations *vers* le Royaume-Uni paraît particulièrement propice aux erreurs (celles-ci se situant dans une fourchette comprise entre 23 % et 235 %).

La transférabilité des estimations du CAP pour éviter la morbidité paraît donc en principe assez fiable, à condition que les valeurs recherchées soient indépendantes du contexte. Si l'on cherche à déterminer le CAP pour des variations induites par les politiques dont la mise en œuvre est envisagée, on pourrait ajouter une « prime » aux estimations indépendantes du contexte, mais de nouvelles recherches seraient nécessaires pour établir quel devrait être le montant de la prime (ou de la « décote ») selon les différents contextes.

Un dernier point est digne d'intérêt au tableau 14.8, à savoir que le CAP pour éviter des problèmes de santé ne paraît pas être lié au revenu, puisque c'est en Espagne qu'il atteint son niveau le plus élevé, ou celui immédiatement inférieur à ce dernier, pour les variables « hôpital », « lit », « toux » et « yeux », par exemple. C'est probablement là une conséquence des différentes formes de soins de santé disponibles dans les divers pays. Les études réalisées au sein de chaque pays mettaient quant à elles en évidence que le CAP était fonction du revenu et qu'il présentait une corrélation *positive* avec l'âge (voir ci-dessus les considérations similaires au sujet de l'âge et de la VVS).

Le tableau 14.9 compare les estimations établies par l'étude sur l'UE réalisée par Ready *et al.* et celles de ExternE (CCE DGXII, 1995 ; CCE DGXII, 1998) et Maddison (2000).

Tableau 14.9. **Comparaison des estimations de la « valeur de la morbidité » in Ready *et al*. (2004a), ExternE et Maddison (2000) (GBP)**

Épisode de maladie	Valeurs pour l'ensemble des pays tirées de Ready *et al.* 2004a	ExternE	Maddison 2000
Hôpital	306 (490)	4919 (7870)	n.a.
Urgences	158 (253)	139 (223)	n.a.
Lit	97 (155)	47 (75)	122 (195)
Toux	27 (43)	5 (7.5)	45 (72)
Yeux	35 (56)	5 (7.5)	38 (61)
Estomac	35 (56)	47 (75)	76 (121)

Notes : Les valeurs entre parenthèses correspondent à la conversion en euros. Les livres sterling (GBP) ont été converties en euros en appliquant le taux de 1.6:1. Les variables ne sont pas identiques dans toutes les études. Les variables « hôpital » et « urgences » sont par contre les mêmes. Un jour passé au lit en raison d'une affection respiratoire est réputé équivalent à une journée d'activité restreinte in ExternE, bien que cette variable soit peut-être définie de façon plus restrictive. Les variables « toux » et « yeux » comptabilisent les journées d'activité légèrement restreinte et correspondent aux journées d'activité légèrement restreinte in ExternE. La variable « estomac » représente une journée de travail perdue et n'a pas d'équivalent direct dans l'étude ExternE, de sorte qu'elle est en l'occurrence supposée correspondre à une journée d'activité restreinte. Elle est par ailleurs réputée équivalente à une journée d'activité restreinte chez Maddison. Toutes les valeurs dont fait état Maddison concernent un épisode d'une durée d'un jour.

Les valeurs établies par l'étude ExternE concordent assez bien avec celles de Ready *et al.* pour ce qui est des variables « urgences » et « estomac », mais elles paraissent sous-estimées pour les catégories « lit », « toux » et « yeux ». Les estimations de Maddison (2000)[9] sont pertinentes parce qu'elles ont été obtenues au moyen d'une méta-analyse donnant lieu au

calcul d'une fonction de transfert globale. Maddison suit l'analyse de Reed Johnson (1996; voir également Desvousges *et al.*, 1998) et intègre des indices de la « qualité du bien-être » (QBE) aux estimations du CAP. Ces indices constituent des indicateurs cardinaux du bien-être sur une échelle graduée de 0 à 1, ces valeurs extrêmes correspondant respectivement à la mort et à un parfait état de santé. Maddison ajoute un certain nombre de données relatives à la Norvège à celles concernant les États-Unis utilisées par Reed Johnson et il obtient la méta-équation suivante :

$$\ln CAP = 1.76 - 4.80.\ln QBE + 0.49 \ln JOURS \qquad [14.8]$$

où JOURS correspond à la durée de la maladie. Il convient de noter que le CAP enregistre une forte augmentation à mesure que QBE diminue. Bien que les estimations comparables soient peu nombreuses, les résultats de Maddison ne paraissent pas très éloignés de ceux issus des études d'évaluation contingente initiales présentées au tableau 14.8.

Vassanadumrongdee *et al.* (2004) réalisent une méta-analyse des évaluations de la morbidité au moyen d'études d'évaluation contingente dans les contextes de pollution atmosphérique. Leur analyse porte sur seize études différentes caractérisées par une vaste couverture géographique internationale. Les états de morbidité vont de la toux aux crises d'angine de poitrine, aux affections respiratoires, à l'asthme et aux admissions à l'hôpital pour des problèmes respiratoires. Les études incluent une première version des études de l'UE décrites ci-dessus. Tout comme les études de Maddison (2000) et de Reed Johnson *et al.* (1996), cette méta-analyse tient compte d'une note du point de vue de la QBE pour chaque état de santé, une note de 0 (mort) à 1 (parfait état de santé) étant assignée aux divers états de santé finals. Le CAP pour l'état de santé évité est ensuite régressé sur les divers facteurs supposés l'influencer, dont notamment la note du point de vue de la QBE, le revenu, l'âge, etc. La forme fondamentale de l'équation de régression est la suivante :

$$CAP = f\,(QBE, JOURS, POP, ÉTUDE) \qquad [14.9]$$

où JOURS correspond à la durée de la maladie, POP aux caractéristiques de la population (âge, sexe, niveau d'instruction et revenu), et ETUDE aux caractéristiques de l'étude d'évaluation contingente (lieu géographique, mode d'obtention des résultats et méthode d'enquête utilisée). Il est fait appel à diverses techniques économétriques et à des fonctions de différentes formes. Les conclusions d'ensemble sont les suivantes :

- Les variables QBE et JOURS présentent une forte corrélation avec le CAP et un test de sensibilité aux variations au sens large se trouve satisfait, c'est-à-dire que le CAP est d'autant plus élevé que les problèmes de santé sont graves et qu'ils durent plus longtemps. Un test strict de sensibilité aux variations n'est par contre pas satisfait – en d'autres termes le CAP n'est pas strictement proportionnel à la gravité des problèmes de santé et à leur durée, résultat qui concorde avec celui des études de la VVS.
- Le CAP marginal pour une amélioration de l'état de santé a tendance à décroître, c'est-à-dire que toute amélioration supplémentaire est évaluée de façon positive, quoique dans des proportions décroissantes.
- L'âge et le revenu ont un important impact sur le CAP. Il convient de noter que la forte incidence de l'âge contraste avec les résultats ambigus obtenus pour ce qui est du lien entre l'âge et la VVS.
- Les études sur le CAP dans les pays en développement mettent en évidence un CAP plus faible que dans les pays développés, comme l'on pouvait s'y attendre.

Les chercheurs choisissent ce qu'ils considèrent comme leur « meilleur » modèle puis l'utilisent pour prédire le CAP pour un état de santé donné (consistant à éviter les épisodes de toux). La valeur prédite peut ensuite être comparée au CAP réel pour les lieux où des études initiales ont été effectuées. Dans l'ensemble, le CAP prédit et le CAP réel étaient similaires (comparaison entre divers pays). Il en ressort de façon générale que, malgré les vastes variations géographiques observées dans les études initiales, le CAP pour éviter les problèmes de santé peut être estimé à l'aide d'une méta-équation du type indiqué plus haut.

14.12. Prime attachée aux cancers

Beaucoup croient que le CAP pourrait être plus élevé pour éviter les cancers que d'autres maladies. Cela est dû à l'« effroi » que suscite cette grave maladie. Les cancers mortels pourraient être évalués en fonction de la VVS correspondante (voir les considérations ci-dessus), bien que dans ce contexte l'on connaisse au préalable la cause probable du décès, l'effet d'effroi pourrait accroître le CAP. Les cancers non mortels peuvent donner lieu à des valeurs spécifiques à ces maladies. Il est quelque peu surprenant que les travaux relatifs aux problèmes d'évaluation aient relativement peu de choses à nous apprendre sur les valeurs attachées aux cancers. Le tableau 14.10 résume les résultats d'études qui se sont penchées sur les cancers non mortels.

Rowe *et al*. (1995) adoptent une valeur basée sur les coûts de traitement des cancers aux États-Unis (« coût de la maladie ») puis la multiplient par 1.5 du fait que, lorsque des études sur le coût de la maladie et sur le consentement à payer sont disponibles, le montant de ce dernier paraît être une fois et demie supérieur au premier. Cette façon de procéder n'est manifestement pas satisfaisante, car rares sont les études qui estiment le coût de la maladie et le CAP. Qui plus est, la valeur du coût de la maladie retenu par Rowe *et al.* date de la moitié des années 70. Elle représente environ 6 % de la VVS qu'ils utilisent. ExternE adopte un chiffre de 450 000 USD pour un cancer non mortel (c'est-à-dire environ 15 % de la VVS), sans que l'on sache toutefois clairement comment il a été calculé.

Tableau 14.10. **Évaluation économique des cancers non mortels (GBP de 1999)**

Étude	Pays	Valeur	Observations
Rowe *et al.* 1995	États-Unis	116 250	Cancers non mortels en règle générale, sur la base du coût de la maladie
ExternE	Europe	281 250	Source non connue
Viscusi, 1995	États-Unis	1 218 750	Cancers de la lymphe
Aimola, 1998	Italie (Sicile)	31 250	Cancer du poumon
		56 250	Cancer de l'utérus
		312 500	Cancer de la prostate
		456 250	Leucémie

Viscusi (1995) a mené une expérience faisant appel à l'informatique dans laquelle les personnes interrogées pouvaient procéder à des arbitrages entre maladie et risque de décès dans un accident automobile. Ses résultats (pour les États-Unis) suggèrent que la valeur attachée à un cancer de la lymphe curable représenterait environ 63 % de la VVS, soit en l'occurrence un montant environ quatre fois supérieur à celui avancé par ExternE.

Murdoch et Thayer (1990) estiment le CAP pour éviter un cancer de la peau en ayant recours à une méthode basée sur les « dépenses de protection », c'est-à-dire en examinant les variations des dépenses en produits de protection solaire. Ils constatent que les dommages totaux entraînés par les augmentations prévues du nombre de cancers autres

que les mélanomes représentent environ la moitié de la mesure du coût de la maladie utilisée à l'époque par l'Agence américaine pour la protection de l'environnement. Non actualisées, leurs estimations peuvent aboutir à une valeur d'environ 30 000 USD par cas[10]. Cependant la plupart des cas se produisent loin dans le futur. Les valeurs pour le cancer de la peau ne sont manifestement pas comparables à celles relatives aux cancers induits par la pollution ou les radiations, étant donné que la grande majorité des cancers de la peau sont opérables et ne laissent que de légères séquelles. Aimola (1998) utilise la méthode de l'évaluation contingente pour obtenir des estimations de la valeur du risque de cancer à partir d'un petit échantillon de population en Sicile. Les cancers en question sont des cancers de la prostate, de l'utérus, des leucémies et des cancers du poumon.

Il est difficile de tirer des conclusions claires de ces études mais il paraît manifeste que les valeurs pour éviter les cancers non mortels ne représentent qu'une fraction de la VVS, comme cela semble vraisemblable. Étant donné que les individus sont enclins à penser que certains cancers représentent une menace plus redoutable pour la vie que d'autres, on pourrait s'attendre à ce qu'ils déclarent un CAP plus élevé pour éviter ces cancers non mortels. Le tableau plaide dans une certaine mesure en faveur de ce point de vue en ce qui concerne les valeurs pour les leucémies et le cancer de la prostate.

Enfin, si les valeurs des cancers non mortels sont inférieures aux VVS mais proportionnelles à un certain effet d'« effroi », on s'attendrait également à ce que les VVS varient en fonction du type de maladie à l'origine du décès. Hammitt et Liu (2004) observent que le cancer bénéficie d'une « prime » qu'ils estiment égale à environ un tiers, en d'autres termes la VVS pour éviter un risque de cancer est 1.3 fois plus élevée que pour une autre maladie.

Nous pouvons conclure qu'il convient sans doute d'attribuer une prime aux VVS selon le type de maladie à l'origine du décès. Lorsque les cancers ne sont pas mortels, une certaine fraction de la VVS devrait être utilisée, cette fraction variant en fonction de chacun d'eux.

14.13. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs

De considérables progrès ont été accomplis ces dernières années dans le sens d'une meilleure définition du sens et de la taille de la « valeur d'une vie statistique » (VVS). Une des principales questions était de savoir comment « transférer » les VVS tirées de contextes non environnementaux pour les appliquer à des contextes environnementaux. Les contextes non environnementaux sont généralement liés à des risques immédiats tels que les accidents. Par contre, les contextes environnementaux sont aussi bien associés à des risques immédiats qu'à des risques futurs. Le caractère futur des risques peut découler de ce que l'individu en question n'est pas exposé à un risque immédiat en raison par exemple des niveaux de pollution actuels mais à un risque futur lorsque la vulnérabilité audit risque sera devenue plus élevée. Il peut tout aussi bien résulter du fait que le risque est latent comme dans le cas de maladies telles que l'asbestose ou l'arsenicose. Tous ces éléments suggèrent que *a)* les évaluations des risques immédiats pourraient être transférées des contextes non environnementaux aux contextes environnementaux (à condition que la perception des risques soit la même[11]) mais que *b)* les risques futurs doivent être évalués séparément.

Pour la formulation de recommandations pratiques, l'âge de la personne interrogée qui évalue le risque n'est pas dénué d'importance. Il peut ou non avoir une incidence lors

de l'évaluation des risques immédiats – les travaux en ce domaine sont ambigus. Il faut donc de façon générale veiller à neutraliser les effets de l'âge des personnes interrogées dans le cadre des études d'évaluation initiales. Pour ce qui est des « transferts de bénéfices », il pourrait falloir adopter une position par défaut dans laquelle les risques immédiats soient évalués de façon identique quel que soit l'âge (de sorte que la VVS ne varie pas en fonction de ce dernier), le recours à une analyse de sensibilité pour vérifier les effets d'une diminution de la VVS étant souhaitable pour les personnes âgées. L'âge a une grande incidence sur l'évaluation des risques futurs. Une politique ayant pour effet de réduire le niveau général d'exposition à la pollution devrait donc être évaluée en tenant compte de la valeur (inférieure à la VVS pour un risque immédiat) attachée à ces risques par les jeunes en tant qu'ils y voient des risques futurs mais aussi de celle que leur attribuent les personnes âgées qui les perçoivent comme des risques immédiats.

Certains risques environnementaux sont supportés de façon disproportionnée par les très jeunes et les très âgés. L'estimation de la valeur par les personnes âgées a été examinée ci-dessus mais l'évaluation des risques pour les enfants constitue un problème complexe. Le calcul du consentement à payer dès à présent semble condamné à l'échec compte tenu que les enfants peuvent n'avoir aucun revenu à répartir entre différents biens (dont une réduction des risques), être mal informés au sujet des risques ou ne pas en avoir conscience, ou encore être trop jeunes pour exprimer de quelconques préférences. Il faut donc se rabattre sur l'évaluation des risques par les adultes *au nom des* enfants. On ne dispose que depuis peu d'études sur lesquelles s'appuyer en ce domaine. Les premières constations donnent à penser que le CAP déclaré par les adultes est plus élevé quand ils procèdent à une estimation de la valeur pour le compte des enfants que lorsqu'ils le font en leur nom propre. La conclusion la plus prudente que l'on puisse en tirer à ce stade est qu'il peut être important que l'ACB tienne compte des impacts sur les enfants, la solution par défaut consistant à utiliser l'évaluation par les adultes des risques pour leur « propre » vie pour estimer la valeur de ceux auxquels sont exposés les enfants.

Notes

1. Le champ couvert par ce chapitre est nécessairement limité dans la mesure où les travaux consacrés à l'évaluation des impacts sur la santé humaine sont désormais extrêmement nombreux. Nous nous bornons à examiner les questions sur lesquelles se sont penchées les études les plus récentes.
2. La terminologie varie : la VVS est également appelée « valeur d'un décès évité » (VDE) ou encore « valeur de la vie » malgré les mises en garde des économistes au sujet de cette dernière expression.
3. La terminologie peut prêter à confusion. Le niveau de risque initial ou de référence doit être distingué de la variation du niveau de risque entraînée par la mise en œuvre de la politique en question.
4. Il convient de noter que plusieurs effets se font sentir. L'actualisation du futur réduira le CAP pour éviter un impact différé sur la santé, alors que l'augmentation des revenus l'accroîtra, selon l'élasticité du CAP par rapport au revenu. Voir Hammitt et Liu (2004) pour l'intégralité du modèle.
5. Si la méthode utilisée est celle des préférences déclarées, tout le problème est de savoir si les individus ont déjà procédé à une actualisation du futur lorsqu'ils répondent à la question relative à leur CAP. Si tel est le cas, il convient d'appliquer la méthode simple. Sinon il est préférable de recourir à l'actualisation.
6. La même « extrapolation » pour passer de la VAV à la VDE ne peut être effectuée pour V_M étant donné que cette dernière valeur concerne une personne âgée en mauvaise santé. On pourrait toutefois supposer pour les besoins de l'argumentation qu'il lui reste une espérance de vie de 5 à

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

10 ans, par exemple, sans ressentir les effets aigus de la pollution, auquel cas la VDE pour cette catégorie serait égale à (7280-14280 GBP)*(5-10), c'est-à-dire de 36 400 GBP à 142 800 GBP pour une VDE « aiguë ». Cette question n'a toutefois pas été examinée lors de l'atelier et cette suggestion devrait être traitée avec une certaine prudence.

7. Toutes les politiques on un coût monétaire qui est en dernier ressort financé par l'impôt, ce qui a pour effet de réduire le revenu disponible des contribuables. Une partie de ce revenu auquel il leur aura fallu renoncé aurait été dépensée dans des mesures destinées à sauver des vies. Toutes les dépenses publiques entraînent donc des pertes en vies. Des études comparables existent pour la Suède où la valeur limite est comprise entre 6.8 et 9.8 millions d'USD – voir Gerdtham et Johannesson (2002) – et pour le Royaume-Uni où elle est d'environ 8 millions d'USD (Whitehurst, 1999).

8. La présente section a été rédigée par Pascale Scapecchi de la Direction de l'environnement de l'OCDE. Elle s'appuie sur les travaux de l'Organisation sur l'évaluation des risques environnementaux pour la santé des enfants – voir Scapecchi (2005a).

9. Les estimations de Maddison portent sur un plus large éventail d'effets sur la santé mais non sur les catégories « urgences » et « hôpital ». Parmi les autres effets, figurent les suivants : crises d'asthme sévères (107 GBP), infections respiratoires de moindre gravité (45 GBP), symptômes respiratoires (45 GBP), bronchites aiguës (106 GBP), douleurs thoraciques (60 GBP), jours d'activité légèrement restreinte (45 GBP), toux grasse (26 GBP).

10. Chiffre établi sur la base de 2.96 millions de cas supplémentaires estimés par eux et de dépenses de protection non actualisées de 87.7 milliards d'USD.

11. Cette question n'est pas examinée faute de place, mais certaines études font clairement pparaître que la nature du risque peut avoir tout autant d'importance que le niveau de celui-ci. Le risque d'être atteint d'un cancer peut ainsi être perçu de façon très différente que celui d'être victime d'un accident même s'ils présentent une égale probabilité et qu'ils entraînent un degré d'incapacité identique.

ANNEXE 14.A1

Calcul de la valeur d'une vie statistique

La méthode habituellement utilisée pour calculer la VVS consiste à supposer que la fonction d'utilité d'un individu pour un patrimoine (W) et un risque de mortalité (p) s'écrit de la façon suivante :

$$U(p, W) = (1 - p).u_a(W) + p.u_d(W) \qquad [A14.1]$$

où U est l'utilité (escomptée), $u_a(W)$ l'utilité en cas de survie – c'est-à-dire l'utilité d'être en vie – et $u_d(W)$ l'utilité en cas de décès. On suppose que $u'_a < 0$ et $u''_a < 0$ La première hypothèse implique que l'utilité marginale du patrimoine augmente en fonction de ce dernier et la seconde que les individus éprouvent de l'aversion pour les systèmes de loterie dont la valeur espérée est égale à zéro, c'est-à-dire qu'ils ont de l'aversion pour les risques financiers.

Il s'agit d'un modèle à une seule période et l'on peut considérer par souci de simplicité que $u_d(W)$ inclut des legs, etc., de sorte qu'il n'est pas nécessairement égal à zéro. Autrement dit, $u'_d \geq 0$. On suppose en outre que :

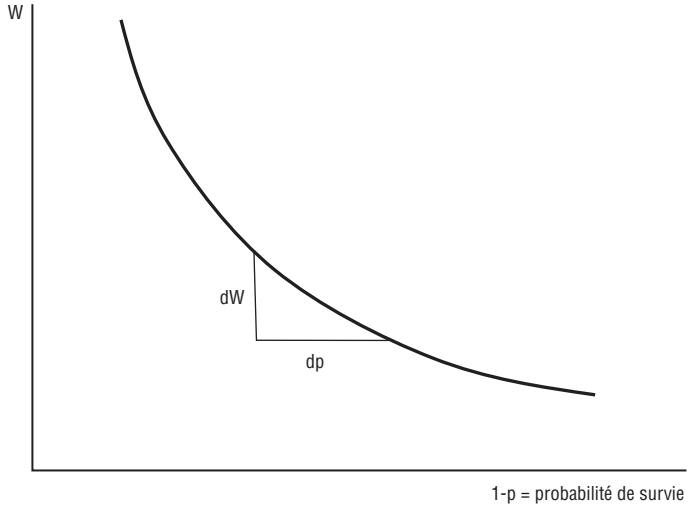
$$u_a(W) > u_d(W) \text{ et}$$

$$u'_a(W) > u'_d(W) \qquad [A14.2]$$

La seconde condition signifie simplement qu'un accroissement du patrimoine génère une plus grande utilité si l'individu survit que s'il meurt. Autrement dit, le patrimoine additionnel procure davantage d'utilité durant la vie que sous forme de legs.

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

La courbe d'indifférence correspondante est la suivante :



Si l'on procède à la différenciation de l'équation A14.1 tout en maintenant l'utilité constante, on obtient :

$$\frac{dU(.)}{dp} = (1-p).u_a^{'}(W) - u_a(W) + p.u_d^{'}(W) + u_d(W) = 0 \qquad \text{[A14.3]}$$

si bien que

$$VVS = \frac{dW}{dp}\Big|_{EU=constante} = \frac{u_a(W) - u_d(W)}{(1-p).u_a^{'}(W) + p.u_d^{'}(W)} \qquad \text{[A14.4]}$$

Le numérateur est égal à la différence d'utilité selon que l'individu survit ou meurt pendant la période en cours. Le dénominateur correspond à l'utilité marginale escomptée du patrimoine en cas de survie et en cas de décès, chacun de ces événements étant pondéré par la probabilité qu'il se produise. Le dénominateur est souvent appelé « coût de l'utilité espérée des fonds » ou « coût de l'utilité espérée des dépenses ».

Risque de référence

Compte tenu des inégalités indiquées en A14.2, VVS > 0. La VVS augmente également avec le risque de référence, p, c'est-à-dire celui de « mourir en tout état de cause » (Pratt et Zeckhauser, 1996). Hammitt (2000) fait observer que cet effet ne peut être important pour de faibles variations du risque étant donné que les probabilités de survie sont, quelle que soit l'année, bien plus importantes que celles de décès [(1-p) est élevé, p est faible]. Le numérateur de l'équation A14.4 demeure constant en cas d'augmentation de p puisque celui-ci n'exerce aucune incidence sur lui. Par contre le dénominateur varie puisque le premier terme diminue alors que le second augmente Compte tenu des probabilités vraisemblables, la baisse est plus forte que l'augmentation et il s'ensuit une diminution du dénominateur. La VVS croît avec le risque de référence, quoique modérément.

Patrimoine

L'effet des variations du patrimoine sur la VVS dépend de l'aversion pour les risques financiers dans les deux cas – survie et décès. L'indifférence et l'aversion à l'égard du risque suffisent pour assurer que la VVS augmente en fonction du patrimoine (W). Compte tenu que $u'_a(W) > u'_d(W)$, le numérateur croît en fonction du patrimoine. Étant donné que

$u''_a(W) < 0$, $u''_d(W) < 0$, le dénominateur diminue avec le patrimoine. La VVS augmente donc avec le patrimoine.

État de santé

La relation entre la VVS et l'état de santé en cas de survie est à proprement parler indéterminée, bien que de nombreuses études partent du principe que la VVS sera plus élevée pour une survie en bonne santé que pour une survie en mauvaise santé, ce qui paraît intuitivement vrai. Hammitt (2000) fait observer que la survie en mauvaise santé peut limiter la capacité de l'individu à accroître l'utilité en procédant à des dépenses monétaires – l'utilité marginale du patrimoine peut être moindre en cas de survie en mauvaise santé qu'en bonne santé. Le dénominateur de l'équation A14.4 est plus faible en cas de survie en mauvaise santé. Mais le numérateur est également plus faible, si bien que la relation entre la VVS et l'état de santé dépend de la valeur exacte de ces variables et pourrait tout aussi bien être positive que négative.

Latence

L'équation A14.4 ne fournit aucune information sur la latence, une exposition aux risques aujourd'hui pouvant entraîner un décès beaucoup plus tard (arsenicose, asbestose, etc.). La VVS pertinente (que nous appellerons VVS_{lat}) est la suivante :

$$VVS_{lat} = \frac{VVS_T}{(1+s)^T}.P_T \qquad \text{[A14.5]}$$

où VVS_{lat} est la VVS au moment présent pour une exposition aux risques aujourd'hui, T la période de latence au terme de laquelle l'individu meurt, s le taux d'actualisation (en théorie le taux d'actualisation de l'individu) et P_T la probabilité que l'individu survive à la période de latence, c'est-à-dire la probabilité qu'il ne décède pas entre-temps pour d'autres causes. La VVS pertinente est donc fondamentalement égale à la valeur actualisée de la VVS future au moment où les conséquences de l'exposition au risque se font sentir, ajustée pour tenir compte de la probabilité de survivre à la période de latence. Si le CAP varie en fonction du revenu et que celui-ci augmente avec le temps, au lieu d'actualiser le CAP futur en appliquant le taux pertinent, il est possible d'utiliser un taux *net*. Si *s* est le taux d'actualisation et que le CAP augmente de n % par an, le taux net sera égal à (s-n) % par an. Un cas de figure particulièrement intéressant se produit lorsque s = n étant donné qu'il suffit alors d'utiliser des valeurs non actualisées.

Hammitt et Liu (2004) présentent une version légèrement plus complexe de l'équation A14.5 pour un risque latent dont la variation présente un caractère transitoire, la réduction du risque étant temporaire au lieu d'être permanente. Lorsque la réduction du risque est permanente, les CAP pour chacune des périodes futures doivent être additionnés. L'équation utilisée par les auteurs est la suivante :

$$CAP_0 = \frac{CAP_T}{\left(1/(1+s)\right)^T.a_T.(1+g)^{T\eta}} \qquad \text{[A14.6]}$$

où CAP_0 est le consentement à payer pour une réduction du risque au moment présent, CAP_T le consentement à payer pour une réduction du risque dans T années, s le taux d'actualisation de l'individu, a un coefficient décrivant la relation entre l'âge et le CAP (a = 1 si l'âge n'a aucune incidence sur le consentement à payer, alors que normalement a < 1), g le taux de croissance du revenu et · l'élasticité du consentement à payer pour une réduction du risque par rapport au revenu. La formule A14.6 s'attache donc expressément

à modifier l'équation de la VVS en ce qui concerne *a)* l'âge et *b)* la croissance du revenu durant une période de latence.

Âge

L'équation A14.4 ne nous dit pas si le CAP (et donc la VVS) varie en fonction de l'âge. L'âge est d'ordinaire supposé avoir deux effets qui se compensent potentiellement : *a)* plus on vieillit, moins il reste d'années à vivre si bien que les bénéfices d'une réduction du risque au moment présent diminuent – nous nous attendrions à ce que la VVS diminue avec l'âge – et *b)* le coût d'opportunité de dépenses monétaires en vue de réduire le risque diminue avec le temps en raison de l'accumulation de l'épargne, de sorte que le CAP pour une réduction du risque peut de fait augmenter avec l'âge. La VVS peut donc en théorie varier de façon indéterminée en fonction de l'âge.

ISBN 978-92-64-01006-2
Analyse coûts-bénéfices et environnement
Développements récents
© OCDE 2006

Chapitre 15

Équité et analyse coûts-bénéfices

L'ACB classique continue pour l'essentiel à considérer que les questions de répartition ou d'équité n'ont guère de place, voire aucune, dans les décisions sociales en matière de sélection et de conception des projets. Ce point de vue est pourtant depuis longtemps contesté par de nombreuses études sur l'ACB. On peut estimer que les propositions qui visent à ce que les évaluations tiennent davantage compte des préoccupations de justice ou d'équité de la répartition examinées dans ce chapitre forment une hiérarchie exigeant un jugement chaque fois plus explicite quant au caractère socialement souhaitable des possibles effets sur la répartition. Il s'agit notamment d'identifier et d'inventorier les modes de répartition des coûts et des avantages liés aux projets, de calculer des coefficients implicites *de pondération en fonction de la répartition pour déterminer quel coefficient il conviendrait d'attacher aux gains d'un groupe d'individus donné pour qu'un projet soit jugé socialement valable, puis de recalculer enfin les avantages nets du projet sur la base des coefficients de pondération* explicites *affectés aux avantages reçus et aux coûts supportés par ces différents groupes sociaux. Ce chapitre aborde donc une question essentielle : celle de la place que devraient occuper les praticiens de l'analyse coûts-bénéfices au sein de cette hiérarchie.*

15.1. Introduction

L'analyse coûts-bénéfices (ACB) se préoccupe (principalement) de l'efficience de l'allocation des ressources économiques. La règle à appliquer est en l'occurrence la suivante : il convient de choisir les projets dont les bénéfices sont supérieurs aux coûts ou bien de répartir les fonds disponibles entre ces projets de telle sorte qu'ils offrent conjointement les plus grands bénéfices nets. Bien entendu, l'efficience n'est pas le seul critère utilisé dans la pratique pour déterminer s'il faut ou non donner suite aux projets proposés, comme le montrent clairement un certain nombre d'exemples de politiques publiques tirés de la vie réelle. Une raison en est que la réflexion en termes de coûts et de bénéfices n'a pas lieu dans un vide moral. La sélection et la conception des projets et des politiques peuvent soulever des problèmes délicats concernant le « bien-fondé » d'une initiative donnée ou le caractère socialement souhaitable d'un certain mode de répartition des coûts et des bénéfices. Ce chapitre est axé sur la façon dont les évaluations coûts-bénéfices peuvent raisonnablement tenir compte de l'incidence exercée par les projets et les politiques sur la répartition. C'est là un reflet de l'idée, non nécessairement partagée par tous, que ces évaluations devraient prendre davantage en considération les préoccupations de justice ou d'équité en matière de répartition au sein des générations actuelles.

Les problèmes de répartition peuvent être implicitement ou explicitement pris en considération dans la réflexion en termes de coûts et de bénéfices, par exemple en ne tenant pas compte de ceux enregistrés au-delà des frontières nationales ou par certains groupes sociaux. Ces problèmes de répartition pourraient de fait se présenter sous diverses formes. Boardman *et al.* (2001) suggèrent ainsi que des conflits peuvent opposer les consommateurs, les producteurs et les contribuables, les participants et les non participants aux projets, les ressortissants du pays concerné et les étrangers, ou encore les riches et les pauvres. Dans le cas des politiques environnementales, nous pourrions également ajouter à cette liste les pollueurs et les victimes/bénéficiaires. Pour illustrer ce dernier point, Freeman (2003) fait valoir que, dans les évaluations coûts-bénéfices, le choix entre le consentement à recevoir une compensation et le consentement à payer est à bien des égards d'ordre éthique puisqu'il est fondé sur un jugement de valeur quant aux « droits de propriété » sous-jacents (voir le chapitre 11).

Diverses propositions ont été formulées concernant le moyen de faire en sorte que les évaluations coûts-bénéfices tiennent compte de l'incidence exercée par les projets et les politiques sur la répartition. Une récente suggestion, que nous suivrons dans ce chapitre, consiste à considérer ces propositions comme une hiérarchie exigeant un jugement chaque fois plus explicite quant au caractère socialement souhaitable des possibles effets sur la répartition. Au cœur de tout jugement de ce type réside une prise de position ou une invitation à s'en tenir aux faits pour ce qui est de la façon dont la société devrait répartir le bien-être, le revenu, le patrimoine ou quelque autre bien plus spécifique tel que la qualité de l'environnement.

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

Une question connexe consiste à savoir quelles en sont les conséquences du point de vue de l'arbitrage entre efficience et équité. Il s'agit en d'autres termes de déterminer jusqu'à quel point il conviendrait d'aménager un critère coûts-bénéfices de type classique en vue de tenir compte des préoccupations en matière d'équité et de répartition. La prise en considération des problèmes d'équité ou de répartition dans le cadre de l'analyse coûts-bénéfices implique que la possibilité d'avoir accès aux biens ou d'éviter les nuisances, qui est favorisée par l'action des pouvoirs publics, ne soit pas exclusivement déterminée par le consentement à payer des individus ou des ménages. Bien des exemples concrets peuvent en être trouvés dans de nombreux domaines de l'action des pouvoirs publics. Ainsi, dans le cadre de la politique de santé, les décideurs pourraient chercher à assurer un équilibre entre le souci de maximiser les bénéfices globaux de leurs interventions dans le secteur des soins de santé et celui d'en faire prioritairement bénéficier certaines catégories de population (telles que les personnes vulnérables, à faible revenu ou disposant de moyens restreints). De fait, les problèmes d'équité sont assez largement pris en considération dans la formulation des politiques de santé, par exemple pour ce qui est des décisions concernant l'offre de soins de santé et leur financement (pour un vaste tour d'horizon, voir Williams et Cookson 2000, ou encore Wagstaff et van Doorslaer 2000). Il est bien moins tenu compte du souci d'équité dans le cadre de l'évaluation économique des politiques d'environnement et des projets ayant des impacts environnementaux. Il existe toutefois un certain nombre d'exceptions notables. Dans le cadre du débat relatif aux changements climatiques, les problèmes d'équité ont à tout le moins occupé une place prépondérante dans les discussions plus larges sur cette question (bien que cela n'ait eu aucune incidence sur le comportement effectif de nombreux gouvernements à travers le monde).

Le reste de ce chapitre s'articule de la façon suivante. La section 15.2 décrit un certain nombre des grandes questions que soulève la prise en considération des problèmes de répartition ou d'équité dans le cadre de l'analyse coûts-bénéfices. La section 15.3 examine ensuite certaines des propositions (connexes) visant à ce que les évaluations coûts-bénéfices tiennent compte des effets que les projets et les politiques exercent sur la répartition. La section 15.4 se penche sur des principes d'équité plus larges et évalue jusqu'à quel point ils se contredisent. Prenant pour exemple la politique de l'environnement, cette section présente une proposition qui s'efforce de concilier les différents principes d'équité en concurrence tels que le principe pollueur-payeur et celui de prise en compte de la capacité de payer. Enfin, la section 15.5 formule des conclusions et des recommandations à l'intention des décideurs.

15.2. Équité et efficience

Les projets et les politiques qui ont des impacts environnementaux exercent inévitablement des effets sur la répartition. Telle est justement la raison d'être d'un très grand nombre de politiques d'environnement qui tendent en fait à favoriser (par rapport au *statu quo*) les victimes de la pollution au détriment des pollueurs. On justifie en règle générale ces politiques d'un point de vue économique en invoquant leur efficience (dans la mesure où elles aboutissent à un plus grand bien-être social global). Cependant, cette application du principe pollueur-payeur (voir par exemple OCDE, 1975) est tout autant imputable au caractère souhaitable des effets sur la répartition exercés par l'octroi de « droits de propriété » aux victimes de la pollution.

Certains projets ou politiques pourraient par contre assurer une plus grande efficience au prix d'effets sur la répartition qui ne paraissent pas souhaitables. La tarification routière

ou l'application de redevances sur les encombrements telles que celle appliquée à Londres (*London Congestion Charge*) en offrent un bon exemple. En effet, depuis février 2003, les automobilistes désireux de pénétrer dans le centre de Londres les jours de semaine à certaines heures de pointe doivent désormais acquitter une redevance forfaitaire. Cette redevance n'est certes pas optimale au sens où son montant serait égal au coût social marginal d'un déplacement en voiture, mais elle n'en a pas moins un objectif similaire puisqu'elle vise à réduire les encombrements en incitant les automobilistes à tenir davantage compte des coûts sociaux de leurs déplacements. Il est intéressant de noter qu'une évaluation coûts-bénéfices de ce dispositif réalisée pour le compte de l'Autorité du grand Londres – l'organe responsable de la gestion de la redevance sur les encombrements mise en œuvre dans la capitale anglaise – a montré que ses bénéfices nets (*ex ante*) devraient probablement être positifs. Cependant, l'application de redevances sur les encombrements a en général un certain nombre d'effets sur la répartition qui ont également leur importance. En particulier, bien qu'il assure d'après l'évaluation coûts-bénéfices de l'Autorité du grand Londres une affectation plus efficiente des ressources économiques, ce rationnement de l'utilisation des routes au bénéfice des « plus offrants » implique que les automobilistes qui n'ont pas les moyens d'acquitter la redevance sont « contraints » d'utiliser les transports publics ou de renoncer purement et simplement à leurs déplacements. Il pourrait s'ensuivre une surfréquentation des systèmes de transport public source de désagréments pour les nouveaux usagers comme pour les anciens.

Une solution pourrait à l'évidence consister à invoquer le critère de Kaldor-Hicks, en vertu duquel tout est dans l'ordre pour peu que ceux qui tirent avantage de l'application d'une redevance sur les encombrements puissent offrir une compensation potentielle à ceux qui subissent une perte du fait de sa mise en œuvre. L'idée de départ pourrait être que ceux qui supportent une perte nette à la suite d'un tel projet bénéficieront somme toute de bénéfices nets liés à la mise en œuvre de projets efficients dans d'autres domaines. Il paraît donc raisonnable de chercher à sélectionner les projets de manière à maximiser la taille du gâteau que la société aura à se partager. À supposer que des problèmes de répartition subsistent, les décideurs pourraient par ailleurs se pencher sur la question du partage du gâteau en ayant recours aux autres instruments de redistribution dont ils disposent. Dans cette optique, le souci d'efficience peut être légitimement dissocié des préoccupations d'équité ou de répartition. Il pourrait cependant ne pas être aussi facile de distinguer dans la pratique l'efficience de l'équité que ne le suppose cette approche classique. Qui plus est, les effets sur la répartition exercés par un projet risquent d'avoir un important impact sur son acceptabilité politique ou sur l'accueil que lui réserve l'opinion publique. La conception de la redevance sur les encombrements appliquée à Londres prenait ainsi par avance en considération divers problèmes de répartition. Certaines catégories de population sont exonérées ou soumises à une redevance de plus faible montant alors même que le produit en est réinvesti dans le réseau de bus de Londres. Ces dispositions exigent de sacrifier une certaine efficience étant donné que les individus bénéficiant d'une exonération continuent de se comporter aux points d'accès comme si l'utilisation des routes était « gratuite ». Il est cependant probable que les décideurs de Londres aient (à tort ou à raison) estimé qu'un tel sacrifice vaut la peine s'il atténue ne serait-ce qu'en partie les préoccupations de l'opinion quant aux effets sur la répartition exercés par la redevance sur les encombrements appliquée à Londres.

La question est de savoir comment il peut être systématiquement tenu compte de ces problèmes de répartition dans le cadre d'une analyse coûts-bénéfices. Le moyen d'y

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

parvenir consiste généralement à calculer les bénéfices (sociaux) nets (*BN*) de la façon suivante. Supposons par souci de simplicité qu'un projet n'aura d'incidence que sur deux individus. La prise en considération de la répartition des gains et des pertes pourrait être assurée en attachant un coefficient de pondération (a_i) aux bénéfices nets dont bénéficie chaque individu, soit $BN = a_1BN_1 + a_2BN_2$.

Cela met en évidence une importante caractéristique de l'ACB classique, à savoir qu'elle suppose que $a_1 = a_2 = 1$. Autrement dit, des coefficients de pondération égaux à un sont assignés aux bénéfices nets obtenus par chacun des individus, quel que soit celui d'entre eux qui en bénéficie ou en supporte les coûts. Divers arguments pourraient justifier une telle approche. La répartition du revenu ou du bien-être pourrait par exemple être jugée optimale (du point de vue de ses effets sur le bien-être social). Si nous admettons que les coefficients de pondération a_i offrent une description numérique des préférences de la société en matière de répartition, l'approche classique revient à considérer que la façon dont les bénéfices nets sont répartis n'a aucune importance, même s'il s'avère que les individus concernés par le projet présentent des caractéristiques socioéconomiques très dissemblables. Si par contre la répartition n'est pas optimale – du fait par exemple que des obstacles politiques ou administratifs s'opposent à la mise en place des mesures de répartition requises – l'application de coefficients de pondération différents aux bénéfices nets de divers individus est justifiée dès lors que l'on peut raisonnablement affirmer que cette façon de procéder reflète de légitimes préoccupations d'équité et de répartition. Cela revient à considérer que le processus de sélection ou de conception des projets pourrait constituer un autre moyen de servir les objectifs de la société du point de vue de la répartition. Sans surprise, une bonne partie de la controverse suscitée par l'application de coefficients de pondération en fonction de la répartition tourne autour des mérites relatifs de l'utilisation des projets à de telles fins, ainsi que des problèmes entraînés par les conjectures quant à ce que pourraient être les objectifs de la société en matière de répartition.

Les problèmes de répartition ont toujours trait au mode de partage d'un élément donné, c'est-à-dire de certains effets du point de vue du développement. Avant d'examiner comment il pourrait être tenu compte de ces préoccupations dans les évaluations coûts-bénéfices, il convient de se demander quelle en est la cause. Autrement dit, qu'est-ce qui est supposé faire l'objet de la répartition? Kriström (2005) envisage au moins deux possibilités.

Tout d'abord, il pourrait s'agir de répartir le bien-être. On pourrait estimer que cela revient à un problème de répartition du revenu, bien que la notion de revenu doive en l'occurrence être définie au sens large. Les coûts et les bénéfices non marchands pourraient ainsi être considérés comme des facteurs déterminant en partie le revenu des individus (voir le chapitre 16). Cependant, dans la pratique, l'ACB tenant compte des problèmes de répartition s'est dans la plupart des cas attachée à donner une définition plus étroite (mais plus aisément mesurable) du revenu.

En second lieu, certains éléments tendent à montrer que les décideurs et l'opinion publique se préoccupent également de la façon dont certains biens ou certaines nuisances sont répartis entre les différents groupes sociaux. Le mouvement en faveur de la justice environnementale aux États-Unis a ainsi fait valoir que les affectations des sols non souhaitées ou dangereuses (telles que l'implantation d'installations d'élimination et de transfert des déchets) sont injustement ou inéquitablement réparties, c'est-à-dire

essentiellement situées dans des zones à relativement forte densité de personnes à faible revenu ou appartenant à des minorités ethniques. Malgré les débats au sujet des instruments d'action des pouvoirs publics ou des mécanismes de marché qui pourraient aboutir à ce résultat, les sympathisants de ce mouvement préconisent une toute autre répartition du fardeau imposé par ces nuisances environnementales. Il en est de même pour d'autres nuisances environnementales telles que la mauvaise qualité de l'air ou pour certains biens environnementaux tels que l'agrément procuré par les espaces verts dans les zones urbaines.

15.3. Analyse des impacts sur la répartition exercés par les projets dans le cadre des évaluations coûts-bénéfices

On trouvera ci-dessous un exemple simple de la façon dont certaines préoccupations en matière de répartition peuvent être analysées dans le cadre des évaluations coûts-bénéfices. Là encore, supposons que seuls deux individus, désignés cette fois par les lettres *R* et *P*, soient affectés par un projet au sein de la société et que le bénéfice net de ce projet pour chaque individu (*R* et *P*) soit égal à :

- Individu *R* : + 200 GBP
- Individu *P* : – 100 GBP

Les bénéfices nets totaux du projet s'élèvent à 100 GBP. Le projet est donc digne d'intérêt puisqu'il accroît l'efficience économique. Cependant, que se passe-t-il si l'individu *P* – c'est-à-dire celui qui subit la perte nette – est pauvre par rapport à celui qui reçoit des bénéfices nets du projet? C'est-à-dire si le projet aggrave une répartition déjà inégale du revenu et du bien-être.

Plusieurs moyens ont été proposés en vue d'analyser ce type de problème de répartition dans le cadre de l'évaluation coûts-bénéfices. Kriström (2005) a qu'il est possible de considérer que ces propositions forment une hiérarchie. Il s'agit notamment 1) d'identifier et de recenser de quelle façon se répartissent les coûts et les bénéfices liés aux projets; 2) de calculer des coefficients *implicites* de pondération en fonction de la répartition (par exemple, si un projet génère des pertes nettes globales mais qu'un groupe dont la société se soucie particulièrement en retire des gains nets, quel devrait être le coefficient attaché à ceux-ci pour que le projet soit jugé socialement valable?); et enfin 3) de recalculer les bénéfices nets du projet sur la base des coefficients *explicites* de pondération en fonction de la répartition attachés aux bénéfices reçus et aux coûts supportés par les différents groupes sociaux.

15.3.1. *Identifier les impacts du point de vue de la répartition*

On reproche fréquemment à l'ACB de ne se préoccuper que du « résultat final » d'une politique ou d'un projet, c'est-à-dire de leurs bénéfices nets pour la société. Il est pour plusieurs raisons problématique de partir de l'hypothèse (provisoire) que ce reproche est justifié. Par exemple, comme cela a été précédemment noté dans ce chapitre, les décideurs se soucient souvent de savoir quelles sont les données précises qui permettent d'aboutir à un tel résultat global, c'est-à-dire de déterminer de quelle façon se répartissent les avantages nets. Ces informations pourraient cependant servir à d'autres fins que le simple recensement des impacts sur la répartition. On pourrait ainsi vouloir savoir pour des raisons pragmatiques quels groupes enregistrent un gain et quels autres subissent une perte à cause du projet, du fait par exemple qu'ils seraient à même d'influer sur la réussite

ou sur l'échec de ce dernier (c'est-à-dire sur la concrétisation ou non de ses avantages nets).

Il serait donc à tout le moins utile que l'ACB fournisse des informations détaillées sur les impacts du point de vue de la répartition. Il ne serait dès lors pas nécessaire que le spécialiste de l'analyse coûts-bénéfices porte un jugement sur les données empiriques relatives à la pondération des impacts dont bénéficient ou dont pâtissent les différents groupes. Il suffit que ces impacts soient aussi bien établis que le permettent les données et les autres sources d'information disponibles. Il serait peut-être souhaitable de laisser aux responsables politiques le soin de décider comment ces effets sur la répartition pourraient influer sur l'évaluation de l'intérêt social du projet. Il serait à l'évidence naïf de penser que tout jugement de valeur puisse ainsi être éliminé. Il faut bien par exemple décider à un moment ou à un autre quels sont les groupes sociaux dont il convient de tenir compte. Cependant, comme l'illustreront les sections suivantes, une telle approche exige moins de jugements hasardeux que les autres options analytiques de la hiérarchie.

Identifier avec suffisamment de précision les « gagnants » et les « perdants » ainsi que leurs revenus et/ou certains autres aspects de leur position relative au sein de la société risque de soulever des difficultés pratiques. Bien entendu, faute de cette information essentielle, aucune analyse plus ambitieuse des problèmes de répartition (décrits ci-dessous) ne peut non plus être envisagée. C'est sans doute là une question de degré et il est tout aussi probable que de nombreuses évaluations coûts-bénéfices ne génèrent pas de telles données simplement parce qu'elles n'y sont pas contraintes et non parce que la tâche serait en soi irréalisable. Il est intéressant de noter que les approches modernes de l'évaluation des bénéfices à l'aide des méthodes des préférences déclarées telles que l'évaluation contingente (chapitre 8) pourrait déjà dans bon nombre de cas offrir d'abondantes données concernant la répartition des impacts non marchands. En d'autres termes, elle fournit généralement des informations sur les caractéristiques démographiques et socioéconomiques des personnes interrogées ainsi que des données détaillées au sujet par exemple des utilisations d'un bien environnemental particulier et de l'expérience acquise en la matière. Ces données pourraient fournir de précieuses indications sur la façon dont sont répartis certains impacts des projets.

15.3.2. Pondération implicite en fonction de la répartition

L'analyse des problèmes de répartition devrait-elle, dans le cadre des évaluations coûts-bénéfices, se limiter à identifier et recenser soigneusement comment se répartissent les coûts et les bénéfices ? Il existe pour l'essentiel deux autres possibilités. Elles s'appuient toutes deux sur une réflexion quant à la façon dont les informations concernant la répartition pourraient être utilisées par les décideurs dans un cadre comparable à celui du critère classique des bénéfices nets. Il faut pour ce faire modifier la règle de décision sur laquelle repose l'ACB en vue de prendre en considération les bénéfices nets ajustés ou pondérés en fonction de la répartition comme indiqué à la section 15.2. Le critère des bénéfices nets pondérés en fonction de la répartition est qu'il doit être donné suite à un projet si :

$$\sum_i a_i BN_i \geq 0$$

où a_i varie selon les individus, les ménages ou – de façon plus réaliste – les groupes sociaux (c'est-à-dire selon le niveau d'agrégation autorisé par les données disponibles). Autrement

dit, il convient de donner suite à un projet si la somme des avantages nets pondérés en fonction de la répartition est au moins égale à zéro.

Bien que le choix des coefficients de pondération « appropriés » suscite comme nous le verrons de considérables débats, un moyen commode de tourner la difficulté consiste à se demander plutôt quel serait l'ensemble de coefficients de pondération à appliquer pour « parvenir à un équilibre » entre les arguments amenant à recommander de donner suite au projet (c'est-à-dire des bénéfices nets totaux positifs) ou au contraire d'y renoncer (à savoir des bénéfices nets totaux négatifs) (Gramlich, 1990; Kanninen et Kriström, 1993).

Soit $0 = BN = BN_R + a_P BN_P \Rightarrow a_P{}^* = \frac{BN_R}{BN_P}$

C'est donc là un test de répartition implicite puisqu'il n'exige pas que les coefficients de pondération (a_i) à appliquer soient directement déterminés. Il s'agit plutôt de savoir, pour $a_R = 1$ et si l'on suppose que $BN = 0$, quelle devrait être la valeur du coefficient de pondération implicite $a_P{}^*$ pour qu'il influe sur la décision concernant l'intérêt social du projet? Dans l'exemple simple ci-dessus, la réponse est 2 :

c'est-à-dire $a_P{}^* = \frac{BN_R}{BN_P} = \frac{200}{100}$.

Une fois déterminé ce « point d'équilibre », que peut-on faire de cette information? Peut-être pourrait-on avant tout se demander si l'application de ce ou ces coefficients de pondération est justifiée, c'est-à-dire si elle est ou non conforme aux préférences de la société ou aux éléments d'information dont on dispose quant à son acceptabilité politique. Dans notre exemple simple, la réponse pourrait dépendre de l'écart entre les revenus relatifs des deux individus, ainsi que de la distance à laquelle ils se situent par rapport à des points de référence communément admis tels que le seuil de pauvreté ou le revenu moyen. Il n'est toutefois sans doute pas possible de répondre à cette question de façon satisfaisante à moins d'avoir recours à des estimations fiables et directes de a_P. Toujours est-il que cette pondération implicite vise à permettre au spécialiste de l'analyse coûts-bénéfices d'éviter des problèmes potentiellement inextricables. Les coefficients implicites de pondération n'en peuvent pas moins être comparés avec l'éventail d'estimations mentionnées dans les études publiées que nous examinerons au point 15.3.3 ci-dessous.

Gramlich (1990) remarque que les données précédemment examinées peuvent également être utilisées d'une autre façon. Le processus de sélection ou de conception des projets ne constitue en effet qu'un mécanisme de redistribution parmi tant d'autres à la disposition des pouvoirs publics. Certains détracteurs de l'ACB tenant compte des problèmes de répartition tels que Harberger ont par ailleurs affirmé qu'il faut se demander si ces autres mécanismes ne représentent pas de manière générale un moyen socialement moins coûteux de faire face aux inégalités. Ce serait assurément vrai si par exemple quelque mécanisme budgétaire permettait d'assurer sans aucun coût la redistribution des revenus. En pareil cas, il serait toujours souhaitable de mettre en sommeil les projets équitables mais inefficients et de tenter de remédier aux inégalités de répartition à l'aide de cet autre mécanisme de redistribution. Inutile de préciser que tout système de redistribution est à un plus ou moins grand degré inefficient[1]. Il importe cependant d'insister sur le fait qu'il s'agit là d'une question de degré. Le recours au processus de sélection ou de conception des projets pour faire face aux problèmes de répartition doit dès lors être comparé aux autres instruments (pratiques) permettant d'assurer un transfert direct de revenus entre les individus (par exemple au travers du système fiscal) ou aux autres programmes publics spécialement destinés à relever les bas revenus.

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

Les informations éventuellement disponibles sur l'inefficience relative des divers autres mécanismes pratiques de redistribution permet de soumettre à une limite supérieure le degré d'inefficience admissible lors de la sélection et de la conception des projets sur la base des critères de répartition. D'un point de vue formel, il s'agit donc de comparer les termes a_P^* et 1/(1-*c*). Le coefficient *c* est un indicateur du degré d'inefficience des autres mécanismes de redistribution (c'est-à-dire du taux de diminution des ressources totales entraînée par le « processus » de redistribution) et sa valeur sera comprise entre 0 et 1. Dans l'exemple ci-dessus, il conviendrait de donner suite au projet dès lors que $c \leq 0.5$. Les problèmes de répartition peuvent ainsi influer sur le choix des projets à condition que ce soit là le moyen le plus efficace par rapport aux coûts d'atteindre un certain objectif répartitif.

15.3.3. Pondération explicite en fonction de la répartition

La dernière grande option analytique ne se contente pas de se demander quelles *devraient être* les valeurs des coefficients de pondération en fonction de la répartition. Une approche bien plus rigoureuse consisterait à assigner des coefficients de pondération explicites, peut-être en s'appuyant sur les conclusions des études antérieures. Une telle approche est par exemple basée sur un jugement quant à la valeur que revêtent les revenus pour ceux qui enregistrent des gains ou des pertes du fait du projet. L'hypothèse de l'utilité marginale décroissante du revenu implique qu'une même variation du revenu a une plus grande valeur d'utilité pour un individu pauvre que pour un riche. Toutes choses égales par ailleurs, il en résulte que les bénéfices reçus par ce dernier seront assortis d'un moindre coefficient de pondération que ceux de même montant dont bénéficierait le premier, et ce pour tenir compte de la différence dans leur contribution relative au bien-être social. Suivant ce raisonnement, le coefficient de pondération pourrait être le suivant :

$$a_i = (\overline{Y} / Y_i)^e$$

où $\overline{Y}$ est le revenu moyen par habitant, Y_i le revenu du *i*ième individu (ou groupe social), et *e* l'élasticité de l'utilité marginale du revenu, c'est-à-dire la valeur attachée par la société à une augmentation du revenu de cet individu. (Le calcul de ce coefficient de pondération est illustré à l'annexe de ce chapitre.) à l'évidence, les données relatives aux deux premiers paramètres sont (en principe) facilement mesurables, mais ce sont les informations dont on dispose au sujet de *e* qui sont essentielles. Intuitivement, on peut dire que cette élasticité correspond au degré d'aversion de la société à l'égard des inégalités. Il est donc logique, pour déterminer son ordre de grandeur probable, de commencer par se demander jusqu'à quel point la « société » est prête à tolérer les inégalités.

En principe, *e* pourrait être compris dans la fourchette suivante : $0 \leq e < \infty$. Mais heureusement pour les analystes, les études examinées ci-dessous suggèrent que cette fourchette devrait vraisemblablement être bien plus étroite. Il convient de noter que l'ACB classique ou « non pondérée » revient à supposer que $e = 0$ (puisque cela impliquerait que $a_i = 1$). À l'autre extrême, à mesure que le degré d'aversion à l'égard des inégalités devient de plus en plus grand ($e \rightarrow \infty$), le critère coûts-bénéfices amène à toujours « écarter » les projets ayant un effet négatif sur les plus défavorisés. (À l'inverse, les projets ayant une incidence positive sur les plus démunis seront toujours retenus.) La solution la plus simple du point de vue de la facilité de calcul consisterait certes à supposer que $e = 1$ (et donc à comparer le revenu de chaque individu par rapport à la moyenne), mais il faut en dernière analyse se demander si cette hypothèse n'implique pas vraisemblablement de plus fortes

préférences sociales en faveur de l'égalité des revenus que ne le donnent à penser les données observées.

Répétons-le, les coefficients de pondération en fonction de la répartition reflètent un jugement au sujet de la valeur qui doit être accordée à chaque dollar ou euro reçu par chacun des individus ou des groupes sociaux ou qui leur est retiré. Il pourrait être fait appel à divers éléments pour tenter de justifier un tel jugement. Il est généralement admis qu'il devrait s'appuyer sur le comportement révélé des gouvernements (démocratiques et soumis à l'obligation de rendre compte) concernant par exemple les politiques de redistribution. Autrement dit, l'examen des politiques pour lesquelles les problèmes de répartition constituent une préoccupation majeure peut donner des indications sur les coefficients de pondération relatifs qu'il convient d'assigner aux coûts et aux bénéfices supportés ou retirés par les divers groupes sociaux. Le système d'impôt sur le revenu constitue d'ordinaire un point de référence, les différents taux marginaux d'imposition appliqués aux individus selon le niveau de leurs revenus apportent à l'analyste d'utiles informations quant aux préférences de la société concernant la valeur sociale desdits revenus. Une importante variante de cette approche repose sur la notion d'égalité du sacrifice *absolu*. Le système fiscal est en effet censé imposer le même fardeau à toutes les tranches de revenu en termes de perte d'utilité par rapport à une certaine fonction d'utilité (voir Young 1994, quoique Gramlich 1990 fasse entre autres état des problèmes que pose une telle utilisation des informations concernant les taux marginaux d'imposition).

Tableau 15.1. **Coefficients de pondération en fonction de la répartition et ACB : un exemple à titre d'illustration**

Degré d'aversion à l'égard des inégalités : *e*	Bénéfices nets : individu *R*	Bénéfices nets : individu *P*	Bénéfices nets totaux
0	200	–100	100
0.5	163	–141	22
1	109	–283	–174
2	48	–1 131	–1 083

Le tableau 15.1 indique quelles sont, pour les données simples précédemment prises pour exemple dans ce chapitre, les conséquences lorsque *e* revêt diverses valeurs. Nous partons en outre de l'hypothèse que le rapport entre le revenu de l'individu plus riche *R* et celui de l'individu plus pauvre *P* est égal à 3, soit $Y_R = 3Y_P$. Il convient de noter que de façon générale les valeurs de *e* supérieures à 0 ont pour effet de réduire les bénéfices nets positifs pour l'individu *R* et d'accroître les bénéfices nets négatifs pour l'individu *P*. L'ordre de grandeur de *e* détermine l'ampleur de cet ajustement relatif. Dès lors, si $e = 0.5$ les bénéfices nets du projet sont certes faibles mais demeurent positifs. Si par contre $e = 1$ la somme des bénéfices nets pondérés en fonction de la répartition s'avère négative. Le tableau fait également apparaître que, lorsque les valeurs de *e* sont plus élevées, les coefficients de pondération attachés aux pertes encourues par l'individu dont le revenu est inférieur à la moyenne atteignent très vite des niveaux relativement extrêmes.

Le tableau 15.2 en offre une autre illustration. Il indique la valeur sociale implicite attachée à un dollar reçu par *P* par rapport à un dollar retiré à *R* (ou *vice versa*). Ainsi, pour $e = 1$, la valeur accordée à la perte subie par *R* ne représente que 30 % de celle attribuée au gain enregistré par *P*. Pour $e = 2$, la valeur accordée à la perte subie par *R* ne représente par contre plus que 10 % de celle attribuée au gain enregistré par *P*, etc. En d'autres termes, si

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

nous supposons que $a_R = 1$, et si $e = 2$, il en résulterait que a_P devrait être 10 fois supérieur à ce chiffre, soit $a_P = 10$.

Tableau 15.2. **Valeur sociale relative des gains et des pertes**

	Valeur de *e*			
	0	0.5	1.0	2.0
Rapport entre la perte subie par *R* et le gain enregistré par *P*	1.00	0.60	0.30	0.10

Source : Adapté de Pearce (2003b).

L'ordre de grandeur de *e* a en particulier fait l'objet de débats empiriques. On trouvera un vaste tour d'horizon des études consacrées à ce sujet in Pearce et Ulph (1999) et Cowell et Gardiner (1999). Ces derniers parviennent certes à la conclusion qu'« une fourchette de 0.5… à 4 paraîtrait raisonnable » (p. 33), mais Pearce et Ulph (1999) se prononcent en faveur d'une fourchette bien plus étroite de part et d'autre d'une valeur de 0.8. Pearce (2003b) en déduit que des valeurs de *e* comprises entre 0.5 et 1.2 pourraient être légitimement utilisées dans le cadre de l'analyse coûts-bénéfices de la politique de lutte contre les changements climatiques. L'identification d'une telle fourchette présente bien plus qu'un intérêt théorique. Elle fournit un utile point de référence par rapport auquel pourraient par exemple être examinées les propositions en matière de politique environnementale motivées par des préoccupations relatives à la répartition (voir l'encadré 15.1).

Encadré 15.1. **ACB tenant compte des problèmes de répartition et changements climatiques**

Les travaux sur les aspects économiques des dommages entraînés par les changements climatiques laissent transparaître un regain d'intérêt pour l'ACB tenant compte des problèmes de répartition. On peut certes faire remonter l'origine des débats sur ce point particulier à l'idée aberrante que l'économie ne peut nous apprendre grand-chose d'utile au sujet de la politique de lutte contre les changements climatiques. Cela n'en a pas moins eu le mérite d'ouvrir un nouvel et intéressant axe de recherche sur l'ACB et l'équité. Il en ressort notamment une certaine préoccupation quant au traitement réservé par l'analyse économique à la manière dont le fardeau imposé par les dommages résultant des changements climatiques seront vraisemblablement répartis entre les divers pays selon qu'ils peuvent être qualifiés de riches ou de pauvres et vulnérables. Aussi de plus en plus d'études marquantes sur les dommages causés par les changements climatiques ont-elles tenu compte de cette préoccupation en adoptant une forme ou une autre de pondération en fonction de l'équité ou de la répartition.

Pearce (2003b) donne un exemple des conséquences que peut avoir la pondération en fonction de la répartition sur le calcul des dommages causés par les changements climatiques. Il se fonde sur des données tirées de l'étude souvent citée de Fankhauser (1995). Les estimations initiales (c'est-à-dire non pondérées) du niveau des dommages – résultant d'une multiplication par deux des concentrations de dioxyde de carbone par rapport à l'ère pré-industrielle ($2 \times CO_2$) – ainsi que la façon dont ils sont répartis entre les pays riches et les pays pauvres sont ajustées à l'aide de coefficients de pondération. Les dommages totaux à l'échelle de la planète (découlant d'une telle multiplication par deux des concentrations de CO_2), $D_{PLANETE}$, sont égaux à la somme de la valeur en dollars des dommages subis par les pays pauvres (D_P) et de la valeur en dollars de ceux

Encadré 15.1. **ACB tenant compte des problèmes de répartition et changements climatiques** *(suite)*

enregistrés par les pays riches (D_R). Ces valeurs sont ajustées au moyen de coefficients de pondération au titre de l'équité, soit respectivement a_p et a_R. D'où :

$D_{PLANETE} = a_P D_P + a_R D_R$

Les coefficients de pondération a_p et a_R sont calculés au moyen de la formule suivante : $a_i = (\overline{Y} / Y_i)^e$, où $\overline{Y}$ est le revenu moyen par habitant à l'échelle de la planète, Y_i le revenu moyen par habitant d'un pays (riche ou pauvre), lui-même ajusté pour tenir compte des différences de pouvoir d'achat selon les pays, et *e* l'élasticité de l'utilité marginale du revenu. La formule ci-dessus peut dès lors s'écrire ainsi :

$$D_{PLANETE} = \left[\left(\frac{\overline{Y}}{Y_P}\right)^e \times D_P\right] + \left[\left(\frac{\overline{Y}}{Y_R}\right)^e \times D_R\right].$$

Les données fondamentales suivantes ont été utilisées pour réestimer les dommages causés par les changements climatiques à la lumière des considérations relatives à la répartition : D_P = 106 milliards d'USD, D_R = 216 milliards d'USD, Y_P = 1 110 USD, Y_R = 10 000 USD et $\overline{Y}$ = 3 333. Les dommages estimés après pondération en fonction de la répartition sont dès lors égaux à :

$$D_{PLANETE} = \left[\$106bn \times \left(\frac{\$3{,}333}{\$1{,}110}\right)^e\right] + \left[\$216bn \times \left(\frac{\$3{,}333}{\$10{,}000}\right)^e\right]$$

Le tableau 15.3 indique quelles sont, selon la valeur supposée de *e*, les conséquences de l'ajustement des estimations des dommages causés par les changements climatiques pour prendre en considération les écarts de revenu par habitant entre pays riches et pays pauvres. La colonne 2 (*e* = 0) reproduit les estimations des dommages précédemment mentionnées. Si *e* = 0.5 (colonne 3), cette pondération accroît les dommages estimés subis par les pays pauvres et réduit ceux supportés par les pays riches. De fait, après ajustement, la valeur en dollars de D_P est supérieure à celle de D_R. Les dommages à l'échelle planétaire sont toutefois globalement moindres que quand ils ne sont pas pondérés (*e* = 0). Lorsque e = 1 (colonne 4), l'augmentation de D_P est bien plus marquée. Autrement dit, D_P s'accroît bien plus vite que D_R ne diminue. Les dommages à l'échelle planétaire sont cependant moins de 30 % plus élevés qu'en l'absence de pondération (ligne 5, colonnes 2 et 4). Enfin, si *e* = 2 (colonne 5), la pondération des dommages a des effets spectaculaires et l'évaluation du fardeau relatif imposé par les changements climatiques s'en trouve par conséquent sensiblement modifiée.

Tableau 15.3. **Estimations des dommages causés par les changements climatiques, pondérés en fonction de la répartition**

Milliards d'USD

	Valeur de e			
	E = 0	E = 0.5	E = 1.0	E = 2.0
Pays pauvres	106	184	318	954
Pays riches	216	125	72	24
Total	322	309	390	978

Ces conclusions appellent au moins trois remarques :

Premièrement, il importe de se demander dans quelle fourchette de valeurs pourrait raisonnablement se situer le paramètre *e*. La réponse à cette question n'est pas nécessairement simple car elle pourrait bien imposer d'évaluer le degré d'aversion de l'ensemble de la société à l'égard des inégalités. Cependant, sauf à supposer que les dommages causés par les changements

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

Encadré 15.1. **ACB tenant compte des problèmes de répartition et changements climatiques** *(suite)*

climatiques n'obéissent à d'autres principes d'équité, il est possible d'affirmer qu'une dégradation de la répartition des revenus à la suite des changements climatiques peut tout à fait être analysée comme elle le serait dans le cadre de n'importe quel projet. Pearce (2003b) suggère qu'une interprétation prudente mais défendable des travaux sur le sujet permet d'en conclure que *e* se trouve compris entre 0.5 et 1.2. Il s'ensuit que ce sont les résultats indiqués aux colonnes 3 et 4 du tableau 15.3 qui devraient intéresser les décideurs.

Deuxièmement, s'efforcer de déterminer quelle serait la fourchette de valeurs appropriée pour les coefficients de pondération en fonction de la répartition constitue de façon générale un bon moyen de mesurer la rigueur (ou le manque de rigueur) des mesures envisagées par un pays en vue de limiter ses émissions de gaz à effet de serre. Pearce (2003b) soutient ainsi fermement que le gouvernement britannique a appliqué dans ses évaluations coûts-bénéfices un coefficient de pondération d'un niveau injustifiable à la perte de bien-être imposée par les dommages provoqués par les changements climatiques dans les pays pauvres. Autrement dit, ce coefficient de pondération est bien trop élevé compte tenu des comportements révélés du Royaume-Uni concernant par exemple l'octroi d'aide extérieure. En fait, pour que la position du Royaume-Uni (qui est en cours de réexamen) soit analytiquement défendable, il faudrait pouvoir dire que la situation d'un pays pauvre subissant une perte de revenu de un dollar du fait des changements climatiques est d'une manière ou d'une autre bien pire que s'il supportait cette même perte pour d'autres causes. Il n'est certes pas totalement exclu que tel soit le cas, mais il ne suffit pas de l'affirmer (implicitement ou explicitement) sans en apporter aucune preuve.

Troisièmement, on est en droit de se demander si les chiffres présentés aux colonnes 3 et 4 du tableau 15.3 modifieraient ou non sensiblement les résultats d'une évaluation des coûts et bénéfices à l'échelle planétaire des politiques de lutte contre les changements climatiques. Dans l'un et l'autre cas, les dommages à l'échelle planétaire ne sont pas bien différents de ce qu'ils sont en l'absence de toute pondération. Bien entendu, l'évaluation des bénéfices nets d'un programme visant par exemple à limiter les émissions de CO_2 dépend également d'un certain nombre d'autres facteurs dont en particulier les estimations des coûts, lesquelles doivent elles-mêmes être pondérées. Il convient donc aussi de noter qu'en cas de pondération en fonction de la répartition il faut non seulement ajuster les bénéfices d'une politique de lutte contre les changements climatiques donnée (c'est-à-dire les dommages qu'elle permet d'éviter) mais aussi les coûts de réduction des émissions de gaz à effet de serre dans le cadre de cette politique.

15.4. Principes compétitifs d'équité

L'examen du problème de la pondération des bénéfices nets dans le cadre de l'ACB s'est pour une large part résumé à prendre en considération les inégalités de revenu et de patrimoine. Néanmoins, comme nous l'avons remarqué tout au début de ce chapitre, les problèmes d'équité et de répartition sont de nature multidimensionnelle. Il est donc tout à fait possible, voire même probable, que les décideurs n'optent pas toujours pour une approche éthique plutôt qu'une autre mais s'attachent au contraire à établir un juste équilibre entre elles en fonction de la situation. Ainsi, dans le cas de la politique environnementale, une opinion dominante voudrait que ce soit les pollueurs qui financent l'amélioration de l'environnement. Il pourrait certes être tout aussi efficient d'en faire supporter le coût aux victimes de la pollution (c'est-à-dire aux bénéficiaires des mesures d'amélioration de l'environnement), mais l'idée que les pollueurs ne devraient avoir « que ce qu'ils méritent » – dans la mesure où ils sont à l'origine du problème – s'impose à

beaucoup comme l'option la plus juste. Néanmoins, la plupart des politiques environnementales n'appliquent pas ce principe sans faire de concessions. Certaines catégories de pollueurs telles que les ménages vulnérables ou à faible revenu, ou encore les petites entreprises, pourraient ainsi également bénéficier de réductions ou d'exonérations de l'obligation de payer pour l'amélioration de l'environnement. Dans le cas de la tarification routière, la redevance sur les encombrements appliquée à Londres précédemment examinée en offre un exemple tiré de la vie réelle.

Plus généralement, les bénéfices ou les inconvénients sont souvent répartis dans la vie de tous les jours selon des règles ou des formules pragmatiques et acceptables qui permettent de concilier les différents principes en concurrence. Telle est l'essence du concept de justice locale de Elster (1992). Young (1994) soutient de même que les réponses pratiques aux préoccupations de répartition et d'équité prennent la forme de solutions empiriques aux problèmes particuliers auxquels sont confrontés les pouvoirs publics. Chacune de ces réponses implique qu'une série de coefficients de pondération soit attachée aux avantages reçus et aux coûts encourus par certains groupes sociaux. Il n'en reste pas moins que ces coefficients de pondération ne sont d'ordinaire assignés selon aucune formule observable ni par référence à une quelconque théorie générale en matière de justice distributive. Il peut cependant être possible de voir de quelle façon les institutions répartissent les biens et les nuisances dans la pratique. Les coefficients de pondération, qui reflètent par exemple l'importance attachée aux différents concepts d'équité dans le cadre d'un problème de politique environnementale donné, peuvent également être déterminés à l'aide d'enquêtes menées auprès d'échantillons de population tirés au hasard. Les méthodes des préférences déclarées qui telles la modélisation des choix visent à déterminer les préférences concernant les biens environnementaux, s'avèrent prometteuses en tant qu'outil d'évaluation de ces problèmes (voir le chapitre 9 ainsi que l'encadré 15.2)[2].

Encadré 15.2. **Concilier les différents principes d'équité environnementale en concurrence**

Une étude de Atkinson *et al.* (2000) suggère que les méthodes des préférences déclarées peuvent permettre d'évaluer les arbitrages entre efficience et équité et donner en outre une idée de la valeur attachée aux différents concepts d'équité. Le scénario présenté aux personnes interrogées a trait à la mise en œuvre d'un programme d'amélioration de la qualité de l'air urbain dont les bénéfices sont supposés supérieurs aux coûts. Il s'agit de savoir comment répartir les coûts du programme entre les habitants de la ville. Ceux-ci sont classés en différentes catégories selon trois critères : selon qu'ils sont (ou non) à l'origine de la pollution, le degré auquel ils bénéficient du programme, et enfin leur capacité de payer.

Une étude à l'aide de la méthode du classement contingent (voir le chapitre 9) a été menée à Lisbonne. Dans une première expérience, chacune des personnes interrogées était tout d'abord invitée à classer différentes catégories d'individus selon son opinion quant à celle qui devrait prioritairement financer le programme. Les différentes combinaisons sont présentées ci-dessous au graphique 14.1, où les cases vides indiquent que les individus considérés ne sont ni bénéficiaires du programme ni responsables de la pollution. Les personnes interrogées étaient priées d'indiquer laquelle de ces catégories devrait en priorité assurer ce financement (classée 1), laquelle en second lieu (classée 2), etc..

Une seconde expérience visait essentiellement à classer les différentes catégories d'individus selon deux des trois critères d'équité précédemment mentionnés. Ainsi, dans une de ses versions, la question posée partait de l'hypothèse que le revenu était identique pour les six catégories

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

Encadré 15.2. **Concilier les différents principes d'équité environnementale en concurrence** *(suite)*

considérées, si bien qu'elles devaient être classées qu'en fonction des bénéfices retirés par chacune d'elles et de leur part de responsabilité. Cette fois-ci, chaque critère comportait trois degrés (faible, moyen et élevé), l'objectif étant en l'occurrence de tenir compte des « non linéarités » concernant les droits de propriété (la question étant par exemple de savoir qui devrait payer : le pollueur ou la victime?). Dans une autre version de cette question, les bénéfices étaient supposés égaux et les catégories étaient uniquement classées selon leur revenu et leur part de responsabilité. Il était ainsi possible d'analyser les droits de propriété tout comme l'importance accordée à la répartition du revenu. Chacune des deux expériences portait sur un échantillon d'environ 250 personnes. L'analyse économétrique des résultats a amené à tirer les conclusions ci-après.

Graphique 15.1. **Exemple de carte de classement pour l'expérience 1**

	Catégorie					
	A	B	C	D	E	F
État de santé	Bénéfices	Bénéfices			Bénéfices	
Niveau de revenu	Bas	Élevé	Bas	Élevé	Bas	Élevé
Responsibilité	Pollue		Pollue			Pollue
RANG						

Expérience 1 : Le fait que les individus soient ou non responsables de la pollution s'avère être le critère le plus important; autrement dit, les personnes interrogées paraissaient adhérer au principe pollueur-payeur dans leurs réponses. Mais ce n'est toutefois là qu'un aspect de la réalité. Les résultats obtenus suggèrent également qu'il est procédé à un arbitrage entre la part de responsabilité et une combinaison du niveau de revenu et des bénéfices retirés en matière de santé. Les personnes possédant des revenus élevés et bénéficiant d'importants bénéfices devraient apporter une plus grande contribution financière que celles qui ont de bas revenus et retirent de faibles bénéfices. Ces conclusions demeurent pour une large part inchangées lorsque les résultats sont ajustés pour tenir compte des comportements égocentriques, les personnes interrogées à revenu élevé donnant des réponses faussées afin de ne s'attribuer (de fait) aucune responsabilité.

Si les personnes interrogées se refusent à procéder à un arbitrage entre les différents critères, leurs réponses sont dites « lexicales ». En d'autres termes, elles prennent leurs décisions en fonction d'un seul critère, quelles que soient les valeurs prises par les autres. Une telle lexicalité serait potentiellement importante car elle remettrait en cause le fondement même de l'analyse coûts-bénéfices qui part de l'hypothèse que les personnes interrogées sont prêtes à effectuer des arbitrages. Une première analyse donne à penser qu'environ 20 % des personnes interrogées procédaient à un classement lexical, partant du principe que la part de responsabilité dans la pollution devrait être le seul critère à prendre en considération pour déterminer qui devrait financer le programme d'amélioration de l'environnement. Un tel classement peut toutefois être compatible avec la réalisation d'arbitrages et n'être qu'un reflet de préférences sous-jacentes accordant une très grande valeur au critère en question.

Expérience 2 : Bien que les deux approches ne soient pas strictement comparables, les résultats de l'expérience 2 paraissent corroborer pour une large part ceux de l'expérience 1. En d'autres termes, les personnes interrogées accordent une plus grande importance au fait que les individus soient ou non responsables de la pollution mais elles n'en procèdent pas moins en règle générale à des arbitrages entre les différents critères. Les travaux de recherche ouvrent d'importantes pistes. Le programme hypothétique était supposé avoir des bénéfices nets positifs et il s'agissait essentiellement de savoir qui devrait en supporter les coûts. Les résultats des deux expériences donnent à penser qu'elles pourraient être élargies pour vérifier si l'équité et l'efficience (c'est-à-dire les bénéfices nets) font elles-mêmes l'objet d'arbitrages de la part des personnes interrogées.

15.5. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs

L'ACB classique continue pour l'essentiel à considérer que les problèmes de répartition ou d'équité n'ont que peu ou pas du tout de place dans les décisions sociales concernant la sélection et la conception des projets. Bien que cette approche puisse paraître parfaitement insolite à certains de ses détracteurs, il serait erroné d'en conclure que l'utilité de l'ACB s'en trouve diminuée. L'efficience n'est certes qu'un des éléments parmi tant d'autres dont il faut tenir compte pour juger de l'intérêt social d'un projet, mais elle n'en demeure pas moins extrêmement importante. Les spécialistes de l'analyse coûts-bénéfices sont par ailleurs poussés par de puissantes raisons à adopter en règle générale cette approche particulière de l'évaluation des coûts et des bénéfices des projets et des politiques. Autrement dit, il ne s'agit pas d'une simple omission par négligence. Les gains et les pertes générés par les projets pourraient ainsi être dans l'ensemble plus également répartis entre les différentes catégories d'individus. Qui plus est, les décideurs ont à leur disposition tout un éventail de mécanismes de redistribution qui pourraient se révéler d'une plus grande efficacité si jamais ils souhaitent adopter une attitude plus proactive pour atteindre les objectifs de la société en matière de répartition. Bien mieux, il leur est ainsi possible de faire en sorte que les ressources économiques ne soient pas « gaspillées » mais au contraire affectées à leur meilleur usage au sens strict tel qu'il a été défini par Kaldor-Hicks. Cependant, comme nous en avons fait état dans ce chapitre, chacune des raisons avancées pour soutenir cette affirmation favorable à l'ACB classique peut-être contestée. Cela donne à penser que les conséquences des projets du point de la répartition pourraient être mieux pris en considération dans le cadre de l'analyse coûts-bénéfices.

La question de savoir ce qui devrait faire l'objet de la répartition soulève à l'évidence d'importantes difficultés. Si l'on s'en tient à une perception intuitive, il pourrait s'agir de quelque mesure du bien-être ou du revenu définis au sens large, c'est-à-dire tenant autant que faire se peut compte des biens et des nuisances de nature marchande et non marchande ayant une incidence sur la qualité de la vie des individus. D'autres points de vue aboutissent toutefois à une interprétation plus étroite de ce qui doit être réparti, eu égard aux problèmes pratiques (relatifs à la part du bien-être et du revenu qui peut être aisément observée) ainsi qu'aux préoccupations suscitées par certains aspects de l'équité en matière de répartition (des risques environnementaux).

Quelle que soit l'interprétation particulière retenue, la prise en considération des problèmes de répartition implique tout d'abord d'identifier puis peut-être de pondérer les coûts et les bénéfices supportés ou retirés par les différents individus et groupes sociaux compte tenu des écarts observés du point du critère auquel on s'intéresse. La hiérarchie établie par Kriström constitue un bon moyen de comprendre les difficultés que les diverses possibilités envisageables posent au spécialiste de l'analyse coûts-bénéfices. Il s'agit en premier lieu de réunir et d'organiser des données brutes (c'est-à-dire non corrigées) sur la répartition des coûts et des bénéfices des projets, tâche qui bien que relativement simple par elle-même n'en risque pas moins de se révéler ardue. Ces données pourraient dans un second temps être utilisées pour établir de quels coefficients de pondération devraient être assortis les bénéfices ou les coûts nets supportés ou retirés par les différents groupes sociaux (ou de quels ajustements en fonction de la répartition ils devraient faire l'objet) pour qu'un projet particulier envisagé satisfasse (ou non) à un critère coûts-bénéfices du point de vue de la répartition. Il est enfin possible d'assigner des coefficients explicites de pondération tenant compte des préférences apparentes de la société en matière de répartition, puis de réestimer les bénéfices nets en conséquence.

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

Une question cruciale consiste dès lors à savoir où les spécialistes de l'analyse coûts-bénéfices se situent eux-mêmes dans cette hiérarchie. Compte tenu que les évaluations coûts-bénéfices sont parfois critiquées au motif qu'elles ignorent purement et simplement les effets sur la répartition, la solution à l'évidence la plus simple consistant à observer comment les coûts et les bénéfices sont répartis pourrait apporter un appréciable surcroît d'informations. Cela donne à penser qu'il conviendrait sans doute que les évaluations coûts-bénéfices fournissent à tout le moins de telles informations de manière systématique. Quant à savoir s'il serait souhaitable d'adopter des approches plus ambitieuses, la réponse à cette question varie selon que les gains générés par la possibilité d'analyser les bénéfices nets (pondérés) des projets en prenant en considération les préoccupations de la société en matière d'efficience et d'équité sont ou non supérieurs aux pertes liées à la nécessité de formuler des hypothèses étayées pour interpréter les données empiriques y afférentes.

D'une part, les données empiriques relatives à l'ordre de grandeur « approprié » des coefficients de pondération en fonction de la répartition peuvent être utilement utilisées dans l'ACB tenant compte des problèmes de répartition, comme l'illustre l'application au cas des changements climatiques présentée dans ce chapitre. Mais d'autre part, même des modifications apparemment légères des hypothèses concernant l'ordre de grandeur des coefficients de pondération en fonction de la répartition – dont la fourchette de valeurs qui ressort des études empiriques disponibles donne une indication – peuvent avoir d'importantes conséquences sur l'évaluation de l'intérêt social d'un projet. Cette constatation n'a rien de surprenant puisqu'elle ne fait que mettre en évidence combien il est difficile de déterminer quelles sont les préférences de la société en matière de répartition. D'un point de vue pratique, le danger serait que les propositions plus ambitieuses d'ACB tenant compte des problèmes de répartition suscitent davantage d'enthousiasme qu'elles n'apportent de lumières. Il serait certes utile que les recherches s'attachent à mieux comprendre les préférences (peut-être en ayant davantage recours aux méthodes des préférences déclarées comme nous l'avons vu ailleurs dans ce chapitre), mais en attendant la mesure la plus utile au-delà de l'indispensable effort pour inventorier les modes de répartition des coûts et des bénéfices liés aux projets pourrait consister à estimer les coefficients de pondération implicites.

Notes

1. Pour expliquer pourquoi il en est ainsi, on a généralement recours à l'analogie d'Arthur Okun avec l'utilisation d'un seau percé pour égaliser les volumes d'eau contenus dans deux réceptacles. Supposons que l'eau soit au départ inégalement répartie entre les deux réceptacles. Son transfert au moyen d'un seau percé pour tenter d'assurer une répartition plus égale entraîne inévitablement une perte globale d'eau. Tel est pour l'essentiel le problème auquel se trouve confrontée la société : jusqu'à quel point peut-on sacrifier l'efficience pour assurer une plus grande équité ? Par exemple, dans le cas de l'impôt sur le revenu, le seau percé renvoie aux incitations ayant une incidence sur l'arbitrage entre travail et temps libre. En d'autres termes, les taux d'imposition marginale toujours plus lourds dissuadent les personnes à revenu élevé de travailler davantage et amenuisent donc dans une certaine mesure le montant total du revenu que la société pourra redistribuer.
2. On trouvera dans Williams et Cookson (2000) des exemples d'approches expérimentales fondées sur des enquêtes qui permettent d'examiner les questions d'équité dans le domaine de la santé.

ANNEXE 15.A1

Calcul d'une procédure de pondération de l'utilité marginale du revenu

Admettons que l'utilité soit liée au revenu, soit $U = U(Y)$, de sorte que l'utilité marginale de la fonction de revenu a une élasticité constante. L'utilité marginale de la fonction de revenu pour l'individu i peut s'écrire de la façon suivante :

$$U_i^{'} = \frac{dU}{dY_i} = aY_i^{-e}$$

où $-e$ est à présent l'élasticité de la fonction. Pour le revenu moyen $\overline{Y}$ nous devrions par conséquent avoir :

$$U_{\overline{Y}}^{'} = a\overline{Y}^{-e}$$

et le coefficient de pondération relatif pour le i^{ème} individu serait dès lors égal à :

$$\frac{U_{\overline{Y}}^{'}}{U_i^{'}} = \frac{a\overline{Y}^{-e}}{aY^{-e}} = \left(\frac{\overline{Y}}{Y_i}\right)^{-e}$$

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

ISBN 978-92-64-01006-2
Analyse coûts-bénéfices et environnement
Développements récents
© OCDE 2006

Chapitre 16

Durabilité et analyse coûts-bénéfices

Les notions de durabilité et de « développement durable » occupent désormais une large place dans le débat public et dans le discours des décideurs sur les problèmes d'environnement. Ce chapitre examine les quelques recommandations qui ont été formulées quant à la façon dont l'ACB pourrait être étendue pour tenir compte de ces préoccupations. D'aucuns sont ainsi convaincus que certains actifs naturels sont si importants ou essentiels (pour les générations futures et peut-être aussi pour les présentes) qu'ils méritent d'être protégés en vue de maintenir leurs stocks à un certain niveau cible. Dans le cadre de l'ACB, il en est résulté l'idée que des projets compensatoires pourraient être mis en œuvre, ceux ayant pour effet de porter préjudice à l'environnement étant « contrebalancés » par d'autres à l'origine d'améliorations de l'environnement. Les projets faisant partie d'un même portefeuille assureraient dès lors un maintien global du statu quo *sous l'angle de l'environnement. Le débat sur la durabilité s'est plus généralement axé sur les actifs et sur leur gestion. La nécessité d'un « inventaire des actifs » n'en est peut-être que plus manifeste. Il s'agit en d'autres termes de déterminer quel est l'état des stocks de ressources avant la mise en œuvre du projet et quel il devrait probablement être à la suite de celle-ci.*

16.1. Introduction

L'appel invitant les pays à mettre en œuvre des politiques visant à assurer un « développement durable » ou la « durabilité » a été lancé par le rapport Brundtland en 1987, par le Sommet « Planète Terre » de 1992 et plus récemment par le Sommet mondial de 2002. Le développement durable constitue désormais un objectif primordial du développement économique et social, tant pour les agences de l'ONU que pour bon nombre de pays, de collectivités locales ou même d'entreprises, et il a en outre été à l'origine d'une multitude d'études. Il est clair que les décideurs qui se sont publiquement engagés à assurer un développement durable doivent faire face à de considérables difficultés dont la moindre n'est pas de déterminer ce que cela implique au juste. Toutefois, plus fondamentalement, la plupart des débats sur la durabilité ont en règle générale visé à mieux comprendre quelles sont nos obligations à l'égard des générations futures et à établir quelles seraient les mesures à prendre pour s'y conformer. Ce chapitre a pour but de déterminer de quelle manière ces préoccupations concernant l'équité *intergénérationnelle* peuvent être intégrées dans l'évaluation des projets publics.

Comme il fallait s'y attendre, une bonne partie des premiers travaux sur ce sujet reflétaient les débats sur le point de savoir s'il convient ou non de procéder à une actualisation. Autrement dit, comment devrions-nous pondérer les coûts et les avantages futurs par rapport à ceux enregistrés aujourd'hui? Un argument souvent invoqué était que les taux sociaux d'actualisation généralement utilisés, par exemple par les ministères des Finances et les agences de développement étaient « trop élevés ». Beaucoup craignaient qu'il n'en résulte une distorsion systématique à l'encontre des projets qui exigent une importante mise de fonds initiale mais n'offrent des bénéfices que dans un lointain avenir, les initiatives de lutte contre les changements climatiques en étant peut-être le meilleur exemple. Bien que ces débats soient loin d'être totalement clos, un certain consensus paraît se dégager quant au fait qu'au moins certains des remèdes proposés pour régler ce problème – tels que l'application d'un taux social d'actualisation égal à zéro – risquent en réalité d'aggraver la situation sous d'autres aspects. Qui plus est, les récents développements dont font état les études sur l'actualisation sociale (et privée) – voir le chapitre 13 – permettent désormais une évaluation plus équitable des projets dont les impacts ne se feront sentir que dans un lointain avenir.

Ce chapitre vise donc à examiner certaines des suggestions les plus récentes quant à la façon dont l'analyse coûts-bénéfices (ACB) devrait être interprétée à la lumière des préoccupations en matière de durabilité. Il convient de noter d'emblée que certains se sont dans l'ensemble montrés plus critiques à l'égard de l'utilisation du concept de durabilité dans le cadre de l'ACB. Little et Mirrlees (1994), dont les travaux théoriques d'avant-garde ont éclairé les applications modernes de l'analyse coûts-bénéfices à l'évaluation des projets, en sont un exemple. Ils formulent deux critiques. Ils soutiennent tout d'abord que la durabilité est « davantage un mot à la mode… qu'un vrai concept » (p. 213). Ils considèrent d'autre part qu'elle constitue un critère bien peu convaincant d'approbation

ou de rejet des projets dans la mesure où elle écarterait presque par définition certaines activités de production telles que l'exploitation minière.

Pour ce qui est de la première de ces critiques, bien qu'un débat subsiste quant au sens exact du mot « durabilité » (ou à ce que recouvre le développement durable), de remarquables et réels progrès ont été accomplis au cours de la dernière dizaine d'années en ce qui concerne la compréhension du concept de durabilité, tant au plan théorique que dans la pratique (pour un examen récent et exhaustif, voir Pezzey et Toman, 2002, ou encore Hamilton et Atkinson, 2006). Il n'en demeure pas moins des controverses. Toujours est-il que la plupart des auteurs considèrent que la durabilité est un concept digne d'intérêt.

Cette affirmation ne nous dit toutefois rien de particulier sur la façon dont ce concept influe sur l'évaluation des projets et plus généralement sur le raisonnement en termes de coûts et de bénéfices. La seconde critique formulée par Little et Mirrlees doit donc être soigneusement examinée. Les détracteurs pourraient tout d'abord faire valoir que la meilleure façon dont les décideurs pourraient contribuer à la durabilité consisterait à retenir les meilleurs projets, ceux-ci étant définis selon un critère coûts-bénéfices de type classique. Qui plus est, si l'on admet que la durabilité est synonyme d'une plus grande protection de l'environnement (la réalité est un peu plus complexe comme nous le verrons ultérieurement), la fixation de prix fictifs adéquats réduira le pourcentage de projets dommageables pour l'environnement (par rapport au cas où les analystes ne tiennent pas compte des impacts environnementaux intangibles ou non marchands). Autrement dit, le simple fait de soumettre les projets à une ACB réalisée dans les règles de l'art et en prenant en considération les avancées les plus récentes pourrait avoir une incidence favorable sur les perspectives de développement durable.

Ces observations ne rendent par ailleurs nullement compte de l'intégralité du débat relatif à la durabilité, qui a fondamentalement trait à la répartition dans le temps du bien-être (ou des bénéfices nets). La mise au point de méthodes permettant de déterminer de façon systématique le prix fictif des impacts environnementaux ne constitue qu'un élément parmi tant d'autres dans la compréhension des conséquences intergénérationnelles du choix des projets. D'autres importants aspects du débat sur la durabilité concernent pour l'essentiel la question de savoir si les projets créent globalement assez de richesses pour les générations futures et plus particulièrement si la conservation de ressources *naturelles* en quantités suffisantes est assurée. Un des problèmes tient au fait que trop de « projets » offrent aux générations actuelles des avantages dès à présent (ou dans un futur proche) au détriment de celles à venir. Autrement dit, cela donne à penser que les critères de sélection des projets devraient mieux prendre en considération les conséquences que les mesures prises aujourd'hui auront sur les générations futures. Toutefois, comme nous l'examinerons plus en détail dans ce qui suit, le concept de durabilité est plus pertinent pour un portefeuille de projets que pour chacun de ceux-ci considéré isolément. Une telle approche permet en effet d'éviter de tirer des conclusions à l'encontre du bon sens (quant au bien-fondé des projets) du fait d'une application trop littérale du concept de durabilité à chaque projet pris individuellement.

16.2. Durabilité : généralités

Près de deux décennies se sont écoulées depuis que le problème de la durabilité a été évoqué pour la première fois dans le rapport Brundtland. De considérables progrès ont été accomplis depuis dans le sens d'une clarification des nombreux sujets de controverse qui se sont fait jour. Le développement durable a lui-même été défini de multiples façons. D'après le rapport Brundtland, il s'agit d'un « développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs » (CMED, 1989, p. 51). Les économistes ont eu tendance à considérer que cette dernière définition imposait de suivre une trajectoire de développement telle que le bien-être humain (par habitant) ne diminue pas au fil du temps (voir par exemple Pezzey, 1989). L'objectif de durabilité a lui-même été assimilé aux recommandations auxquelles devrait se conformer la gestion dans le temps des richesses d'une économie. Parmi les principes directeurs applicables en la matière, il faut citer celui de *faible durabilité*, qui se soucie avant tout des variations de la valeur réelle des richesses considérées globalement, et celui de *forte durabilité*, qui (en règle générale) met également l'accent sur la conservation du capital naturel *critique*, c'est-à-dire des ressources revêtant une importance essentielle et pour lesquelles il n'existe fondamentalement aucun substitut. Cette distinction entre les deux concepts n'est peut-être pas très opportune dans la mesure où elle occulte les complémentarités entre ces deux approches, mais nous n'en continuerons pas moins de la faire ici, étant donné qu'elle a occupé une place dominante dans le discours sur la durabilité au cours des 10 à 15 dernières années. Nous examinons donc ci-après chacune de ces conceptions de la durabilité ainsi que ce qu'elles impliquent du point de vue de l'ACB.

16.3. Faible durabilité et ACB

En vertu du principe de *faible durabilité,* il est possible de réduire les quantités de toute forme d'actif ou de capital sous réserve que le « produit » en soit réinvesti dans d'autres types d'actifs ou de capital. Autrement dit, c'est le volume global des richesses léguées aux générations futures qui compte (voir par exemple Solow, 1986). Ce principe est lui-même basé sur une règle empirique dénommée règle de Hartwick ou, parfois, règle de Hartwick-Solow (Hartwick, 1977; Solow, 1974). Selon celle-ci, la variation globale de la valeur (réelle) de la richesse totale ne doit pas être négative. Les travaux sur les comptes environnementaux nationaux offrent une bonne illustration de cette théorie. Ils sont nés de la crainte que les indicateurs économiques tels que le produit national brut (PNB) ne reflètent pas l'appauvrissement et la dégradation des ressources environnementales et risquent donc d'aboutir à des décisions de développement inappropriées, tout comme les analyses coûts-bénéfices qui ne prennent pas en considération la valeur que les individus attachent à l'environnement peuvent entraîner de mauvaises décisions d'investissement.

Avant d'examiner quelles sont les implications de la faible durabilité du point de vue de l'analyse coûts-bénéfices, nous étudierons brièvement ci-dessous certains des résultats fondamentaux de ces travaux théoriques. Ceux-ci s'appuient sur les importantes contributions de Weitzman (1976), Hartwick (1990) et Mäler (1991). Ces dernières mettent pour la plupart l'accent sur la nécessité que le revenu national soit calculé en tenant compte des variations de la valeur de la richesse totale. Le revenu national est généralement défini par rapport à la trajectoire (optimale) d'une économie simple dotée de stocks de biens (dont les actifs naturels utilisés dans le cadre de la production) et de nuisances (dont les dommages occasionnés à l'environnement, c'est-à-dire la dégradation

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

des stocks de ressources environnementales telles que l'air pur, qui a une incidence négative sur l'utilité ou le bien-être). Le revenu national (net) global ou produit national net vert (*PNNv*) peut être calculé en appliquant la formule suivante:

$$PNNv = C + \sum p_i \dot{X}_i = C + E_R \qquad [16.1]$$

Selon l'équation [16.1], le produit national net vert (*PNNv*) est égal à la consommation (*C*) augmentée de la somme des variations nettes des actifs ($\dot{X}_i$), la valeur de chacun d'eux étant supposée égale à son prix fictif (p_i). Il peut également être défini comme la somme de la consommation et de l'épargne nette ajustée ou épargne réelle (E_R), soit $\sum p_i \dot{X}_i = E_R$, où les variations des actifs pourraient correspondre aux investissements *nets* en capital produit par l'homme, en capital humain et en capital naturel.

On peut considérer que le *PNNv* mesure le revenu élargi au sens de Hicks, c'est-à-dire la part maximale de la production qui peut être consommée à un moment donné tout en maintenant (instantanément) constant le stock de richesses (Pemberton et Ulph, 2001). Compte tenu que le concept de (faible) durabilité exige que la variation globale de la valeur (réelle) de la richesse totale ne soit pas négative, une telle définition du revenu suggère qu'il convient d'axer notre attention sur l'épargne réelle, c'est-à-dire sur le terme E_R, dans la formule du *PNNv* ci-dessus. La raison en est que E_R nous donne une indication de la variation (nette) de la richesse totale. Il est en d'autres termes possible de démontrer que

$$\dot{W} = 0 \text{ si } E_R = 0 \qquad [16.2]$$

Autrement dit, la variation de la richesse totale ($\dot{W}$) est égale à zéro si l'épargne réelle est elle-même nulle (Dasgupta et Mäler, 2000). Les travaux sur ce sujet aboutissent plus précisément à la grande conclusion qu'il suffit d'observer que $E_{R_t} < 0$ en un point pour pouvoir en déduire qu'une trajectoire de développement n'est pas viable (Hamilton et Clemens, 1999). Une épargne réelle négative implique que le degré de bien-être finira par être à un moment ou un autre inférieur dans le futur à ce qu'il est actuellement : le développement n'est pas durable[1].

Chose intéressante, l'idée qu'une épargne réelle négative n'est pas viable est non seulement valable pour les (caractéristiques des) trajectoires de développement non optimales (Dasgupta et Mäler, 2000) mais aussi pour leurs corollaires tels qu'un progrès technologique exogène (Weitzman et Löfgren, 1997). Par ailleurs, tant Hamilton et Hartwick (2005) que Hamilton et Withagen (2004) montrent que si E_R est systématiquement supérieur à zéro – ce qui pourrait sans doute constituer un objectif rationnel pour les pouvoirs publics dans un monde plein de risques – il n'en résulte pas seulement que les richesses (c'est-à-dire la valeur actuelle du bien-être) augmentent mais aussi que le développement pourrait dans certains cas être qualifié de durable[2]. Il s'ensuit essentiellement qu'une épargne réelle *négative* (persistante) est un signe certain de non durabilité, c'est-à-dire de diminution de la richesse totale. Cette conclusion est conforme à l'idée plus répandue qu'il ne faut pas « manger son capital » ni « dilapider son patrimoine ». Une épargne réelle *positive* persistante est un assez bon indice de durabilité, bien que cette conclusion soit moins certaine que celle qui peut être tirée en cas d'épargne réelle négative.

Un intéressant développement a été récemment proposé par Hamilton (2002) en vue de répondre à la question de savoir comment mesurer la (faible) durabilité lorsque la population s'accroît. En d'autres termes, E_R ne mesure que la variation de la richesse totale alors qu'en réalité dans la plupart des pays en développement la population augmente à

un rythme relativement rapide. Dans ces circonstances, la variation nette de la richesse totale par habitant constitue une meilleure mesure de la durabilité (que le taux d'épargne réelle). On peut donc écrire :

$$\frac{d}{dt}\left(\frac{W}{N}\right)=\frac{\dot{W}}{N}-\frac{gW}{N} \qquad [16.3]$$

où W représente la richesse totale, N la population totale et g le taux de croissance démographique. La variation nette de la richesse totale par habitant $d/dt(W/N)$ est donc égale à la variation de la richesse totale (c'est-à-dire $\dot{W}$ ou E_R) divisée par la population totale (N) moins le produit de la richesse totale par habitant (W/N) et du taux de croissance démographique (g). Hamilton (2002) affirme que ce dernier élément de (la partie droite de) l'équation ci-dessus a pour effet de « diluer » la richesse totale du fait de son partage entre un plus grand nombre de personnes compte tenu de l'accroissement démographique enregistré par le pays. À l'évidence, si le taux de croissance démographique est nettement positif, l'expression $d/dt(W/N)$ pourrait envoyer aux décideurs un signal très différent concernant les perspectives de durabilité que ne le ferait la formule utilisée pour calculer le taux d'épargne réelle « classique ». encadré 16.1 ci-dessous en offre une illustration pour six pays.

Comment l'ACB se rattache-t-elle à cette explication particulière du développement durable? Cinq points au moins paraissent en l'occurrence devoir être pris en considération ici :

Premièrement, les projets publics présentent (presque) toujours les caractéristiques d'un investissement, des dépenses étant encourues au début de leur durée de vie en vue de générer un flux d'avantages dans le futur. Certains projets pourraient ainsi accroître l'offre d'infrastructures physiques ou augmenter le stock de capital humain au travers de dépenses supplémentaires dans le domaine de l'éducation ou des soins de santé primaires, par exemple. Tous les projets qui sont toutes choses étant égales par ailleurs à l'origine d'une accumulation (nette) de capital produit par l'homme ou de capital humain contribuent donc à la durabilité. En d'autres termes, les débats sur le développement durable ne devraient pas oublier que bien des projets concourent à accroître la richesse, ce qui est évidemment souhaitable. Naturellement, si la mise en œuvre des projets entraîne des dommages environnementaux ou diminue les stocks de ressources, cette perte d'actifs naturels a pour effet de réduire, toutes choses égales par ailleurs, la durabilité. Cependant, comme nous l'avons déjà mentionné, l'incidence nette en est mise en évidence par des indicateurs synthétiques tels que l'épargne réelle ou la variation nette de la richesse totale par habitant.

Pour reprendre l'exemple de l'exploitation minière cité dans l'introduction de ce chapitre, tout investissement permettant d'exploiter un gisement de ressources naturelles de valeur mais en quantité finie finance une activité non durable. Autrement dit, l'exploitation minière ne peut se poursuivre que jusqu'à épuisement (physique ou économique) de la ressource. Quant à savoir s'il faut en tirer de plus larges conséquences sous l'angle de la durabilité, c'est là une tout autre affaire. Tout dépend selon que le produit de l'exploitation de ce gisement de ressources est ou non investi dans un autre actif (productif). S'il est réinvesti dans de nouveaux projets productifs, le développement peut se révéler durable[3]. Du point de vue de l'analyse coûts-bénéfices, on peut en outre se demander s'il convient d'ajuster les prix fictifs correspondants pour tenir compte du fait que si l'on épuise aujourd'hui les ressources naturelles marchandes elles ne pourront plus être utilisées dans le futur. L'épuisement de ces ressources entraîne ce que l'on appelle en langage économique un « coût d'usage ». Si l'on suppose que le prix des ressources sur le marché tient correctement compte de leur rareté, il n'est nullement nécessaire de procéder

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

Encadré 16.1. **Variations de la richesse par habitant**

La Banque mondiale (2003) est la principale source d'informations sur l'épargne réelle observée dans les différents pays au cours de la précédente période de douze mois. Elle considère généralement que l'épargne réelle d'un pays est égale à son épargne brute *plus* ses dépenses d'éducation *moins* sa consommation de capital fixe (produit), *moins* la diminution de son stock de ressources minérales, énergétiques et forestières (bois d'œuvre), *moins* les dommages causés par le dioxyde de carbone. Bien que le taux d'épargne nette ou réelle fournisse de précieuses informations sur le volume global de la richesse totale accumulée lorsque la population s'accroît (ou diminue), la variation nette de la richesse (réelle) par habitant constitue une meilleure mesure de la durabilité. Hamilton (2002) a récemment fourni des estimations empiriques de la variation de la richesse par habitant (y compris les ressources naturelles) dans divers pays*.

Tableau 16.1. **Variation de la richesse par habitant, divers pays, 1999**

	E_R/N	Croissance dém.	W/N	% de variation de la richesse par hab.
	USD	%	USD	%
États-Unis	3 597	1.2	86 255	3.0
Allemagne	2 203	0.0	79 761	2.7
Malaisie	827	2.4	19 200	1.9
Indonesie	–46	1.6	4 148	–2/7
Pakistan	10	2.4	2 258	–2.0
Colombie	111	1.8	9 265	–0.6

Source : Hamilton (2002).

Le tableau 16.1 présente certains des résultats obtenus par Hamilton. Par exemple, en Allemagne, la croissance démographique est à peu près nulle et la variation de la richesse par habitant est donc tout simplement égale à $\dot{W}/N$ ou E_R/N. Aux États-Unis, malgré un taux de croissance démographique relativement élevé pour un pays développé (essentiellement dû à l'immigration nette à destination de ce pays), la variation de la richesse par habitant est positive. Tel est également le cas en Malaisie malgré un taux de croissance démographique d'environ 2.4 %. Cependant, en Indonésie, la diminution de la richesse par habitant imputable au fait que E_R/N ait une valeur négative est aggravée par l'accroissement de la population. Le cas des deux autres pays, à savoir le Pakistan et la Colombie, est intéressant dans la mesure où le fait que E_R/N ait une valeur positive (quoique assez faible dans le cas du Pakistan) ne suffit pas à contrebalancer l'impact que l'accroissement de la population exerce sur la richesse par habitant. La variation de la richesse par habitant est donc négative au Pakistan et en Colombie, bien que ces deux pays aient évité une épargne réelle négative. Hamilton (2002) montre qu'il est dans de tels cas relativement simple de calculer l'effort d'épargne qui aurait été nécessaire pour maintenir constante la valeur (réelle) de la richesse par habitant.

* Voir Banque mondiale (1997) pour des estimations de la richesse totale (y compris les ressources naturelles) dans les différents pays du monde.

à d'autres ajustements. Autrement dit, le « coût d'usage » est déjà intégré dans le prix de la ressource sur le marché[4].

Deuxièmement, les travaux sur la faible durabilité ont bien souligné combien il importe d'accroître les taux d'épargne en tant que moyen de traduire dans les faits le souci

pour les générations futures mais ils se sont par contre beaucoup moins préoccupés de la productivité des investissements. Cette dernière question relève à l'évidence de plein droit du domaine de l'ACB. Les projets retenus à la suite d'une évaluation coûts-bénéfices peuvent non seulement accroître la richesse nette mais aussi contribuer à assurer un développement durable en faisant en sorte que l'épargne soit consacrée aux usages les plus productifs.

Troisièmement, les débats relatifs à la faible durabilité posent essentiellement la question de savoir si une économie épargne suffisamment pour affronter l'avenir. On part en d'autres termes de l'hypothèse que l'effort d'épargne d'une nation pourrait être insuffisant pour assurer des niveaux de consommation ou de bien-être plus élevés tout au long de sa trajectoire de développement. Comme le montre l'encadré 16.1, des données récentes paraissent également confirmer ce postulat, du moins pour ce qui est de certains pays. Dans ces derniers, les projets aboutissent dans l'ensemble à une destruction de richesses. On peut y voir une analogie avec les débats sur la valeur sociale de l'investissement (par opposition à la consommation) soulevés dans certaines des contributions marquantes relatives aux prix fictifs (voir par exemple Little et Mirrlees, 1974; Squire et van der Tak, 1975). Dans les pays caractérisés par de « faibles » taux d'épargne, il a été fait valoir que les projets à l'origine de plus gros volumes d'investissement devraient être privilégiés (dans les évaluations coûts-bénéfices) par rapport à ceux qui ont pour effet d'accroître la consommation. Favoriser des taux de croissance économique plus élevés constitue en effet une priorité relative, notamment dans les pays en développement, et l'accroissement des taux d'épargne et d'investissement contribue à atteindre cet objectif, du moins à court ou à moyen ou terme. Si tel est vraiment le cas, le report de la consommation présente un avantage supplémentaire que ne font pas apparaître les données observées. On pourrait invoquer un argument analogue dans le contexte du développement durable. Mais il repose en l'occurrence sur l'idée que les taux d'épargne *nets* sont trop faibles pour assurer un développement durable. Si l'une des priorités des pouvoirs publics est de faire en sorte que la consommation et le bien-être ne diminuent pas au fil du temps, cela donne à penser que tout projet ayant pour effet d'accroître les taux d'épargne (nets), peut-être en investissant dans quelque actif ou en générant des fonds susceptibles d'être réinvestis, pourrait être privilégié afin de tenir compte de cette plus grande valeur sociale.

Quatrièmement, bien que cette approche du développement durable soit pour une large part axée sur l'intégration de l'environnement dans les comptes nationaux, le cadre théorique sur lequel repose le concept de faible durabilité est également à l'origine de certains critères coûts-bénéfices. L'encadré 16.2 en offre un exemple. Il décrit une analyse coûts-bénéfices de l'opportunité de convertir des forêts sur pied en terres agricoles. Le rapport avec la durabilité tient en l'occurrence au fait que les terres sont un actif dont la valeur (sociale) varie selon l'usage auquel il est affecté. On pourrait en théorie penser qu'un pays doté d'abondantes forêts tropicales pourrait dans un premier temps tirer des bénéfices nets de leur conversion à un usage agricole mais qu'à plus long terme la déforestation (à supposer qu'elle n'impose aucun coût) se poursuivrait jusqu'à ce que la valeur des terres (c'est-à-dire celle d'un hectare supplémentaire de terres) affectées à chacun de ces deux usages soit identique. On peut néanmoins craindre que dans la réalité un certain nombre de distorsions imputables aux interventions des pouvoirs publics ou aux imperfections du marché puissent aisément aboutir à une déforestation *excessive,* c'est-à-dire à une déforestation entraînant une diminution de la valeur sociale de l'actif

Encadré 16.2. **Durabilité et analyse coûts bénéfices de la déforestation tropicale**

Pour de nombreuses ressources forestières telles que les forêts tropicales, l'évaluation de l'appauvrissement des stocks pose un problème intéressant. Il s'agit essentiellement d'une question d'affectation des terres, la conservation des forêts sur pied ne constituant qu'une possibilité d'utilisation parmi bien d'autres d'une superficie de terres donnée. Cela donne à penser que, comme le suggère Hartwick (1992, 1993), la bonne façon d'évaluer la déforestation consiste à mesurer la variation de la valeur des terres (qui devrait correspondre à la valeur actuelle du produit net tiré de l'usage auquel il aura été décidé de les affecter). Dans un récent article, Hamilton et Atkinson (2006) ont procédé à l'application pratique de cette notion à la déforestation en Amazonie péruvienne. Bien qu'il s'intéresse essentiellement au meilleur moyen de mesurer le revenu et la richesse dans le cadre des comptes environnementaux nationaux, cet article est également valable lorsqu'il s'agit d'évaluer si la conversion des forêts à un usage agricole a vraiment pour effet d'accroître la richesse (c'est-à-dire si elle est « durable »).

Bien que Hamilton et Atkinson (2006) cherchent à déterminer comment le Pérou pourrait intégrer l'environnement dans ses comptes nationaux en vue de tenir compte de l'actuelle déforestation « excessive » due aux cultures sur brûlis, ils procèdent pour l'essentiel à une évaluation coûts-bénéfices. Prenant en considération un large éventail de coûts et d'avantages de la déforestation, ils partent du principe que les coûts nets d'une déforestation « excessive » sont égaux à la somme de la valeur (actuelle) de la récolte de bois durable et de celle du carbone stocké dans celle-ci, ainsi que du consentement à payer (CAP) à l'échelle locale et mondiale pour assurer la conservation des forêts, diminuée des bénéfices agricoles tirés des terres après leur déforestation. Les auteurs se sont appuyés sur une série de données marchandes et non marchandes tenant compte de ces évolutions pour parvenir aux résultats résumés au tableau 16.2. On suppose que les cultures sur brûlis sont remplacées par des pâturages, que le taux social d'actualisation est de 5 %, que le calcul des valeurs actuelles s'effectue sur une période de 20 ans. Cela fait apparaître que la valeur de la déforestation excessive aura été de 1 286 USD/hectare (ha) en 1995. Si l'on examine les différentes composantes de cette déforestation excessive, il est manifeste que la somme (des valeurs actuelles) du CAP local et mondial (ce dernier correspondant à une valeur de non usage) – soit 1015 USD/ha – est à peine supérieure à la valeur (actuelle) des bénéfices agricoles. En d'autres termes, la valeur estimée de la déforestation excessive indiquée dans le tableau est fonction de la valeur estimée du carbone et de la récolte durable de bois d'œuvre (à laquelle il faut renoncer) dans la mesure où ce sont ces deux variables qui « font pencher la balance » de telle sorte que l'on peut affirmer que, toutes choses étant égales par ailleurs, la conversion des forêts pour l'affecter à la culture sur brûlis a pour effet de diminuer la richesse.

Les auteurs montrent de façon plus générale que la prise en compte des variations (nettes) de la richesse observées lorsque la forêt est défrichée en vue d'être affectée à la culture sur brûlis a pour effet de réduire le taux estimé d'épargne réelle au Pérou. Il n'en demeure pas moins que ce taux d'épargne ajusté demeure nettement positif au cours de l'année sur laquelle porte l'étude. Le calcul de l'épargne réelle n'aboutit bien entendu qu'à une estimation de l'effort d'épargne *total*, alors que la population péruvienne s'accroît au rythme de 1.7 % par an. Pour procéder à une analyse de l'épargne par habitant, il faut tout d'abord calculer l'épargne réelle par habitant, qui s'élève à environ 58 USD (pour une population de 25.6 millions d'habitants). Il convient ensuite de soustraire l'effet de « dilution » de la richesse totale résultant du partage de cette dernière entre un nombre d'habitants qui s'est accru de 1.7 % en 1995 – effet qui peut être estimé à environ 131 USD en 1999 si l'on se base sur les chiffres de Hamilton (2002). Atkinson *et al.* en déduisent que l'épargne réelle par habitant ne s'élèvera sans doute pas durablement à 58 USD et que la variation de la richesse par habitant est très probablement négative.

Encadré 16.2. **Durabilité et analyse coûts bénéfices de la déforestation tropicale** *(suite)*

Tableau 16.2. **Valeur d'une déforestation excessive, 1995**

	Composantes d'une déforestation excessive (en USD courants)
Consentement à payer local pour assurer la conservation	868
+ Consentement à payer mondial pour assurer la conservation	147
+ Valeur de la récolte de bois durable	858
+ Valeur du carbone stocké dans la récolte de bois durable	310
– Bénéfices agricoles	897
= Valeur d'une déforestation excessive	1 286

Notes : Les données correspondent aux valeurs actuelles, le taux social d'actualisation est supposé égal à 5 %, et les valeurs actuelles sont calculées sur une durée de 20 ans.

Il convient de formuler un certain nombre de remarques lors de l'évaluation de ces résultats. Il existe une considérable incertitude quant aux données nécessaires pour calculer les différentes variables, tels que les taux d'actualisation qu'il convient d'appliquer. La fourchette des valeurs pourrait dès lors être très large pour la plupart de ces variables (bien que cela n'apparaisse pas au tableau 16.2). Quant aux conséquences du point de vue de l'action des pouvoirs publics, les décisions locales de défrichement des forêts ont en l'occurrence pour effet de réduire le bien-être dans d'autres pays (au travers d'une perte de valeur de non usage et d'une contribution [nette] aux changements climatiques). En d'autres termes, l'équilibre optimal entre les terres occupées par les forêts et celles affectées à un usage agricole diffère de celui actuellement en vigueur, compte tenu que pour une raison ou une autre les exploitants agricoles ne peuvent tirer profit de la valeur des avantages procurés par la conservation. De fait, si l'on veut réduire la déforestation excessive, il faudra faire en sorte qu'ils se traduisent par des transferts susceptibles de bénéficier aux exploitants péruviens. Les mécanismes de ce type ont essentiellement été mis en œuvre par le Fonds pour l'environnement mondial (FEM) et avalisés par les accords environnementaux internationaux tels que la Convention sur la diversité biologique.

que constituent ces terres. En d'autres termes, une analyse coûts-bénéfices de la décision de défrichement montrerait que les coûts de la déforestation seraient alors supérieurs à ses bénéfices.

Cinquièmement, bien que la durabilité des projets soit souvent supposée dépendre de l'obtention des bénéfices ou des taux de rendement nets escomptés ou prévus[5], le concept de développement durable amène à se préoccuper des effets que leur mise en œuvre pourrait exercer sur les différents stocks d'actifs. Certains projets pourraient ainsi offrir un taux de rendement acceptable sans néanmoins contribuer autant qu'ils le pourraient à l'objectif du développement durable, alors que d'autres pourraient ne pas faire bénéficier de gains aussi élevés que ce serait possible les individus les plus pauvres des générations actuelles.

La contribution d'un projet au développement durable pourrait être estimée au moyen d'un « *inventaire des actifs* » destiné à déterminer quel est l'état du stock de ressources avant la mise en œuvre du projet et quel il devrait probablement être à la suite de celle-ci. Le projet pourrait en d'autres termes être évalué en fonction du stock global d'actifs et de la dépréciation ou de l'appréciation que celui-ci pourrait connaître indépendamment du projet. Contrairement aux analyses coûts-bénéfices de type classique, cette approche

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

contraindrait à mettre plus particulièrement l'accent sur les actifs physiques. Elle obligerait en outre à se demander si certains stocks d'actifs ne revêtent pas une importance « critique » (au sens du principe de forte durabilité).

La procédure d'inventaire des actifs pourrait par exemple consister à examiner séparément l'ensemble des actifs, ceux d'entre eux présentant une importance critique, les effets exercés sur leur productivité par les choix technologiques, le taux de croissance démographique en vigueur, la résilience des différents actifs, etc. Dans chacun des cas, il serait nécessaire d'estimer la valeur « de base » du stock d'actifs, c'est-à-dire quelle est la taille du stock d'actifs à un moment donné, compte tenu de l'éventuelle dépréciation que celui-ci pourrait connaître indépendamment du projet. Les effets du projet sur ces actifs pourraient ensuite être évalués.

16.4. Forte durabilité et ACB

Pour importantes qu'elles puissent être, il est rare que le débat sur le développement durable auquel donne lieu l'évaluation des projets soit essentiellement axé sur les caractéristiques que ceux-ci devraient présenter pour contribuer, comme c'est souhaitable, à l'accroissement des richesses. Il est plutôt centré sur ce qu'il est convenu d'appeler forte durabilité (ou développement durable « fort »)[6].

Ceux qui préconisent de prendre la forte durabilité pour principe directeur soutiennent que la protection physique de certains volumes absolus de biens environnementaux constitue une condition préalable de la durabilité. Si l'on ne peut escompter que les préférences individuelles en reflètent pleinement l'importance, les décideurs doivent assumer un rôle paternel et en assurer la sauvegarde. Cela est notamment dû à la complexité des écosystèmes et à l'idée que rien ne peut remplacer ni compenser une moindre capacité de l'environnement à assurer des fonctions telles que l'absorption des déchets ou la conservation des écosystèmes (Norton et Toman, 1997). Les actifs naturels seraient par ailleurs caractérisés par d'importants effets de seuil et le dépassement des valeurs limites correspondantes entraînerait des pertes écologiques de grande ampleur et de nature irréversible qui risquent d'avoir des effets dramatiques sur le bien-être humain. Il existe plusieurs variantes de cette affirmation. Très rares sont ainsi les partisans d'une forte durabilité qui souscrivent expressément à l'idée qu'il convient de sauvegarder tous les actifs naturels considérés individuellement. Ils se contentent le plus souvent d'avancer qu'il existe un sous-ensemble d'actifs naturels *critiques* qui revêtent une importance essentielle pour le bien-être humain et pour lesquelles il n'existe aucun substitut. Ces actifs ne peuvent donc tout simplement être échangés contre d'autres formes de richesse et ils doivent être gérés selon des critères plus spécifiquement adaptés à chacun des cas (Pearce *et al.*, 1989).

Définir plus précisément quels sont les actifs naturels critiques et ceux qui ne le sont pas constitue à l'évidence une tâche fondamentale si l'on veut que cette approche soit utile pour l'élaboration des politiques et la réalisation des évaluations. Avant de revenir plus en détail sur ce point, nous exposerons tout d'abord quelles sont les grandes implications d'une forte durabilité. Une double approche de la durabilité est suggérée en s'appuyant sur l'idée fondamentale qu'une certaine quantité physique d'une ressource naturelle donnée doit être préservée intacte pour qu'elle puisse continuer à fournir des services d'importance critique. Farmer et Randall (1998) soulignent ainsi quelles sont les conséquences de la notion (déjà ancienne) de « normes minimales de sécurité », qui veut

que les décideurs appliquent les critères coûts-bénéfices de type classique à moins qu'il n'existe une raison impérieuse de s'abstenir d'agir ainsi, telle que la nécessité de sauvegarder un actif naturel critique. Cette dernière règle de conduite, qui impose la sauvegarde en vertu des normes minimales de sécurité, peut toutefois être elle-même outrepassée si elle impose des coûts « intolérables ».

Pearce *et al.* (1996) montrent comment cette double approche pourrait être appliquée dans le cas d'une forêt pluviale tropicale. Dans cet exemple, la sauvegarde d'une certaine quantité de forêts est présumée revêtir une importance critique pour le bien-être à long terme de l'humanité. Elle a pour effet de réduire le volume des forêts susceptibles d'être considérées comme une ressource économique (ce qui signifie qu'elle diminue les quantités qui peuvent être exploitées ou défrichées compte tenu des superficies dont la conservation n'est pas assurée). Les principaux indicateurs applicables à un pays doté de forêts tropicales soumises à un tel régime sont de deux types et consistent à se demander d'une part si les stocks de cet actif naturel critique enregistrent une diminution et d'autre part si les taux d'épargne réelle (c'est-à-dire hors variations du stock de ressources dont la conservation n'est pas assurée) s'avèrent négatifs. Une réponse positive à l'une ou l'autre des ces questions constituerait un indice de non durabilité.

Les implications de la notion de forte durabilité dans le cadre de l'analyse coûts-bénéfices seraient même encore plus simples s'il était possible d'évaluer en termes monétaires les actifs naturels critiques. On peut se faire une idée de la valeur d'une quantité critique d'une ressource ou d'un actif naturels en partant du postulat que

$p_i \rightarrow \infty$ pour autant que $X_i \rightarrow \overline{X}_i^+$

où $\overline{X}_i^+$ correspond à la quantité critique de l'actif naturel considéré. En d'autres termes, à mesure que le stock de la ressource en question diminue et se rapproche de la quantité critique, sa réduction d'une unité marginale entraîne une perte de bien-être arbitrairement élevée (Hamilton et Atkinson, 2006). Ce pourrait être là la conséquence d'un processus physique, comme par exemple lorsque le dépassement d'un seuil critique provoque une rapide détérioration de la qualité et de la diversité des forêts (Pearce *et al.*, 1996). La perte de valeur de l'actif naturel critique est donc d'autant plus grande que l'on se rapproche de ce seuil critique. S'il est tenu compte des préférences pour les ressources critiques, la politique optimale ou la plus souhaitable d'un point de vue social doit donc se caractériser par une forte durabilité (c'est-à-dire qu'elle doit fixer des limites à l'épuisement des ressources afin d'éviter la perspective d'une rapide augmentation des pertes de bien-être). Toujours est-il que, bien qu'elle puisse en principe assurer une forte durabilité, cette approche exige dans la pratique que l'on dispose non seulement de bonnes mesures du consentement à payer pour une ressource critique mais aussi de suffisamment d'informations scientifiques et économiques suffisantes (quant à l'importance relative de la diminution de la ressource) pour que ces préférences reflètent les arbitrages appropriés à la base de ces estimations du CAP.

En ce qui concerne l'évaluation des projets, un certain nombre d'études, à commencer par celle de Barbier *et al.* (1990), se sont efforcées d'examiner quelles sont pour l'ACB les conséquences précises du principe de forte durabilité. Bien qu'elles soient pour une large part de nature théorique, ces études n'en mettent pas moins en évidence un intérêt d'ordre pratique de plus en plus grand pour l'application du principe de la compensation des ressources, par exemple, lors de l'évaluation d'exemples concrets de dommages occasionnés à des ressources naturelles et environnementales. L'approche fondamentale

adoptée en théorie comme dans la pratique consiste à reconnaître que le concept de forte durabilité est particulièrement pertinent pour la gestion d'un *portefeuille* de projets. Autrement dit, il serait probablement excessif d'exiger qu'aucun des projets retenus lors de la procédure de sélection ne porte préjudice à l'environnement (dans la mesure où très peu de projets procureraient sans doute des bénéfices nets sans infliger absolument aucun dommage à l'environnement).

Des formules plus souples de sélection des projets sous une contrainte de (forte) durabilité ont été proposées. Elles exigent d'ordinaire que les *effets nets* sur l'environnement d'un portefeuille de projets soient tout au plus nuls. Laissons momentanément de côté la question de savoir ce que les projets devraient au juste viser à sauvegarder (globalement) et examinons plus en détail les grands principes sur lesquels reposent les approches appliquées, par exemple par Barbier *et al.* (1990) puis ultérieurement par Pires (1998), en vue d'assortir d'une contrainte de (forte) durabilité les analyses coûts-bénéfices.

Chaque projet *i* est associé à des coûts environnementaux *E*. Les méthodes à mettre en œuvre pour mesurer ceux-ci demeurent pour une large part mal définies. Il serait certes envisageable d'en estimer la valeur monétaire, mais si le calcul des prix fictifs pouvait être effectué de façon satisfaisante on ne voit pas très bien pourquoi le souci de durabilité ne pourrait être tout simplement intégré dans les évaluations classiques des bénéfices nets. La nécessité manifeste d'imposer des contraintes de durabilité supplémentaires donne implicitement à penser que certains coûts environnementaux ne peuvent être mesurés de la sorte. Cette question mise à part, le problème fondamental tient au fait que certains projets « proposés » entraîneront un appauvrissement ou une dégradation des stocks de ressources naturelles. Autrement dit $E_i > 0$. D'autres projets « proposés » aboutiront à une reconstitution ou à une augmentation des stocks de ressources. En d'autres termes $E_i < 0$. Deux règles générales de décision sous contrainte ont été suggérées pour tenir compte du souci de forte durabilité dans les évaluations coûts-bénéfices.

Tout d'abord, les évaluations coûts-bénéfices pourraient être assorties d'une stricte contrainte de forte durabilité, si bien que les projets retenus pour faire partie du portefeuille du fait qu'ils maximisent les avantages nets soient sélectionnés de telle sorte que la *somme* de leurs coûts environnementaux, c'est-à-dire $\sum_{i=1}^{n} E_{it} t$, soit nulle à chaque période de temps *t* (dont la durée pourrait par exemple être d'une année). Autrement dit,

$$\sum_{i=1}^{n} E_{it} \leq 0 \qquad \forall t \qquad [16.4]$$

La matrice présentée à la tableau 16.1 décrit plus en détail les critères de sélection des projets. Quatre situations peuvent se présenter pour tout projet *i* particulier, compte tenu des différentes combinaisons possibles de leurs bénéfices nets (*BN*) et de leurs coûts environnementaux (*E*), qui peuvent les uns comme les autres être soit positifs soit négatifs. Lorsque $BN_i > 0$ et $E_i < 0$, la prise de décision est relativement aisée : le projet doit assurément être approuvé. Si $BN_i < 0$ et $E_i > 0$, elle ne pose non plus aucun problème puisqu'alors le projet doit sans nul doute être rejeté. Par contre, dans les deux autres cas de figure, il est nécessaire pour prendre une décision de formuler des hypothèses supplémentaires concernant par exemple la possibilité que les coûts environnementaux ($E_i > 0$) imposés par le projet envisagé soient compensés par les gains environnementaux procurés par quelque autre projet du portefeuille ($E_j < 0$). Il faut toutefois que le portefeuille respecte une contrainte, à savoir que les coûts environnementaux totaux de l'ensemble des projets qui le composent soient tout au plus nuls. À supposer que les bénéfices nets totaux doivent par

ailleurs être au moins égaux à zéro, il en résulterait que le portefeuille de projets devrait à tout le moins atteindre un point d'équilibre sous l'angle des coûts et des bénéfices non environnementaux et assurer le maintien du *statu quo* du point de vue de l'environnement.

Graphique 16.1. **Sélection des projets et forte durabilité**

	$E_i < 0$	$E_i > 0$
$BN_i > 0$	Approbation	?
$BN_i < 0$	?	Rejet

Note : Adapté de Bateman *et al.* (2002).

Par ailleurs, une contrainte plus souple de forte durabilité pourrait être imposée, l'effet net sur l'environnement d'un portefeuille de projets devant être égal à zéro sur un horizon temporel plus lointain T (où $T > t$). Autrement dit,

$$\sum_{t=1}^{T}\sum_{i=1}^{n} E_{it} \leq 0 \qquad [16.5]$$

Il faut en d'autres termes que la valeur actuelle des coûts environnementaux soit égale à zéro sur cet horizon temporel plus éloigné. Cette contrainte est donc moins stricte (que la précédente) puisqu'elle permet de respecter l'exigence de durabilité avec une plus grande souplesse temporelle. Il serait peut-être également souhaitable d'actualiser les coûts environnementaux de l'équation [16.5] – et de les pondérer par exemple par un coefficient égal à $[1/(1 + s)^t]$ où s représente le taux social d'actualisation. Ce ne serait là qu'une façon de prendre acte du fait qu'un projet ayant pour effet de restaurer la qualité de l'environnement à un moment ou un autre du futur aurait moins de valeur que s'il aboutissait dès à présent au même résultat.

À quel point cet horizon temporel doit-il être éloigné? Cette question n'est pas sans intérêt, bien que la plupart des contributions n'aient guère fourni d'indications concrètes à cet égard. D'une part, les projets ayant pour effet d'améliorer l'environnement visent essentiellement à offrir une compensation aux générations futures, ce qui pourrait donner à penser qu'il n'y a pas d'urgence à mettre en œuvre ces projets compensatoires. D'autre part, si les générations présentes doivent tirer de notables agréments de l'une au moins des ressources en question, il pourrait être souhaitable de faire preuve d'une plus grande diligence.

Pour que la contrainte de durabilité décrite à l'équation [16.5] soit respectée, il faut que toute perte environnementale soit compensée par un gain environnemental d'une valeur (actuelle) équivalente. Cela revient à dire que la valeur d'un actif naturel doit à terme être maintenue intacte, conformément à une exigence fondamentale du principe de (forte) durabilité. Une certaine perte de bien-être est toutefois enregistrée entre le moment où se produit le dommage et celui où intervient la compensation, puisque l'actif naturel en question ne procure pas dans l'intervalle le même volume de services environnementaux. Il serait certes tout à fait légitime de se demander quel peut bien être la portée pratique de toutes ces considérations. Le problème est pourtant loin d'être purement théorique. La durabilité consiste fondamentalement à assurer une trajectoire de développement qui soit (au moins) constante. La réponse à la question de savoir si l'approbation de projets aboutissant à une trajectoire de développement caractérisée par une diminution initiale du bien-être suivie d'une augmentation compensatrice à plus long terme serait compatible avec cet objectif fondamental dépendra probablement de l'importance de la perte de bien-être

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

subie au départ, ainsi que du temps qui devrait s'écouler avant que le gain correspondant puisse être recueilli. Comme toujours, toute la difficulté consiste à trouver un juste équilibre. En effet, fixer l'horizon temporel *T* à une échéance trop rapprochée revient à imposer une stricte contrainte de forte durabilité telle qu'elle a été précédemment définie. Chose intéressante, comme le montre l'encadré 16.3, la politique de lutte contre les changements climatiques offre une illustration de certaines de ces questions.

Encadré 16.3. **Changements climatiques et projets compensatoires**

Rares sont ceux, si tant est qu'il y en ait, qui iraient jusqu'à prétendre que le Protocole de Kyoto contribuera à un fort développement durable, mais il n'en reste pas moins que certaines de ses dispositions qui prescrivent des réductions légalement contraignantes des émissions de gaz à effet de serre (GES) dans les pays à revenu relativement élevé et dans les économies en transition illustrent les idées formulées par ceux qui se sont penchés sur le concept de forte durabilité dans le cadre de l'évaluation des projets. Ces pays doivent par exemple se conformer à des objectifs de réduction de leurs émissions de GES exprimés sous la forme d'un volume *moyen* sur une période de 5 ans (de 2008 à 2012). Un pays peut donc assurer au cours d'une année donnée une réduction de ses émissions inférieure à l'objectif qui lui est fixé, à condition de dépasser d'autant cet objectif une autre année. Il va sans dire que cette souplesse constitue une simple mesure de bon sens destinée à aider les pays à respecter un objectif coûteux. Elle n'en illustre pas moins de quelle façon le principe général de mise en œuvre de projets compensatoires pourrait fonctionner dans la pratique. Qui plus est, le Protocole de Kyoto autorise également les parties à « mettre en réserve » en vue d'une utilisation future tous les crédits d'émission obtenus grâce aux éventuels dépassements des objectifs de réduction au cours de la première période de contrôle ou d'« échanges » dans le cadre du Mécanisme pour un développement « propre » (MDP). Il convient toutefois de noter que les pays ne sont pas autorisés à « emprunter » de tels crédits en anticipant de futures réductions des émissions. L'exemple du MDP est également intéressant dans la mesure où il implique que les émissions de dioxyde de carbone imputables à un « projet » (visant par exemple à la production d'électricité à partir de charbon) mis en œuvre dans un pays soient compensées par le financement d'un projet assurant une réduction (plus que proportionnelle) des quantités de dioxyde de carbone présentes dans l'atmosphère dans un autre pays (grâce à la production d'énergies « propres » ou à la plantation d'arbres).

Ces deux méthodes d'intégration des critères de forte durabilité dans les évaluations coûts-bénéfices correspondent de façon générale à l'approche fondée sur la mise en œuvre de projets compensatoires. Les projets ayant pour effet de porter préjudice à l'environnement sont ainsi « contrebalancés » par d'autres à l'origine d'améliorations de l'environnement. Reste à savoir ce que cela pourrait signifier dans la pratique… L'échelonnement dans le temps des compensations n'est qu'un problème parmi d'autres. Une autre difficulté tient au fait que les actifs naturels sont hétérogènes et qu'il faut donc se demander si le concept d'« effets nets » s'applique à un actif naturel particulier (tel que les zones humides) ou à l'ensemble des actifs naturels en général. En principe, l'exigence qu'un portefeuille de projets maintienne intacte la valeur (actuelle) globale des actifs naturels n'exclut pas la possibilité qu'un projet occasionnant des dommages à des zones humides soit approuvé s'il a pour pendant un projet compensatoire s'efforçant par exemple d'améliorer la qualité de l'air urbain.

La plupart des débats sur les projets compensatoires se sont toutefois généralement axés sur un remplacement « à l'identique », la disparition d'une zone humide étant par exemple contrebalancée par la création d'une autre zone humide. Il n'en demeure pas moins un certain nombre de problèmes analytiques. Les gagnants et les perdants pourraient ainsi être très différents, voire tout autres, selon la localisation respective des ressources initiales et de celles destinées à les remplacer. Un autre problème tient au moyen de mesurer ce qui est perdu et ce qui est remplacé. Un certain degré de quantification est dès lors nécessaire. Comment pourrait-on sinon prétendre de façon crédible qu'une compensation a effectivement été assurée? Ces problèmes, tout comme d'autres, sont examinés à l'encadré 16.4, qui décrit par ailleurs brièvement une justification des projets compensatoires légèrement différente de celle fondée sur le concept de « capital critique » et qui repose en l'occurrence sur la « doctrine de la fiducie d'intérêt public ».

Encadré 16.4. **Doctrine de la fiducie d'intérêt public et projets compensatoires**

Chapman et Hanemann (2004) ont proposé, dans le contexte de la politique publique mise en œuvre aux États-Unis, une autre variante de la justification des projets compensatoires, qu'ils ont baptisée « doctrine de la fiducie d'intérêt public ». Cette approche n'invoque pas *directement* des impératifs éthiques ou scientifiques contestés (contrairement à la plupart des travaux sur la forte durabilité). Elle prend au contraire appui sur l'autorité des dispositions législatives et constitutionnelles qui exigent que (certaines) ressources naturelles et environnementales particulières soient détenues en fiducie dans l'intérêt du public (c'est-à-dire des générations présentes comme de celles à venir). Cette approche considère en d'autres termes qu'il existe une assise juridique permettant d'exiger que certaines ressources soient remplacées « à l'identique ». Il n'est pas inintéressant de noter que la question des mesures à prendre pour compenser – en vertu de cette doctrine – les dommages infligés aux ressources suscitera sans doute de vifs débats dans le cadre de l'UE car elle est abordée dans le projet de directive européenne sur la responsabilité environnementale.

Aux États-Unis, cette doctrine paraît remonter à une époque relativement lointaine, puisqu'elle date au moins de la fin du XIXe siècle. Au plan national, elle accorde de vastes pouvoirs à l'administration fédérale pour lui permettre de protéger certaines ressources, et elle a été plus récemment étendue à la défense de l'intérêt public en ce qui concerne le milieu naturel. Par ailleurs, au niveau des États fédérés, elle a jeté les bases de l'évaluation des dommages infligés aux ressources naturelles. La création du Superfonds destiné à financer la décontamination et la remise en état des décharges de déchets dangereux a récemment donné à cette doctrine une nouvelle impulsion très remarquée. Elle a imposé l'obligation de verser des dommages et intérêts au titre de la dégradation, de la destruction ou de la perte de ressources naturelles, outre celle de prendre en charge les coûts de décontamination, de dépollution, etc.

La doctrine de la fiducie d'intérêt public est de façon plus générale à l'origine de la mise en œuvre de projets compensatoires dans la mesure où elle exige que la reconstitution de l'actif naturel en question soit assurée en vue de contrebalancer les dommages qui lui ont été occasionnés. En d'autres termes, si les ressources dont il s'agit sont détenues en fiducie dans l'intérêt des générations futures, la réalisation de cet actif ne suffira pas, même si elle est assortie d'un dédommagement financier (ou de quelque autre nature). C'est au contraire l'actif lui-même qui doit être reconstitué et c'est donc de son coût de reconstitution qu'il doit être tenu compte, surtout « … lorsque les ressources de substitution

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

Encadré 16.4. **Doctrine de la fiducie d'intérêt public et projets compensatoires** *(suite)*

sont de même type, de qualité similaire et de valeur comparable » (Lignes directrices de la NOAA, citées in Chapman et Hanemann, 2004). La compensation des ressources peut prendre deux formes : « valeur contre valeur » ou « service contre service ». Dans le premier cas, une ressource donnée est remplacée ailleurs par une ressource similaire de valeur équivalente. Dans le second, une ressource donnée est remplacée ailleurs par une ressource similaire fournissant des services (non monétaires) équivalents. La baie de Lavaca est citée par Chapman et Hanemann à titre d'exemple de la première de ces deux formes de compensation. Ce site marin du sud du Texas bénéficie du Superfonds, ses ressources écologiques (marais salant, poissons, oiseaux migrateurs) ayant subi des dommages. Sa remise en état impliquait de définir la superficie nécessaire à la reconstitution des habitats et les dommages et intérêts dus étaient calculés sur la base des coûts de mise en œuvre des mesures de restauration « appropriées ».

L'application de l'approche fondée sur les coûts de reconstitution à des exemples tirés de la réalité pose un certain nombre de problèmes. La reconstitution des zones humides en offre une remarquable illustration. Aux États-Unis, un dispositif baptisé *wetland banking* autorise toute partie prenante à apporter de considérables modifications à une zone humide à condition d'acheter les crédits qu'une autre partie aura acquis en protégeant ou en améliorant une autre zone humide. Ces crédits sont ensuite échangés par l'intermédiaire d'une « banque » spécialement créée à cet effet (appelée *wetland bank*). Une condition d'ensemble doit être respectée : il ne doit se produire aucune perte nette de zones humides. Il s'agit en d'autres termes d'une forme de compensation des ressources ou en d'autres termes d'un système destiné à faciliter l'« achat » de projets compensatoires. Ce moyen d'assurer la conservation du volume global de zones humides pourrait certes paraître ingénieux mais, comme il fallait s'y attendre, il ne va pas sans soulever un certain nombre de problèmes. Premièrement, il pourrait être nécessaire de réunir d'importantes quantités de données, ce qui risque d'être fastidieux (bien que cette conclusion ne s'applique pas exclusivement à ce type de tâches). Deuxièmement, l'écosystème nouvellement créé pourrait ne pas répondre aux attentes et ne pas fournir un habitat de remplacement adéquat ou ne pas assurer quelque autre fonction écologique. Troisièmement, la question de savoir si un remplacement « à l'identique » est vraiment possible ne peut manquer de se poser. Ainsi, l'hypothèse que les différents habitats aient une valeur unitaire égale (par exemple à l'hectare) risque de ne pas être valable, car il est tout à fait possible, voire même probable, que l'écosystème nouvellement « créé » ait une moindre valeur que l'écosystème naturel auquel il aura été porté atteinte. Il a notamment été proposé de résoudre ce dernier problème en compensant la perte d'une zone humide par la création de deux nouvelles.

16.5. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs

La notion de « développement durable » occupe désormais une large place dans le débat public et dans le discours des décideurs sur les problèmes d'environnement. Bien que les caractéristiques que le développement doit réunir pour pouvoir être qualifié de durable demeurent un sujet de controverse, nous disposons à présent d'un ensemble cohérent de travaux théoriques qui se sont efforcés de comprendre à quoi pourrait ressembler une trajectoire de développement durable, comment pourrait être assurée sa mise en place et comment pourraient être mesurés les progrès accomplis dans ce sens. Il n'est certes guère surprenant que ces efforts n'aient pas abouti à un consensus, mais ils ont néanmoins permis de réaliser de considérables progrès dans la compréhension des

points sur lesquels il existe un accord ou au contraire un désaccord, ainsi que des raisons pour lesquelles il en est ainsi.

La plupart de ces travaux considèrent que la poursuite du développement durable constitue un objectif d'ordre général ou de nature macroéconomique. Dans l'ensemble, les spécialistes de l'analyse coûts-bénéfices n'ont pas activement cherché à s'engager dans ce débat plus large, sauf lorsqu'il porte sur des facteurs ayant une incidence sur les bénéfices ou les taux de rendement nets escomptés d'un projet. Il faut néanmoins remarquer que les récents développements examinés ailleurs dans le présent ouvrage – et plus particulièrement ceux qui concernent l'évaluation des impacts sur l'environnement ou encore l'actualisation des coûts et des avantages – ne sont pas sans rapport avec cette question. Dans ce chapitre, nous avons examiné un certain nombre d'hypothèses supplémentaires quant à la façon dont l'analyse coûts-bénéfices pourrait être étendue pour tenir compte des récentes préoccupations concernant le développement durable.

Selon une première approche, l'évaluation des projets à la lumière de ces préoccupations aurait à l'évidence un rôle à jouer. Le concept de forte durabilité part en effet de l'idée que certains actifs naturels sont si importants ou essentiels (pour les générations futures et peut-être aussi pour les présentes) qu'ils méritent d'être protégés en vue de maintenir leurs stocks au niveau actuel ou au-dessus de quelque autre niveau cible. Si l'on ne peut escompter que les préférences individuelles en reflètent pleinement l'importance, les décideurs doivent assumer un rôle paternel et en assurer la sauvegarde. Pour ce qui est de l'intérêt de cette approche pour l'évaluation coûts-bénéfices, quelques contributions ont suggéré que le concept de durabilité s'applique à la gestion d'un *portefeuille* de projets. Il en est résulté l'idée que des projets compensatoires pourraient être mis en œuvre. Les projets ayant pour effet de porter préjudice à l'environnement pourraient ainsi être « contrebalancés » par d'autres à l'origine d'améliorations de l'environnement. Les projets faisant partie d'un même portefeuille assureraient dès lors un maintien global du *statu quo* sous l'angle de l'environnement. Les applications pratiques de cette approche ont notamment concerné la perte et la reconstitution à titre compensatoire de zones humides aux États-Unis.

Un certain nombre de questions demeurent concernant les possibilités d'appliquer plus largement cette approche. Plus précisément, la ligne de partage entre les actifs qui peuvent être considérés comme critiques et ceux qui ne le sont pas est dans la pratique loin d'être claire. Il est à vrai dire parfaitement excusable pour un praticien possédant une bonne connaissance du débat en cours d'éprouver un sentiment de vertige à l'idée de devoir tirer de ces controverses des enseignements pratiques en vue de l'évaluation des projets. Il ne paraît en effet guère évident que de spectaculaires progrès aient été accomplis sous cet angle, et ce bien que le concept de « capital critique » soit désormais (tout comme les affirmations à l'emporte-pièce concernant ses implications sur le plan de l'action) largement répandu dans les études publiées en la matière.

Certains se sont efforcés de définir le « caractère critique » selon des critères écologiques, alors que d'autres se sont appuyés sur des précédents politiques ou constitutionnels (tels que la doctrine de la fiducie d'intérêt public). Les premiers ont ainsi été tentés de donner une définition très large des actifs critiques, peut-être au point qu'elle puisse s'appliquer à la plupart des catégories de ressources naturelles. Une telle attitude ne peut pourtant être justifiée que par le choix de privilégier très nettement le principe de précaution dans le cadre de la prise de décision. Cela soulève d'importantes questions. Éviter que des

ressources (qui pourraient être) critiques subissent des dommages non seulement regrettables mais aussi irréversibles peut certes présenter des avantages. Mais il n'en reste pas moins qu'une application aussi large de l'approche fondée sur des projets compensatoires imposerait probablement des coûts très importants. Chose intéressante, bien qu'il soit possible de trouver dans la vie réelle des exemples qui se rapprochent de la notion de projets compensatoires, il ne semble guère que cette approche particulière ait suscité davantage d'enthousiasme que cela.

Le problème du développement durable peut également être envisagé d'autres façons. La question de savoir si ces autres approches – qui sont généralement regroupées sous l'appellation de « faible durabilité » – sont de fait complémentaires ou au contraire rivales a suscité un débat. Celui-ci s'éteindrait pour une large part de lui-même s'il était possible de déterminer quels sont les actifs critiques. Mais étant donné que comme nous l'avons déjà évoqué cette dernière question constitue elle-même une considérable source d'incertitude, le débat se poursuit. La version dite « faible » du développement durable n'en présente pas moins de l'intérêt pour plusieurs raisons. Bien qu'elle ait été principalement considérée comme un guide pour l'élaboration de comptes environnementaux nationaux (c'est-à-dire de meilleures mesures des revenus, de l'épargne et du patrimoine), l'insistance sur les actifs et sur leur gestion a un équivalent dans la réflexion sur l'évaluation des projets. La nécessité d'un « inventaire des actifs » n'en est peut-être que plus manifeste. Il s'agit en d'autres termes de déterminer quel est l'état des stocks de ressources avant la mise en œuvre du projet et quel il devrait probablement être à la suite de celle-ci. Ce pourrait n'être là qu'une raison de plus pour que l'analyse coûts-bénéfices classique privilégie les projets qui génèrent des ressources économiques susceptibles d'être affectées à l'épargne et à l'investissement dans les économies où il apparaît que la richesse nette (par habitant) transmise aux générations futures est trop faible.

Notes

1. Il faut toutefois noter qu'il ne suffit pas que E_R soit positif à un moment donné, c'est-à-dire que $E_{R_t} > 0$, pour qu'une trajectoire de développement soit durable (Asheim, 1994; Pezzey et Withagen, 1998). E_R est donc à vrai dire un indicateur asymétrique de la durabilité.
2. Il faudrait en outre pour ce faire que le taux de croissance de l'épargne réelle ne soit pas supérieur au taux d'intérêt.
3. De nombreux pays ont éprouvé des difficultés pratiques à faire preuve de prudence et à épargner le produit tiré de la diminution des stocks de ressources. À vrai dire, un certain nombre d'études se sont efforcées de déterminer pourquoi les économies dotées de ressources abondantes ont été incapables de transformer en épargne cet atout naturel (voir par exemple Atkinson et Hamilton, 2003).
4. Johansson (1993) fait toutefois observer que si les quantités extraites (ou récoltées) ne sont pas optimales – c'est-à-dire si le gain tiré dès à présent de la diminution d'une unité du stock de ressources ne compense pas exactement la perte découlant de l'impossibilité de disposer de cette unité dans le futur – il faut en sus procéder à un ajustement pour tenir compte de l'écart entre les gains actuels et les pertes futures.
5. Le Département de l'évaluation des opérations de la Banque mondiale fait par exemple référence à la résilience aux risques des flux d'avantages nets au fil du temps, les risques étant définis au sens large, de telle sorte qu'ils recouvrent ceux d'ordre financier, institutionnel, etc. (voir par exemple Belli *et al.* 1998).
6. Certains auteurs parlent de « durabilité environnementale » ou de « développement durable du point de vue de l'environnement ». La définition de ces termes est toutefois compatible avec celles de la forte durabilité et du développement durable fort retenues dans ce chapitre.

ISBN 978-92-64-01006-2
Analyse coûts-bénéfices et environnement
Développements récents
© OCDE 2006

Chapitre 17

Transfert de bénéfices

Les études fondées sur le transfert de bénéfices constituent le socle de l'analyse concrète des politiques dont la mise en œuvre est envisagée car les praticiens n'ont que rarement le luxe de réaliser des études originales. Cette affirmation est tout aussi valable pour les techniques sur lesquelles porte ce chapitre, à savoir l'emprunt ou le transfert des estimations du CAP pour répondre aux problèmes à l'origine d'impacts environnementaux ou de nature similaire auxquels sont confrontés les pouvoirs publics. Bien qu'aucune procédure concrète de transfert ne soit généralement admise, un certain nombre d'éléments qui pourraient caractériser les meilleures pratiques ont été largement étudiés. Il s'agit notamment d'examiner la fiabilité et la qualité des études originales et de prendre dûment en considération diverses différences qui pourraient exister entre le site de l'étude (pour lequel on dispose d'une estimation du CAP) et celui ou ceux où la mise en œuvre d'une politique est envisagée (c'est-à-dire où cette estimation doit être transférée). Le processus actuellement amorcé de consolidation des informations sur les valeurs non marchandes dans des bases de données spécialement créées à cet effet représente le Saint Graal du transfert de bénéfices. Bien qu'il faille saluer ce développement, il est également nécessaire de mieux comprendre dans quels cas le transfert de bénéfices donne de bons résultats et dans quels autres il n'en est pas ainsi, mais aussi de mettre au point des méthodes susceptibles d'en accroître la fiabilité.

17.1. Introduction

Les progrès des méthodes d'estimation de la valeur des biens non marchands ont constitué un trait marquant de l'analyse coûts-bénéfices. Ces techniques d'évaluation des avantages ont été de plus en plus utilisées dans un certain nombre de pays pour éclairer le choix des politiques et des projets. Il est toutefois jusqu'à un certain point admis qu'un recours accru au transfert de bénéfices représente la condition *sine qua non* d'une utilisation systématique des valeurs non marchandes par les pouvoirs publics. Il s'agit en d'autres termes de prendre la valeur unitaire d'un bien non marchand telle qu'elle a été estimée dans une étude originale ou « primaire » et de s'appuyer sur elle (après lui avoir éventuellement apporté un certain ajustement) pour évaluer celle des bénéfices tirés de la mise en œuvre d'une nouvelle politique. Il convient de noter que le transfert peut non seulement s'appliquer aux bénéfices mais aussi aux coûts (lesquels équivalent à des avantages auxquels il faut renoncer), selon la variation de l'offre du bien en question qu'entraînerait, par rapport au *statu quo*, le projet envisagé. Nous n'en utiliserons pas moins systématiquement l'expression « transfert de bénéfices » dans ce chapitre, conformément à la terminologie dominante.

Le transfert de bénéfices fait l'objet d'un nombre croissant d'études. La raison en est évidente : à supposer que cette méthode soit valable, la nécessité de procéder à de longues et coûteuses études originales (également dites « initiales » ou « primaires ») en vue d'estimer les valeurs non marchandes s'en trouverait considérablement réduite. La réalisation d'études originales risque ainsi de se révéler impossible s'agissant des politiques, programmes et projets ayant de multiples impacts non marchands. Si tel est le cas, le transfert de bénéfices pourrait être la solution. Le transfert de bénéfices pourrait ainsi être utilisé pour évaluer à titre provisoire si une analyse plus approfondie pourrait présenter quelque intérêt. Beaucoup considèrent que l'aboutissement ultime du transfert de bénéfices consisterait à constituer une vaste base de données de valeurs non marchandes « prêtes à l'emploi » et susceptibles d'être appliquées à de nouvelles politiques et à de nouveaux projets lorsque le besoin s'en fait sentir. On est encore assez loin d'avoir atteint cet objectif, malgré le nombre toujours plus grand d'études (originales) de qualité qui ne procèdent pas par elles-mêmes à des estimations de la valeur. Il est intéressant de noter que, comme nous le verrons plus loin dans ce chapitre, les éléments constitutifs de ce processus sont en place pour ce qui est des valeurs environnementales.

Malheureusement, le recours au transfert de bénéfices se heurte à un obstacle plus fondamental que l'abondance (ou le manque) de telles études. La validité du transfert de bénéfices demeure en effet à bien des égards sujette à caution. Il y a lieu d'en conclure à titre provisoire (du fait du grand nombre de nouvelles recherches entreprises sur cette question) que le transfert de bénéfices risque d'entraîner des inexactitudes de plus ou moins grande ampleur. Cette conclusion n'en doit pas moins être nuancée jusqu'à un certain point. Le transfert de bénéfices paraît en effet donner de meilleurs résultats dans certains contextes que dans d'autres pour des raisons qui ne sont parfois pas très claires.

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

Cependant, les conclusions quant à la validité (ou à l'absence de validité) de cette méthode doivent être replacées dans leur juste contexte. Autrement dit, un certain degré d'inexactitude est quasi inévitable et certains analystes se sont demandés si les critères utilisés pour juger de la validité du transfert de bénéfices ne sont pas trop stricts par rapport au degré d'exactitude nécessaire pour aider à l'élaboration de politiques fondées sur des données concrètes. Il se pourrait qu'une certaine imprécision « n'ait guère d'importance » dans la pratique et qu'il faille adopter des règles empiriques plus pragmatiques (mais néanmoins clairement définies) concernant le degré d'exactitude que devrait présenter tout transfert d'avantages.

Le reste de ce chapitre s'articule de la façon suivante. La section 17.2 fournit une définition du transfert de bénéfices avant de décrire les étapes qu'il conviendrait généralement de suivre pour y procéder et d'examiner comment les valeurs unitaires (à transférer) pourraient être ajustées pour « mieux correspondre » aux caractéristiques (du bien considéré et de la population touchée) associées à une nouvelle politique. La section 17.3 décrit les efforts pour constituer de vastes bases de données de valeurs susceptibles d'être utilisées dans le cadre de futurs transferts. Une évaluation plus critique de la validité du transfert de bénéfices est ensuite présentée à la section 17.4. La section 17.5 formule en guise de conclusion un certain nombre de remarques sur des questions telles que celle des meilleures pratiques compte tenu des considérations précédemment exposées.

17.2. Transfert de bénéfices : concepts fondamentaux et méthodes de base

17.2.1. Définition du transfert de bénéfices

Le concept de transfert de bénéfices a été avancé dans un certain nombre d'articles au cours de la dernière quinzaine d'années. Parmi les premiers développements, il convient de citer les contributions novatrices parues en 1992 dans un numéro de la revue *Water Resources Research* (vol. 28, n° 3) spécialement consacré au transfert d'avantages. Cette revue donnait la définition suivante du transfert de bénéfices : « … le transfert d'estimations existantes de valeurs non marchandes en vue de les utiliser dans le cadre d'une nouvelle étude différente de celle pour laquelle elles ont été initialement établies » (Boyle et Bergstrom, 1992). Depuis lors, le nombre et la qualité des études relatives au transfert de bénéfices ont sensiblement progressé. Celle de Desvousges, Johnson et Banzhaf (1998), une des premières études d'envergure de la validité du transfert de bénéfices à avoir été publiée, a également marqué un tournant. Elle distinguait deux grandes définitions du transfert de bénéfices.

La première définit ce concept au sens large et renvoie à l'utilisation des informations existantes valables dans un contexte particulier (le « contexte initial ») pour déterminer les politiques à mettre en œuvre dans un autre contexte (le « contexte du transfert »). L'analyse coûts-bénéfices (ACB) et les approches qui lui sont apparentées ne sont pas les seules à recourir au transfert de bénéfices. Il y est fait appel chaque fois que les analystes s'appuient sur des études antérieures pour prédire les effets des politiques dans un autre contexte. Vu sous cet angle, le transfert de bénéfices est, sous une forme ou une autre, bien plus répandu dans le cadre de l'analyse des politiques que beaucoup n'en ont peut-être vraiment conscience.

La seconde définit ce concept de façon plus étroite et se réfère à l'utilisation de la valeur d'un bien estimée en un lieu (le « site de l'étude ») en tant que mesure approchée de la valeur du (même) bien en un autre lieu (le « site de mise en œuvre de la politique »). C'est

ce type de transfert de bénéfices qui est le plus couramment utilisé dans l'ACB et c'est donc cette définition plus restreinte que nous retenons dans ce chapitre. Ce type de transfert de bénéfices s'applique toutefois à un éventail de biens particulièrement vaste. Le bien non marchand à fournir sur le site de mise en œuvre de la politique pourrait ainsi correspondre à un cours d'eau situé en un lieu précis (alors que les études originales porteraient sur des cours d'eau situés en d'autres lieux). Cependant, les impacts dont il doit être tenu compte sur un site pourraient également entraîner certaines modifications de l'état de santé de la population humaine. Le site de mise en œuvre de la politique pourrait par ailleurs être situé dans un pays totalement différent de celui où l'étude initiale a été menée. Les valeurs transférées pourraient dès lors provenir de pays sur lesquels on dispose d'abondantes informations (lesquels constituent une minorité) et être destinés à des pays sur lesquels on n'en possède que très peu (c'est-à-dire la majorité d'entre eux).

17.2.2. Méthodes de transfert

Il importe tout d'abord de préciser que le transfert de bénéfices ne constitue pas nécessairement pour les analystes un choix passif ni allant de soi. Une fois le transfert de bénéfices retenu en tant que méthode d'évaluation (choix qui exige en soi une certaine réflexion), il faut ensuite faire preuve de bon sens et de clairvoyance à chacune des étapes fondamentales à suivre pour le mener à bien. Des informations doivent ainsi être obtenues sur la qualité de départ de l'environnement comme sur ses variations, ainsi que sur les variables socio-économiques pertinentes. Il faut de surcroît identifier les études originales susceptibles de servir au transfert. On pourrait s'appuyer pour ce faire sur les travaux publiés et non publiés (dont par exemple ceux issus de la « littérature grise »). Il se pourrait cependant qu'il existe une base de données. Les études précédemment réalisées pourraient néanmoins être déjà répertoriées dans une base de données, auquel cas la consultation de cette dernière source constituerait sans doute un bon point de départ. Plus loin dans ce chapitre, nous décrirons les efforts pour constituer des bases de données recensant les études d'évaluation de l'environnement (voir la section 17.2.3). Un transfert ne peut en principe être plus fiable que les estimations initiales sur lesquelles il repose. Compte tenu que l'on manque d'études originales de qualité pour de nombreux types de valeurs non marchandes et que celles qui répondent à ce critère n'ont généralement pas été spécialement conçues pour servir au transfert d'avantages, il convient en l'occurrence de se montrer prudents. L'analyste doit à l'évidence se fonder sur certains critères pour juger de la qualité des études en l'absence de lignes directrices « officielles » (ou autres).

L'étape la plus essentielle est peut-être celle du choix des estimations ou des modèles déjà existants et de l'évaluation des effets escomptés pour le site de mise en œuvre de la politique (il pourrait par exemple s'agir des bénéfices par ménage). C'est à ce stade qu'a effectivement lieu le transfert et cela implique le choix d'une méthode de transfert particulière (voir ci-dessous). La population du site de mise en œuvre de la politique doit en outre être déterminée. L'agrégation est effectuée en multipliant les valeurs par individu ou par ménage par la population correspondante. Cette opération peut certes être source de controverses – surtout au moment de décider de la taille de la population qui attribue une valeur de non usage à une ressource environnementale donnée (voir l'encadré 17.1) – mais, dans ce qui suit immédiatement, nous nous efforcerons avant tout de résumer les conclusions des études passées concernant le transfert d'une valeur unitaire (ou éventuellement une série de valeurs unitaires) et de déterminer s'il est ou non souhaitable d'ajuster cette valeur (ou ces valeurs). De tels ajustements pourraient essentiellement être

envisagés pour tenir compte des différences entre le(s) site(s) de l'étude originale et le nouveau site de mise en œuvre de la politique considérée. Il existe au moins trois différents types d'ajustement de complexité croissante parmi lesquels l'analyste peut faire son choix. Ils sont successivement examinés ci-après.

Transfert du CAP sans aucun ajustement (ou « naïf »)

Cette méthode consiste en l'occurrence à « emprunter » une estimation du CAP dans le contexte E (correspondant au site de l'étude) pour l'appliquer au contexte P (c'est-à-dire au site de mise en œuvre de la politique). L'estimation en question n'est généralement pas ajustée :

$$CAP_E = CAP_P$$

Diverses valeurs unitaires peuvent faire l'objet du transfert, bien qu'il s'agisse le plus souvent de mesures moyennes ou médianes. Les valeurs moyennes sont en effet aisément compatibles avec une analyse coûts-bénéfices puisqu'il suffit d'une simple transformation pour pouvoir agréger les estimations des bénéfices en vue de calculer les avantages totaux, par exemple en multipliant le CAP moyen par le nombre de personnes qui composent la population à laquelle on s'intéresse.

L'intérêt de cette approche tient à l'évidence à sa simplicité et à la facilité avec laquelle elle peut être appliquée une fois identifiées les études originales appropriées. Mais cette relative simplicité a bien entendu un revers, à savoir qu'elle ne permet pas de tenir compte des notables différences qui peuvent exister entre les caractéristiques du ou des sites où a été réalisée l'étude originale et celles du nouveau site de mise en œuvre de la politique. Si ces différences constituent d'importants déterminants du CAP, il s'ensuit que cette méthode de transfert – parfois appelée de façon plus normative « transfert naïf » – ne pourra rendre compte des probables écarts entre le CAP observé sur le site de l'étude et celui correspondant au site de mise en œuvre de la politique.

Les déterminants du CAP susceptibles de différer selon que l'on considère le site de l'étude ou celui de mise en œuvre de la politique sont notamment les suivants (Bateman *et al.*, 2000) :

- Les caractéristiques socio-économiques et démographiques des populations concernées. Il pourrait notamment s'agir du revenu, du degré d'instruction et de l'âge.
- Les caractéristiques physiques du site de l'étude et de celui de mise en œuvre de la politique. Il pourrait notamment s'agir des services environnementaux procurés par le bien considéré, tels que dans le cas d'un cours d'eau les possibilités récréatives en général et la pêche à la ligne en particulier.
- Les variations de l'offre du bien à évaluer envisagées sur chacun des sites. Les estimations de la valeur tirées d'études portant sur de légères améliorations de la qualité de l'eau risquent ainsi de ne pas être valables dans le cas des politiques qui impliqueraient de fortes variations quantitatives ou qualitatives de la ressource (du fait entre autres que la relation entre le CAP et les quantités offertes peut ne pas être parfaitement linéaire).
- Les écarts entre les conditions du « marché » en vigueur sur chacun des sites. Il peut par exemple exister des différences au niveau de la disponibilité de substituts dans le cas des ressources récréatives telles que les cours d'eau. Deux rivières par ailleurs identiques pourraient se distinguer par les possibilités récréatives offertes par chacune d'elles.

Toutes choses égales par ailleurs, le CAP moyen pour éviter une dégradation de la qualité de l'eau d'une rivière dont il n'existe que peu de substituts devrait être plus élevé que s'il s'agissait d'une rivière ayant beaucoup de substituts. La raison en est que la ressource récréative est plus rare dans le premier cas que dans le second).

- Les variations temporelles. Les estimations de la valeur peuvent varier au fil du temps, par exemple en raison de l'augmentation des revenus et/ou de la rareté croissante des cours d'eau non pollués.

De façon générale, il n'est pas certain qu'un transfert de valeurs non ajustées soit acceptable dans la pratique. Il faudrait en effet pour ce faire qu'aucune des variables listées ci-dessus ne varie d'un site à l'autre, c'est-à-dire que ceux-ci soient de fait « identiques » sous tous ces aspects (ou que les variables en question ne soient pas d'importants déterminants du CAP, ce qui irait à l'encontre de la théorie économique).

Transfert du CAP avec ajustement

La formule suivante est largement utilisée pour procéder au transfert ajusté :

$$CAP_P = CAP_E\ (Y_P/Y_E)^e,$$

où Y représente le revenu par habitant, CAP le consentement à payer, et e l'élasticité du CAP par rapport au revenu. Ce dernier terme constitue une estimation de la façon dont le CAP pour le bien (non marchand) en question évolue compte tenu des variations du revenu. D'après cette formule, si e est supposé égal à un, le rapport entre les valeurs du CAP sur les sites E et P est égal au ratio des revenus par habitant sur chacun de ces sites (soit $CAP_P/CAP_E = Y_P/Y_E$). Dans cet exemple, les valeurs sont simplement ajustées à la hausse dans le cas des projets qui touchent des personnes dont les revenus sont supérieurs à la moyenne et à la baisse dans celui des projets ayant une incidence sur des personnes dont les revenus sont inférieurs à la moyenne. À titre d'illustration, Krupnick *et al.* (1996) procèdent au transfert du CAP pour divers états de santé (mortalité et morbidité) estimé pour les États-Unis en vue de l'appliquer à l'Europe orientale, en se fondant pour ce faire sur le ratio entre les salaires dans ces deux régions du monde (et en formulant diverses hypothèses concernant l'élasticité du CAP par rapport au revenu). Il en résulte que le CAP est en Europe orientale inférieur dans une certaine proportion à ce qu'il est aux États-Unis.

Dans la formule d'ajustement fréquemment utilisée présentée ci-dessus, le revenu est la seule caractéristique qui ait varié entre les deux sites. Peut-être estime-t-on que c'est là le plus important facteur à l'origine de variations du CAP. Or le revenu n'est évidemment pas le seul déterminant du CAP, ce qui signifie que même cette amélioration pourrait ne pas suffire pour se rapprocher du CAP effectif sur le site de l'étude. Un jugement similaire pourrait par exemple être porté pour ce qui est des différences entre la pyramide des âges sur les deux sites, des écarts de densité démographique, etc. La prise en compte des multiples différences de ce type implique de procéder au transfert des fonctions d'avantages et c'est vers cette dernière méthode de transfert que nous nous tournons à présent.

Transfert de la fonction du CAP

Une approche plus complexe consiste à transférer la fonction de bénéfices ou de valeurs du site E pour l'appliquer au site P. Par conséquent, si l'on sait que le CAP sur le site de l'étude est fonction d'un éventail de caractéristiques physiques du site et de l'utilisation de celui-ci, ainsi que des caractéristiques socio-économiques (et démographiques) de la

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

population du site, cette information peut elle-même être utilisée dans le cadre du transfert. Supposons par exemple que $CAP_E = f(A,B,C,Y)$, où A, B et C représentent d'autres facteurs significatifs qui (outre Y) affectent le CAP sur le site E. La variable CAP_P peut être estimée en appliquant les coefficients de cette équation aux valeurs prises par A, B, C et Y sur le site P, soit :

$$CAP_E = f(A, B, C, Y)$$

$$CAP_E = a_0 + a_1A + a_2B + a_3C + a_4Y,$$

où les termes a_i correspondent à des coefficients permettant de quantifier la variation du CAP entraînée par une variation (marginale) de cette variable. Supposons par exemple que le CAP dépende (simplement) du revenu, de l'âge et du niveau d'instruction de la population du site de l'étude et que les analystes qui entreprennent cette étude aient estimé la relation suivante entre le CAP et ces variables (explicatives) :

$$CAP_E = 3 + 0.5Y_E - 0.3\ ÂGE_E + 2.2\ INSTR_E$$

Autrement dit, CAP_E est fonction croissante du revenu et du niveau d'instruction mais fonction inverse de l'âge comme l'indique la formule. Dans cette méthode de transfert, l'intégralité de la fonction de bénéfices serait transférée de la façon suivante :

$$\Rightarrow\ CAP_P = 3 + 0.5Y_P - 0.3\ ÂGE_P + 2.2\ INSTR_P$$

Pour illustrer les conséquences de cette approche, admettons que la population du site de mise en œuvre de la politique soit dans l'ensemble bien plus âgée que celle du site de l'étude, la valeur de CAP_P sera alors – toutes choses égales par ailleurs – inférieure à celle de CAP_E.

La méta-analyse constitue une approche encore plus ambitieuse (voir par exemple Bateman *et al.*, 2000). Il s'agit d'une analyse statistique des résultats synthétiques d'un ensemble d'études (généralement) assez vaste. Dans sa forme la plus simple, une méta-analyse consister à calculer la moyenne des estimations existantes du CAP, à condition que la dispersion autour de la moyenne ne soit pas trop importante, et à l'utiliser dans les études du site où doivent intervenir les pouvoirs publics. Les valeurs moyennes pourraient par ailleurs être pondérées en fonction de la dispersion autour de la moyenne, le coefficient de pondération attaché à une estimation étant d'autant plus faible que la dispersion est importante.

Les résultats des études antérieures peuvent également être analysés en vue de pouvoir expliquer les variations persistantes du CAP. Cette solution devrait favoriser un meilleur transfert des valeurs puisqu'elle permet à l'analyste de déterminer de quelles variables le CAP est systématiquement fonction. Dans le cas de la méta-analyse, ce sont des fonctions entières et non des valeurs moyennes qui sont transférées et ces fonctions ne sont pas tirées d'une étude unique mais d'un ensemble d'entre elles. À titre d'illustration, supposons que la fonction suivante soit estimée à l'aide d'études antérieures de la valeur de l'« offre » de zones humides dans un pays donné :

$$CAP = a_1 + a_2\ TYPE\ DE\ SITE + a_3\ AMPLEUR\ DE\ LA\ VARIATION + a_4\ NOMBRE\ DE\ VISITEURS + a_5\ NON\ UTILISATEURS + a_6\ REVENU + a_7\ MODE\ D'ENQUÊTE + a_8\ ANNÉE$$

La méta-analyse prise ici pour exemple ne s'efforce pas seulement d'expliquer le CAP en se fondant sur les particularités des sites objet des études sur les zones humides (type de site, ampleur de la variation de l'offre de zones humides, nombre de visiteurs et de non

utilisateurs) ainsi que sur les caractéristiques socio-économiques (revenu) de la population concernée, mais aussi sur la base de variables de processus relatives aux méthodes utilisées dans les études initiales (modes d'enquête utilisés dans les études fondées sur les méthodes des préférences déclarées etc.), tout comme de l'année où l'étude a été réalisée. L'application de la méta-analyse au domaine de l'estimation des valeurs non marchandes a connu une rapide expansion ces dernières années. Des études de ce type ont ainsi été réalisées sur la pollution urbaine, sur les activités récréatives, sur les fonctions écologiques des zones humides, sur la valeur d'une vie statistique, ou encore sur le bruit et les encombrements.

De nombreux commentateurs en ont conclu que, du moins en théorie, plus l'approche est complexe, mieux cela vaut pour l'exactitude du transfert. La raison en est probablement que le transfert de bénéfices ne pourrait guère être recommandé s'il s'avérait inexact et induisait en erreur. Beaucoup n'en ont pas moins conjugué à juste titre ce souci d'exactitude à un certain pragmatisme à l'heure de décider s'il fallait totalement écarter les approches les plus simplificatrices. Ils paraissent estimer que le transfert de bénéfices ne présente guère d'intérêt si l'on ne peut y avoir systématiquement recours, puisque nombreux sont ceux qui considèrent que c'est là sa principale raison d'être. Il en résulte que le transfert de bénéfices aurait probablement moins d'attraits s'il demeurait en tous lieux et en tous temps la chasse gardée de spécialistes de haut niveau. Ce conflit ne sera résolu qu'après que les analystes en sauront davantage sur les cas où l'application des approches les plus simples serait justifiée et sur ceux où elle ne le serait pas.

17.3. Lignes directrices et bases de données pour le transfert de bénéfices

Faute de disposer d'un ensemble d'études d'évaluation des avantages aisément accessible, toute tentative de transfert de bénéfices risque de se trouver compromise par la nécessité ô combien décourageante de répertorier les résultats des études antérieures. L'idée qu'il conviendrait de créer des bases de données nationales et internationales des études d'évaluation auxquelles les chercheurs désireux de procéder à un transfert d'avantages puissent avoir accès est déjà ancienne. La collaboration internationale mise en place entre Environnement Canada, l'Agence américaine pour la protection de l'environnement et le ministère britannique de l'Environnement, de l'Alimentation et des Affaires rurales a abouti à la création d'une considérable banque de données relatives aux estimations des avantages baptisée EVRI (*www.evri.ca*). Cet outil a été spécialement conçu pour faciliter les analyses fondées sur le transfert de bénéfices. Il s'agit d'une banque de données consultable (et disponible sur le web) d'études empiriques sur la valeur économique des avantages environnementaux et des effets sur la santé humaine. L'EVRI comporte actuellement plus de 1600 entrées accessibles aux souscripteurs. Chacune de ces entrées correspond à une étude originale et en offre un résumé (thème de l'étude, zone et population couvertes, méthode appliquée, résultats obtenus, etc.), permettant donc d'identifier les études aptes à faire l'objet d'un transfert de bénéfices. Un tel outil a assurément son utilité puisqu'il contribue à réduire les coûts de recherche à supporter pour trouver des études dont les résultats puissent être transférés, coûts qui pourraient se révéler considérables pour les chercheurs de bien des pays.

Le recours au transfert de bénéfices a été proposé par divers documents définissant des lignes directrices pour certains « secteurs » particuliers de la politique environnementale. La méthode appliquée en 1998 par la société *Risk Policy Analysts, Ltd.* (RPA) au secteur de l'eau en Angleterre et au pays de Galles en offre une illustration. Elle n'est censée être utilisée

que dans un premier temps et à titre provisoire jusqu'à ce que de nouvelles recherches soient entreprises, et il y a dans ce contexte été fait appel en vue d'obtenir des indicateurs approximatifs de la valeur. Parmi les applications de cette méthode, il convient notamment de citer l'évaluation des projets de prélèvements dans les cours d'eau et les nappes phréatiques, de construction et d'utilisation de bassins de retenue, etc. Les valeurs obtenues au moyen d'un transfert avec ajustement sont classées en trois catégories selon qu'elles sont « faibles », « moyennes » ou « élevées », et elles sont exprimées dans des unités de mesure déjà agrégées, par exemple en GBP (livres sterling) par kilomètre de cours d'eau affecté et par an, ou encore en GBP par kilomètre, par ménage et par an. Les différentes catégories d'impacts correspondent aux gains et aux pertes de bien-être pour les pêcheurs à la ligne, les excursionnistes et les non utilisateurs (dans un rayon de 60 km). Le tableau 17.1 donne un exemple des valeurs unitaires obtenues à l'aide de cette méthode.

Tableau 17.1. **Illustration de la méthode appliquée par RPA**

Type de zone géographique	Accès	Équipements	Limite	Valeur (GBP/km/an)
Urbaine	Accès à tout le cours de la rivière	Équipements de qualité et site jugé « attrayant »	Supérieure	8 000 GBP
	Accès à une partie seulement du cours de la rivière	Relativement satisfaisants à limités	Centrale	4 000 GBP
	Accès limité	Rares, voire inexistants	Inférieure	1 000 GBP
Mixte	Accès à tout le cours de la rivière	Équipements de qualité et site jugé « attrayant »	Supérieure	8 000 GBP
	Accès à une partie seulement du cours de la rivière	Relativement satisfaisants à limités	Centrale	4 000 GBP
	Accès limité	Rares, voire inexistants	Inférieure	1 000 GBP
Rurale	Accès à tout le cours de la rivière	Équipements de qualité : le site sert de parc local	Centrale	4 000 GBP
	Accès relativement satisfaisant à limité	Rares	Inférieure	1 000 GBP

Les bases de données et les manuels relatifs au transfert de bénéfices constituent de façon générale un développement bienvenu, comme ne manqueraient sans nul doute pas d'en témoigner les analystes ayant jamais eu à passer du temps à la recherche de valeurs sur lesquelles se fonder. Mais il faut bien entendu émettre quelques réserves. La base de données EVRI paraît certes représenter un grand pas dans le sens d'un recours plus large au transfert de bénéfices, mais il reste nécessaire de s'appuyer sur le jugement et l'analyse d'experts pour procéder au choix et à l'ajustement des valeurs. Cette base de données doit en principe fournir des informations sur la qualité probable des études, bien que le mode pratique d'évaluation de celle-ci ne paraisse pas bien clair à ce stade. Ajouter à la « trousse à outils » du transfert de bénéfices un instrument qui rend beaucoup plus aisé le travail de l'analyste et lui permet de bien mieux l'étayer à mesure que les études d'évaluation antérieures sont systématiquement synthétisées et organisées ne peut qu'être dans l'ensemble quelque chose de bienvenu.

Quant à la méthode utilisée par RPA, bien que sa relative facilité de calcul la rende largement applicable, de nombreux analystes risquent de blêmir devant le risque qu'elle s'avère par trop simplificatrice. Le plus regrettable, c'est que ce travail a été mené à bien avant qu'aucun effort sérieux et soutenu n'ait été entrepris en vue de vérifier si, et dans quelles conditions, le transfert de bénéfices est valable dans ce contexte en Angleterre et au pays de Galles. Cela dépend toutefois pour une large part de la façon dont les données sont utilisées ainsi que de la réponse à la question de savoir si les valeurs synthétiques

Encadré 17.1. **Transfert de bénéfices et processus d'élaboration et de mise en œuvre des politiques : le cas de la rivière Kennet**

L'analyse coûts-bénéfices est appliquée sous des formes de complexité variable. Si elle est mal réalisée, ses détracteurs en tireront argument pour critiquer la technique en elle-même. Les risques de mauvaises pratiques sont plus élevés dans le transfert d'avantages du fait qu'il est très tentant de mettre à profit les études existantes pour en extraire des estimations pour de « nouveaux » sites. Une telle façon de faire éviterait en effet les coûts de réalisation d'une étude originale et serait en outre en forte adéquation avec les approches fondées sur la formulation de lignes directrices et la rédaction de manuels de bonnes pratiques. L'enquête publique sur le projet de la société *Thames Water* qui envisageait de procéder à des prélèvements d'eau au moyen de puits tubulaires à proximité de la rivière Kennet, en Angleterre, offre une intéressante illustration de ces problèmes. L'Agence pour la protection de l'environnement (de l'Angleterre et du pays de Galles) s'est opposée à ce projet au motif que ces prélèvements affecteraient le débit de la Kennet. L'Agence a décidé de faire de l'évaluation des bénéfices sa principale arme contre *Thames Water* et de s'appuyer pour ce faire sur les estimations de la valeur économique répertoriées dans un « manuel des bénéfices » déjà existant. Aucune étude originale n'avait été menée à bien sur la Kennet. On ne disposait en l'occurrence que d'une seule étude de ce type et elle concernait la rivière Darent, située dans le Kent (voir par exemple Garrod et Willis, 1996). Cette étude sur la Darent présentait elle-même de l'intérêt du fait que les valeurs de non usage (c'est-à-dire le montant que les individus n'ayant pas du tout visité la Darent étaient prêts à payer pour améliorer le débit de la rivière) représentaient une proportion des bénéfices totaux tout juste inférieure à 90 %. Les crédits publics qui devaient contribuer à lutter contre la baisse du débit de la Darent n'avaient pas été totalement débloqués par le gouvernement, bien que l'étude d'évaluation des bénéfices de la Darent, qui mettait en évidence que les bénéfices étaient bien supérieurs aux coûts, lui ait été remis. Garrod et Willis (1996) soupçonnent qu'il en a été ainsi en raison d'un certain scepticisme à l'égard des valeurs de non usage estimées dans l'étude de la Darent. L'Agence pour la protection de l'environnement n'en a pas moins emprunté les estimations publiées dans l'étude sur la Darent, tant en ce qui concerne les valeurs d'usage que celles de non usage, et les a appliquées à la Kennet. Cette façon de procéder présente des risques considérables qui étaient en outre aggravés par le fait que les valeurs de non usage individuelles étaient multipliées par un nombre d'habitants arbitraire censé correspondre à la population desservie par la société *Thames Water*. L'appel interjeté par *Thames Water* contre les restrictions initialement imposées aux prélèvements par l'Agence pour la protection de l'environnement a dès lors fini par bénéficier de l'appui d'une enquête publique. L'inspecteur chargé de cette enquête a réduit de 98 % la part des bénéfices totaux de la Kennet représentée par les valeurs de non usage, ramenant celles-ci à seulement 0.3 million de GBP au lieu des 13.2 millions de GBP estimés par l'Agence. C'est là une conséquence du réajustement de la population de non utilisateurs « affectée », désormais estimée à 100 000 personnes au lieu des 7.5 millions résidant dans la zone desservie par *Thames Water*.

Certains considèrent que la décision relative à la Kennet a porté un grave coup à l'ACB. D'autres estiment par contre que l'Agence pour la protection de l'environnement avait pris des risques et fait un mauvais usage de l'ACB en empruntant les chiffres d'un manuel qui ne reposait que sur une seule étude qui, pour bien exécutée qu'elle ait été, ne portait que sur une unique rivière. Le transfert de bénéfices soulève en soi des controverses et rares sont les praticiens qui l'adoptent sans émettre de sérieuses réserves. Un mauvais usage du transfert d'avantages ne remet cependant pas en cause l'ACB en elle-même. Dans le cas de la Kennet, la ligne de conduite appropriée aurait été de procéder à une étude originale d'évaluation des bénéfices. Cette controverse a toutefois attiré l'attention sur un important problème, à savoir la façon dont doit être définie la population à prendre en considération pour l'estimation des valeurs de non usage, question dont débattent encore les travaux publiés sur le sujet.

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

ainsi obtenues sont ou non basées sur des éléments d'information abondants et de bonne qualité. Compte tenu que les valeurs telles que celles présentées au tableau 17.1 sont tout simplement utilisées comme si elles étaient « prêtes à l'emploi », c'est-à-dire sans qu'aucun ajustement ne leur soit apporté, il y a tout lieu de se demander si l'exactitude ne s'en trouve pas dans une certaine mesure sacrifiée (du fait que certains grands déterminants du CAP ne sont pas pris en considération) et si ce manque d'exactitude peut être toléré eu égard aux fins auxquelles l'analyse est censée servir dans l'esprit des pouvoirs publics. Cette dernière question est certes particulièrement intéressante mais il ne peut y être aisément répondu. Certains éléments incitent à l'optimisme mais d'autres inspirent par contre la prudence. Nous reviendrons donc sur cette question à la section 17.4 ci-dessous. On peut en tirer la conclusion d'ensemble que les efforts pour constituer des bases de données susceptibles de servir au transfert de bénéfices sont assurément bienvenus mais qu'ils devraient être conjugués à l'élaboration de procédures largement admises et faisant autorité en vue de définir quelles sont les meilleures pratiques en matière d'utilisation des valeurs répertoriées. Qui plus est, comme le montre l'encadré 17.1, les décisions basées sur le transfert de bénéfices et soumises à un examen officiel minutieux risqueraient à défaut d'être considérés comme laissant à désirer.

17.4. Validité du transfert de bénéfices

Pour quelles raisons le transfert de bénéfices ne pourrait-il constituer une méthode valable en toutes circonstances? Les interrogations quant aux mérites (ou aux inconvénients) du transfert de bénéfices qui ont pu être exprimées dans les études sur l'estimation de la valeur dans le domaine de la santé et de la sécurité en offrent un exemple. Pour illustrer ce débat, une récente étude du ministère de l'Intérieur britannique s'est attachée à estimer le coût annuel total imposé par les actes délictueux en Angleterre et au pays de Galles (Brand et Price, 2000). Une bonne part de ces coûts est imputable à la délinquance violente. Ceux qui en sont victimes subissent en particulier une série de pertes tangibles (notamment financières) et intangibles (détresse psychologique et physique, par exemple) lorsqu'ils sont la cible d'un délit commis avec violence. Étant donné que les pertes intangibles sont essentiellement constituées de coûts non marchands – et compte tenu que l'on ne disposait pas à l'époque de travaux qui se soient précédemment efforcés d'estimer la valeur de ces impacts en Angleterre et au pays de Galles –, l'étude du ministère de l'Intérieur évalue chacun des dommages corporels subis par une victime (statistique) de la délinquance en empruntant les valeurs des mêmes catégories de dommages (yeux pochés, membres fracturés, etc.) dans d'autres contextes tels que celui des transports automobiles.

Cet exemple de transfert de bénéfices pose toutefois problème car il y a tout lieu de penser que le CAP des individus pour réduire les risques liés à la délinquance pourrait être très différent de leur CAP pour diminuer les risques liés aux transports automobiles. Ces faits sont relativement bien connus grâce aux études sur la perception des risques. Il est en outre de plus en plus admis que le degré auquel un risque particulier pour la santé et la sécurité paraît être volontaire, bien compris et facile à éviter pourrait constituer un important déterminant du CAP (Bateman *et al.*, 2000). Bien entendu, dans le cas de l'étude du ministère de l'Intérieur, le transfert de bénéfices constituait le seul moyen disponible si l'on voulait que l'évaluation économique ne passe pas totalement sous silence une importante composante des coûts imposés par la délinquance violente. Il ne peut néanmoins offrir tout au mieux qu'une mesure provisoire de la valeur. Autrement dit, le

transfert de bénéfices ne peut en l'occurrence remplacer les études originales d'évaluation des coûts de la délinquance.

Dans l'exemple évoqué ci-dessus, le problème auquel se heurtait le transfert de bénéfices tenait au fait que les « biens » mesurés dans l'étude initiale et dans celle réalisée en vue de mettre en œuvre une nouvelle politique pourraient au premier abord paraître similaires (il pourrait par exemple s'agir dans les deux cas de membres fracturés) alors qu'ils risquent de se révéler dissemblables. Tel pourrait être le cas si les individus se souciaient de la cause de l'accident. Il est certes plausible qu'il en soit ainsi, mais il convient de remarquer que toutes les études ne parviennent pas à la conclusion que la cause d'un impact particulier constitue un important déterminant du CAP. (Voir le chapitre 14 pour une évaluation des données directes disponibles à ce jour sur cette question.) Ready *et al.* (2004a), par exemple, ne constatent pas que le fait de préciser la cause d'un épisode de maladie influence en quoi que ce soit le CAP pour éviter cinq épisodes de maladie de gravité variable déclaré par les personnes interrogées dans divers pays européens. (Voir l'encadré 17.2 pour une description plus complète de cette étude d'évaluation contingente.)

Il n'en demeure pas moins, dans l'ensemble, une crainte croissante que les études déjà réalisées – à des fins d'évaluation tant dans le domaine de la santé que dans celui de l'environnement – aient servi au transfert de bénéfices alors que les biens considérés étaient de fait dissemblables du point de vue du montant probable du CAP pour en disposer. Cette apparente dissemblance peut poser des problèmes complexes. Comme cela a été précédemment indiqué, il se peut que les sites étudiés et ceux où la mise en œuvre de la politique est envisagée s'avèrent différents, par exemple sous l'angle des caractéristiques socioéconomiques et démographiques des populations de chacun d'eux. Ces différences peuvent par exemple être prises en considération au moyen du transfert des fonctions d'avantages. Il est moins aisé d'en tenir compte lorsque la cause d'un problème d'environnement, le moyen de l'éviter ou le mode de collecte des ressources financières (nécessaires pour couvrir les coûts d'un projet) sont à l'origine d'écarts dans le montant du CAP. Toutefois, même dans ces conditions, une méta-analyse peut permettre de déterminer quelles sont les conséquences de ces différences pour ce qui est du CAP. Le cas le plus difficile est assurément celui où les écarts au niveau du CAP reflètent des différences de préférences passées totalement inaperçues. L'encadré 17.2 présente un exemple paneuropéen dans lequel ce facteur constituait une explication plausible des résultats de l'étude.

Cet exemple se penche sur une question qui présente une certaine importance pratique. Il s'agit en l'occurrence de savoir si les valeurs peuvent être transférées d'un pays à l'autre. Pour de nombreuses catégories de biens non marchands, qu'ils soient de nature environnementale ou autre, on ne dispose que de rares estimations des valeurs non marchandes en dehors des États-Unis et de certains pays d'Europe. Comment devons-nous dès lors nous y prendre pour tenir compte de ces biens dans l'évaluation des projets dans des pays en développement pour lesquels on ne possède pour l'heure que de rares données ? Une première possibilité consisterait à réaliser des études originales. Cette solution a toutefois un coût élevé qui pourrait être nettement réduit s'il était possible d'établir des estimations (ou des fonctions) des bénéfices ou des valeurs susceptibles d'être transférées des pays pour lesquels on dispose d'abondantes informations vers d'autres pour lesquels on n'en a que peu, du fait principalement qu'ils ne possèdent pas les ressources économiques nécessaires pour combler ce fossé informationnel. Il importe de

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

Encadré 17.2. **Évaluation de la santé dans l'Union européenne – les valeurs concordent-elles d'un pays à l'autre?**

Richard Ready *et al*. (2004b) examinent si le transfert de bénéfices d'un pays à un autre ne risque pas de poser des problèmes particuliers, même lorsque les biens évalués sont identiques. Il est tout d'abord probable que des écarts soient observés entre les pays du point de vue des caractéristiques mesurables de leurs populations. Il peut néanmoins en être tenu compte lors du transfert des valeurs. Reste que, chose plus ennuyeuse, il peut aussi apparaître des dissemblances en matière de préférences qui ne sont pas liées à des disparités démographiques mesurables mais à des différences de culture ou de vécu commun, etc. Il n'est pas aisé de prendre en considération ces différences car elles sont de par leur nature même inobservables.

L'étude de Ready *et al*. s'attache à estimer et à comparer les bénéfices d'une amélioration particulière en matière de santé, mesurés à l'aide d'enquêtes d'évaluation contingente simultanément menées dans cinq pays européens différents : Angleterre, Norvège, Portugal, Pays-Bas et Espagne. Cette comparaison transnationale a porté sur cinq mêmes épisodes de maladie de gravité variable : *i)* yeux irrités (un jour); *ii)* toux (un jour); *iii)* alitement au domicile (trois jours); *iv)* accident suivi d'une visite aux urgences et d'un alitement au domicile (cinq jours); et *v)* hospitalisation (trois jours) et alitement au domicile (cinq jours). Les personnes interrogées étaient invitées à supposer qu'elles connaîtraient avec certitude un tel épisode à un moment ou un autre dans un proche avenir mais qu'elles pourraient l'éviter à coup sûr en dépensant une certaine somme d'argent.

Avant de pouvoir faire l'objet de comparaisons d'un pays à l'autre, les valeurs doivent être converties en une même monnaie. La conversion des valeurs en pesetas (Espagne), en escudos (Portugal), en couronnes (Norvège) et en florins (Pays-Bas) en vue de les exprimer en livres sterling (monnaie unique utilisée dans l'étude) est une opération un peu plus complexe que la simple application des taux de change financiers. Le taux de change qui doit être utilisé pour convertir les estimations du CAP est en effet celui qui maintient constant le pouvoir d'achat et non celui observé sur les marchés financiers. Cependant, pour trois des pays impliqués dans cette étude, les enquêtes n'ont pas été menées sur l'ensemble du territoire mais uniquement dans les grandes villes (Oslo, Amsterdam et Lisbonne), où les prix tendent à être supérieurs à la moyenne nationale correspondante. Utiliser les valeurs moyennes nationales des PPP entraînerait donc une surestimation du CAP dans ces pays, ce dont il devra donc être également tenu compte dans toute la mesure du possible.

Lorsque l'on compare les résultats d'un pays à l'autre, l'élément de référence le plus pertinent est le CAP estimé pour un individu « standard », c'est-à-dire pour une personne interrogée d'âge, de sexe, de revenu, etc., identiques dans chacun des pays. Une certaine structure apparaît clairement : l'Espagne et le Portugal ont le CAP le plus élevé et l'Angleterre le plus bas, alors qu'il présente en Norvège et aux Pays-Bas un niveau intermédiaire. Cette structure est valable pour tous les épisodes de mauvaise santé dont la valeur est estimée. Si les écarts concernant le CAP s'expliquaient essentiellement par des différences observables dans les caractéristiques des populations des cinq pays couverts par l'étude, il s'ensuivrait que le CAP pour réduire chacun des symptômes devrait être plus ou moins identique pour un individu standard. Cependant, compte tenu de la persistance de nettes différences, il semble qu'il existe également des divergences au niveau des préférences.

remarquer que des transferts entre pays sont par exemple couramment entrepris par la Banque mondiale (Silva et Pagiola, 2003).

Un petit nombre d'études se sont penchées sur cette question de la validité des transferts des pays développés vers ceux en développement. Barton et Mourato (2003) décrivent les résultats obtenus par deux enquêtes d'évaluation contingente comparables qui visaient à déterminer le CAP pour éviter les symptômes de mauvaise santé liés à l'exposition à des eaux côtières polluées au Portugal et au Costa Rica. Malheureusement, les conclusions de cette unique étude du transfert de bénéfices sont loin d'être encourageantes. Des écarts statistiquement significatifs ont été constatés pour trois des états de mauvaise santé étudiés, les erreurs de transfert se situant dans une fourchette de 87 à 130 %. Alberini *et al.* (1997) observent dans une étude originale du CAP pour éviter des épisodes de morbidité à Taiwan que le transfert des estimations du CAP établies pour les États-Unis aboutit dans l'ensemble à des résultats raisonnablement proches de leurs observations sur le site de l'étude (c'est-à-dire à Taiwan). Les auteurs remarquent toutefois que l'ajustement de la valeur du CAP devant faire l'objet du transfert ne paraissait avoir aucun effet marqué sur son degré d'exactitude par rapport au cas où aucun ajustement ne lui est apporté. Nous reviendrons sur cette dernière conclusion un peu plus loin dans ce même chapitre.

L'encadré 17.2 offre un exemple parmi d'autres (quoique de grande ampleur) du nombre croissant d'études qui se sont attachées à mesurer la validité du transfert de bénéfices. Une autre illustration en est présentée à l'encadré 17.3. Celui-ci examine l'importante question de la fiabilité temporelle des estimations du CAP. Cela revient en un sens à se demander quel est le degré d'ancienneté que peut atteindre une étude d'évaluation – sur lesquelles reposent les estimations du CAP – avant de ne plus être « exacte ». Tous ces tests de validation consistent à réaliser également une étude originale sur le site de mise en œuvre de la politique. La valeur dont le transfert est envisagé peut ainsi être comparée à celle obtenue dans cette étude primaire. Le degré de similarité de la valeur transférée et de l'estimation primaire, qui aura été mesuré d'après un ou plusieurs critères (d'ordre statistique ou autre), donne une bonne idée d'ensemble des mérites du transfert. Bateman *et al.* (2000) soutiennent que, s'il est possible d'effectuer un nombre suffisant de comparaisons et qu'elles font apparaître que les valeurs qui en font l'objet sont « similaires », on est somme toute en droit de supposer que les valeurs transférées peuvent être utilisées sans qu'il soit nécessaire de les valider par des études primaires.

On a généralement recours à des tests de la fiabilité du transfert de bénéfices pour mesurer quelle serait l'ampleur probable d'une éventuelle erreur. Pour ce faire, chacun des sites concernés par le transfert de bénéfices objet d'un tel test est tour à tour considéré comme le site « cible », c'est-à-dire comme celui où la mise en œuvre de la politique est envisagée et pour lequel une estimation des avantages s'avère nécessaire. La valeur transférée est alors comparée à l'estimation tirée de l'étude d'évaluation effectuée sur le site cible lui-même, et l'erreur de transfert peut dès lors être calculée selon la formule suivante :

$$\text{Erreur de transfert} = \frac{\text{Valeur transférée} - \text{Estimation effectuée sur le site lui-même)}}{\text{Estimation effectuée sur le site lui-même}} \times 100$$

Afin d'illustrer quelles sont les conséquences du recours à un test de la fiabilité du transfert de bénéfices pour estimer le degré d'exactitude de cette pratique, examinons plus en détail les conclusions de l'étude d'évaluation de la santé réalisée par Ready *et al.* (2004b) et présentée à l'encadré 17.2. Le tableau 17.2 indique la valeur absolue moyenne de l'erreur

Encadré 17.3. **Fiabilité temporelle des estimations faisant l'objet du transfert**

La stabilité temporelle des estimations du CAP tirées d'études fondées sur les méthodes des préférences déclarées constitue un bon moyen d'en vérifier la fiabilité. Comme nous l'avons vu au chapitre 8, les études qui appliquent une procédure de « test et retest » – et s'attachent à estimer le CAP sur le site de l'étude après qu'un certain temps se soit écoulé depuis la réalisation d'une étude initiale comparable – ont mis en évidence que les estimations du CAP sont relativement stables dans le temps. Cet état de fait est encourageant pour diverses raisons mais, du point de vue du transfert de bénéfices, il donne avant tout à penser que les conclusions des études relativement anciennes peuvent continuer à être utilisées pour évaluer les politiques ou les projets proposés à l'heure actuelle.

La plupart de ces études ont évalué la stabilité à deux ans d'intervalle. Une étude réalisée par Brouwer et Bateman (2005) examine le CAP à cinq ans d'intervalle. Des enquêtes d'évaluation contingente ont été menées à bien en 1991 et 1996 en maintenant constante la zone géographique couverte par l'enquête – celle des lacs et estuaires du Norfolk – tout comme le bien environnemental évalué et son « offre » – à savoir la protection contre les inondations, qui permet de sauvegarder les zones humides et de fournir des aménités récréatives. La fiabilité temporelle des valeurs était étudiée à l'aide de divers tests de l'égalité statistique des valeurs unitaires et des fonctions du CAP obtenues à chacune de ces deux dates (à savoir 1991 et 1996).

Les auteurs constatent que, même après prise en compte de l'inflation et de l'évolution du pouvoir d'achat observées entre les dates respectives des deux études, les éléments d'information disponibles paraissent dans l'ensemble indiquer qu'il existe de considérables écarts entre les estimations du CAP obtenues en 1991 et 1996, le consentement à payer moyen ayant enregistré dans l'intervalle une sensible augmentation en termes réels. Les déterminants du CAP sont par ailleurs eux aussi légèrement différents d'une période à l'autre. Les auteurs notent cependant que leurs conclusions concernant la fiabilité temporelle de ces estimations sont également assez sensibles au type de test statistique utilisé pour détecter les écarts. Aussi une des conclusions auxquelles parvient cette étude – et dont d'autres travaux sur le transfert d'avantages se sont fait l'écho – est-elle qu'il serait nécessaire d'entreprendre de nouvelles recherches sur la cohérence des tests utilisés pour vérifier la validité des transferts.

de transfert pour chacune des trois méthodes de transfert précédemment décrites dans ce chapitre lorsqu'il s'agit de prédire le CAP moyen dans un pays particulier. Le test en question consistait à évaluer cinq états de mauvaise santé (associés à des symptômes de gravité et de durée variables) dans quatre pays européens (Portugal, Angleterre, Pays-Bas et Norvège)*. L'erreur de transfert correspond en l'occurrence au pourcentage d'écart entre l'estimation du CAP qui fait l'objet du transfert d'avantages et celle obtenue dans le pays lui-même. En d'autres termes, l'erreur de transfert moyenne mentionnée dans ce tableau indique quel est à peu près le degré d'inexactitude moyen lié au transfert d'une valeur estimée pour l'un quelconque de ces états de mauvaise santé d'un groupe de trois pays vers un quatrième. Chose intéressante, il en ressort que, pour ce qui est de la prédiction du CAP moyen dans un pays, les trois différentes méthodes de transfert donnaient d'aussi bons (ou d'aussi mauvais) résultats les unes que les autres. Autrement dit, le degré de

* Ce calcul de l'erreur de transfert ne tient pas compte de l'Espagne.

complexité de la méthode de transfert envisagée ne modifie pas les conclusions concernant l'ampleur probable de l'erreur de transfert. En moyenne, le transfert d'une valeur d'un groupe de trois pays vers un quatrième aboutit à une surestimation ou à une sous-estimation d'environ 38 %.

Tableau 17.2. **Qualité des résultats des méthodes de transfert – un exemple**

%

	Erreur de transfert moyenne
Transfert (naïf) des valeurs	38
Transfert des valeurs avec ajustement	37
Transfert des fonctions de valeurs ou d'avantages	39

Source : Ready *et al.* (2004b).

Des études plus larges des tests de la fiabilité du transfert de bénéfices ont été réalisées par Brouwer (2000) comme par Rosenberger et Loomis (2003). Elles synthétisent les conclusions d'un certain nombre de travaux sur les ressources récréatives, sur les améliorations de la qualité de l'eau et sur les aménités paysagères. Il n'est pas aisé de tirer un enseignement à partir de simples transferts de valeurs. Certains de ces travaux indiquent en effet que l'erreur de transfert est relativement faible alors que d'autres tendent à montrer qu'elle est très importante.

Comme le montre le tableau 17.2, les tests de la fiabilité du transfert de fonctions de valeurs paraissent indiquer que cette méthode ne donne que des résultats légèrement meilleurs en termes de réduction des erreurs de transfert (malgré un certain nombre d'exceptions). Brouwer (2000) soupçonne qu'un des problèmes tient probablement au faible pouvoir explicatif qu'ont en règle générale les fonctions du CAP. Autrement dit, le surcroît d'informations sur les caractéristiques socio-économiques ou démographiques des personnes interrogées ne suffit pas, par exemple, à expliquer une bonne partie de la variabilité des valeurs du CAP déclarées. D'autres variables susceptibles d'avoir une incidence pourraient également être prises en compte si les informations correspondantes sont recueillies sur le site de l'étude comme sur celui de mise en œuvre de la politique. Il pourrait par exemple s'agir des utilisations d'une ressource récréative ou des expériences qu'elle permet de vivre. Certaines variables pourraient cependant ne pas être aisément observables ou quantifiables. Rosenberger et Loomis (2003) remarquent que ces interprétations des tests de fiabilité du transfert de bénéfices ont imprimé un nouvel élan aux efforts pour mesurer les caractéristiques du site de mise en œuvre de la politique comme de celui de l'étude.

Le recours aux systèmes d'information géographique (SIG) a constitué un intéressant développement. Lovett *et al.* (1997) décrivent ainsi à grands traits les avantages potentiels de cette approche dans le contexte des transferts des valeurs récréatives. Les SIG ouvrent la possibilité d'améliorer considérablement la modélisation de la demande récréative en permettant de calculer avec plus de précision la durée des trajets et de mieux décrire les substituts d'une ressource récréative particulière. Sous réserve que l'on dispose des données requises, les SIG offrent un moyen de faire face à ces problèmes géographiques de manière systématique et exhaustive grâce à une cartographie détaillée, etc.

Enfin, une étude au moins constate que le transfert vers un site cible de valeurs établies à partir d'un ensemble de données relatives à plus d'un site génère une plus faible

marge d'erreur que si ce transfert ne portait que sur des valeurs provenant d'un seul site ayant fait l'objet d'une étude d'évaluation. On pourrait déduire de cette constatation (à supposer qu'elle présente un caractère général) que la validité d'un transfert d'avantages sera probablement moindre s'il se fonde sur une seule étude originale que s'il s'appuie sur un ensemble de données plus large (voir également l'encadré 17.1).

Malgré ce souci vital et bien compréhensible d'améliorer l'exactitude des transferts de bénéfices, il convient également de s'interroger sur l'ampleur de l'erreur de transfert auquel les décideurs (ou les analystes) sont prêts à s'exposer pour mieux éclairer leurs choix. D'aucuns estiment que la réponse à la question de savoir si ces marges d'erreur (tout comme d'autres) devraient être considérées comme « importantes » ou « excessives » pourrait dépendre de l'utilisation à laquelle sont destinés les résultats. Pour certaines applications relatives aux projets et aux politiques, des erreurs de l'ampleur indiquée au tableau 17.2 devraient probablement être acceptables. Ready *et al.* (2004b) font en effet valoir que, par rapport aux autres sources d'incertitude auxquelles est exposée l'analyse des politiques, l'ampleur de la marge d'erreur constatée par eux est probablement acceptable dans la pratique. Une analyse de sensibilité peut être entreprise pour lever toute incertitude quant aux résultats finals.

Graphique 17.1. **Continuum des situations de décision et degré d'exactitude requis d'un transfert de bénéfices**

Faible				Élevé
Accroître les connaissances	Procéder à une sélection ou à une étude exploratoire	Éclairer les décisions des pouvoirs publics	Fixer des dommages et intérêts compensatoires	

Source : Brookshire (1992).

Le degré d'exactitude requis devra légitimement faire l'objet d'un débat. Brookshire (1992) a apporté une contribution déjà ancienne mais d'un grand intérêt aux études relatives au transfert de bénéfices et fournit davantage de précisions sur ce que cela pourrait impliquer. La graphique 17.1 indique que, si une étude fondée sur le transfert de bénéfices a pour objectif d'accroître les connaissances disponibles sur quelque bénéfice de mise en œuvre d'une politique sur le site, ou de réaliser une première évaluation de la valeur des différentes options envisageables (c'est-à-dire de procéder à une sélection ou à une étude exploratoire), il n'est pas exclu qu'un assez faible degré d'exactitude soit acceptable. Si par contre l'analyste vise à réaliser une telle étude pour éclairer une prise de décision concrète des pouvoirs publics ou une action en dommages et intérêts, une plus grande exactitude sera sans doute souhaitable. Dans de tels cas, la réalisation d'une évaluation originale pourrait vraisemblablement être justifiée, à moins que l'on ne possède des preuves irréfutables de la validité du transfert de bénéfices.

17.5. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs

Les études fondées sur le transfert de bénéfices constituent le socle de l'analyse concrète des politiques dont la mise en œuvre est envisagée car les praticiens n'ont que rarement le luxe de concevoir et de réaliser des études originales. Ils en sont donc généralement réduits à se rabattre sur les informations qui peuvent être tirées des études antérieures. Cette affirmation est probablement tout aussi valable pour l'emprunt ou le transfert des estimations du CAP pour répondre aux problèmes à l'origine d'impacts environnementaux ou de nature similaire auxquels sont confrontés les pouvoirs publics.

Presque inévitablement, le transfert de bénéfices introduit une part de subjectivité et une plus grande incertitude dans les évaluations puisque les analystes doivent formuler un certain nombre d'hypothèses et de postulats supplémentaires à ceux des études originales. On pourrait bien entendu en dire autant de tout exercice de modélisation. La question fondamentale est de savoir si ce surcroît de subjectivité et d'incertitude que génère le transfert est acceptable et si ce dernier demeure dans l'ensemble une source d'informations utile.

Curieusement, malgré le rôle central que le transfert de bénéfices pourrait jouer dans la prise de décisions dans le domaine de l'environnement, il n'existe pas de procédures concrètes généralement admises en la matière qui puissent guider les analystes. Il est cependant probable qu'elles fassent leur apparition dans un proche avenir compte tenu des progrès accomplis aux États-Unis et au Royaume-Uni du point de vue de l'élaboration de lignes directrices pour la réalisation d'études fondées sur les méthodes des préférences déclarées.

Un certain nombre d'éléments pourraient cependant caractériser les meilleures pratiques. Premièrement, les études sur lesquelles s'appuie l'analyse doivent elles-mêmes être fiables. Une étape initiale mais essentielle de tout transfert consiste pour une très large part à vérifier soigneusement l'exactitude et la qualité des études originales. Deuxièmement, lors de la réalisation d'un transfert de bénéfices, le site de l'étude et celui de mise en œuvre de la politique doivent être comparables par leurs populations comme par les caractéristiques de celles-ci. Si tel n'est pas le cas, il devra être tenu compte des différences démographiques et de leurs conséquences du point de vue du CAP. Chose tout aussi importante, la variation de l'offre du bien évalué envisagée sur les deux sites devrait être similaire. Ce dernier point soulève de nombreuses questions, comme celle de savoir si le contexte dans lequel la fourniture d'un certain bien est assurée constitue un important déterminant du CAP pour en disposer. Cela ne peut bien entendu que poser un certain nombre de problèmes. Comme nous l'avons vu précédemment, on a pu penser qu'une des raisons pour lesquelles certains des tests les plus marquants de la fiabilité du transfert de bénéfices ont conclu au manque d'exactitude de cette technique tient à la difficulté de bien tenir compte de toutes les différences entre le site de l'étude et celui de la mise en œuvre de la politique.

Le processus actuellement amorcé de consolidation des informations sur les valeurs non marchandes dans des bases de données (telles que l'EVRI) spécialement créées à cet effet représente le Saint Graal du transfert de bénéfices. Pourtant, bien qu'il faille saluer et encourager la constitution de telles bases de données, il convient de faire encore preuve d'une certaine prudence face à ces développements. En effet, une bonne partie des ouvrages relatifs au transfert de bénéfices parviennent à la conclusion provisoire que l'on est en droit de douter de la validité et de l'exactitude des résultats obtenus au moyen de cette technique. La nécessité d'entreprendre de nouvelles recherches pour mieux comprendre dans quels cas le transfert de bénéfices donne de bons résultats et dans quels autres il n'en est pas ainsi, mais aussi pour mettre au point des méthodes susceptibles d'en accroître la fiabilité, est dès lors largement admise. Cependant, cet objectif ne pourra à l'évidence être atteint sans que l'on ait inévitablement à s'engager dans des travaux de recherche d'une considérable ampleur. Les coûts correspondants constituent le prix à payer si l'on veut en apprendre davantage sur la fiabilité de cette technique et ils doivent donc être considérés comme un investissement.

Exiger que les praticiens désireux de procéder à un transfert de valeurs telles que le montant du CAP suspendent leur projet en attendant que l'on dispose des résultats de ces

recherches relèverait sans doute de l'excès de prudence, pour ne pas dire de naïveté. Cependant, une bonne application des méthodes de transfert requiert un jugement éclairé et une certaine expertise mais aussi dans quelques cas, d'après les critiques les plus exigeants, des compétences techniques aussi poussées que pour la réalisation des études originales. Cela donne à penser que les praticiens devraient à tout le moins expressément indiquer dans leur analyse quelles sont les grandes réserves que soulève le transfert de bénéfices envisagé et tenir compte de la sensibilité de leurs recommandations aux modifications des hypothèses concernant les valeurs économiques fondées sur un tel transfert.

ISBN 978-92-64-01006-2
Analyse coûts-bénéfices et environnement
Développements récents
© OCDE 2006

Chapitre 18

Analyse coûts-bénéfices et autres procédures de prise de décision

L'ACB est souvent comparée à d'autres outils d'aide à la décision tels que l'analyse coût-efficacité (ACE) ou l'analyse multicritères (AMC). Il serait toutefois erroné de croire qu'il puisse être indifféremment fait appel à l'un ou l'autre d'entre eux, aussi faut-il très soigneusement définir la question à examiner et déterminer lequel est le plus à même d'apporter une aide à la décision. Ce chapitre donne un aperçu de certains de ces outils. Outre l'ACE et l'AMC, sont passées en revue l'évaluation des risques, l'étude d'impact sur l'environnement, l'évaluation stratégique environnementale, ainsi que les analyses risque-bénéfice, risque-risque et santé-santé. Chacun de ces outils apporte un éclairage sur certains des aspects particuliers d'une bonne prise de décision, alors que l'ACB tend à adopter une approche plus globale.

18.1. Tout un éventail de procédures

Le présent ouvrage porte sur les développements récents de l'analyse coûts-bénéfices (ACB). Le chapitre 19 examine certaines des raisons pour lesquelles les décideurs se méfient de l'ACB. Cette méfiance est l'un des motifs pour lesquels certains recherchent des solutions de rechange à l'ACB (quoiqu'il importe de bien comprendre que ce n'est pas nécessairement le principal). D'autres pourraient également être cités :

- Le désir de disposer de procédures d'aide à la décision qui n'exigent pas autant d'informations ;
- Le désir de disposer de procédures qui puissent être largement comprises et n'imposent pas d'avoir recours aux experts ;
- Le désir de disposer de procédures « rapides » car les décisions politiques ne peuvent toujours attendre les résultats d'une ACB.

Diverses techniques d'évaluation ont fait leur apparition au fil des ans dans le domaine de l'environnement :

- Étude d'impact sur l'environnement (EIE) ou évaluation environnementale (EE).
- Évaluation stratégique environnementale (ESE).
- Analyse du cycle de vie (ACV).
- Évaluation des risques (ER).
- Évaluation comparative des risques (ECR).
- Analyse risque- bénéfice (ARB).
- Analyse risque-risque (ARR).
- Analyse santé-santé (ASS).
- Analyse coût-efficacité (ACE).
- Analyse multicritères (AMC).

Dans la suite de ce chapitre, nous examinerons très brièvement chacune de ces techniques. Faute de place, nous ne pouvons en présenter une évaluation détaillée et nous invitons ceux désireux d'en savoir plus à se reporter au rapport rédigé par EFTEC (1998). Il s'agit plus modestement pour nous de « situer la place » de l'ACB dans cet éventail de procédures. Il importe de comprendre que le degré de globalité de ces procédures est très variable et que l'on ne peut présumer qu'elles soient toutes mutuellement substituables.

18.2. Étude d'impact sur l'environnement (EIE)

L'EIE est une procédure systématique de collecte d'informations sur les impacts environnementaux d'un projet ou d'une politique et de mesure de ces impacts. Il est d'emblée évident que l'EIE n'est pas une procédure d'évaluation globale. Elle ne prend en effet en considération ni les impacts non environnementaux ni les coûts. Bien que ce soit moins évident, elle ne peut non plus rendre compte de façon détaillée des variations des

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

impacts dans le temps. L'EIE n'en est pas moins un élément essentiel de toute procédure d'évaluation. Si l'on en juge par rapport à l'ACB, l'EIE constitue pour cette dernière une source fondamentale d'informations qui y seront intégrées et lui serviront de point de départ. L'ACB tient en effet compte des autres types d'incidence des projets et des politiques et elle va en outre plus loin que l'EIE dans la mesure où elle tente d'attacher une valeur monétaire aux impacts environnementaux. La plupart des EIE s'efforcent toutefois d'évaluer l'importance de ces derniers. Certaines d'entre elles peuvent aller encore plus loin et attribuer à chacun d'eux une note (selon leur ampleur) et un coefficient de pondération (en fonction de l'importance qui leur est accordée). Les coefficients de pondération pourraient être déterminés au moyen d'enquêtes publiques mais ils sont le plus souvent établis par l'analyste lui-même. Contrairement à l'ACB, l'EIE n'est associée à aucune règle de décision formelle (telle que celle qui exige que les avantages soient supérieurs aux coûts), mais la plupart des analystes feront valoir qu'elle vise à trouver d'autres moyens de réduire au minimum les effets sur l'environnement sans modifier pour autant les avantages du projet ou de la politique en question.

Pour résumer :

- L'EIE est un élément essentiel de toute procédure de prise de décision.
- Les impacts peuvent être assortis d'une note et d'un coefficient de pondération, ou encore être intégrés dans une ACB à laquelle ils serviront de point de départ.
- L'EIE vise de façon générale à trouver les moyens de réduire au minimum les effets sur l'environnement sans pour autant modifier (sensiblement) les coûts et les avantages du projet ou de la politique en question.

18.3. Évaluation stratégique environnementale (ESE)

L'ESE est similaire à l'EIE mais tend à opérer à un niveau de décision « plus élevé ». Elle ne s'applique pas à des projets ou des politiques envisagés isolément mais à des programmes d'investissement ou des politiques dans leur ensemble. Elle a pour objectif de chercher des synergies entre les politiques et les projets pris individuellement et d'évaluer de façon plus globale les solutions de rechange. Une ESE est mieux adaptée qu'une EIE pour répondre à des questions telles que celle de savoir s'il est même réellement indispensable de mettre en œuvre la politique ou le projet considérés et si oui quelles sont les différentes options envisageables. C'est pourquoi l'ESE est réputée plus proactive que l'EIE, qui tend plutôt à être de nature réactive. Cette proactivité signifie en l'occurrence que l'on cherchera probablement à concevoir du mieux possible les programmes (du point de vue environnemental) au lieu d'accepter de retenir une option donnée quitte à devoir en réduire ensuite au minimum les impacts environnementaux. Là encore, bien qu'elle couvre de plus larges sujets de préoccupation, l'ESE n'en constitue pas pour autant une procédure globale d'aide à la décision. Les problèmes de délais, les coûts de quelque nature qu'ils soient, ou encore les coûts et bénéfices non environnementaux, n'y occupent pas une place de premier plan. L'ESE s'efforce toutefois jusqu'à un certain point d'examiner quelques-unes des questions qui seraient abordées dans une ACB – en appliquant par exemple le principe fondamental consistant à comparer ce qui se produirait si la politique considérée était mise en œuvre à ce qui adviendrait si tel n'était pas le cas, mais aussi en envisageant des solutions de rechange.

18.4. Analyse du cycle de vie (ACV)

L'ACV est similaire à l'EIE en ceci qu'elle identifie les impacts environnementaux d'une politique ou d'un projet et s'attache à les mesurer. Ces impacts peuvent ou non être mesurés en une même unité, à l'instar de ce qui peut se produire dans une EIE. Cette unité de mesure unique n'est toutefois généralement pas de nature monétaire, bien que cela ait pu être le cas dans certaines ACV. La principale différence entre l'EIE et l'ACV tient au fait que celle-ci ne prend pas uniquement en considération les impacts directs d'un projet ou d'une politique mais bien l'ensemble du « cycle de vie » de ces impacts. Supposons par exemple que le problème auquel doivent faire face les pouvoirs publics consiste à décider quel est le « meilleur » type d'emballage pour un produit, comme par exemple un jus de fruit. Ils pourraient ainsi avoir à choisir entre cartons, bouteilles et cannettes. L'ACV examinerait dès lors quels sont les impacts environnementaux de chacune des options en tenant non seulement compte des matériaux nécessaires en amont à la fabrication de l'emballage (bois et plastique, verre, ou encore métaux, par exemple) mais aussi de leur mode d'élimination en aval, après que les consommateurs ont consommé le jus de fruit. Elle prendrait également en considération les impacts environnementaux de l'extraction des matières premières et ceux liés à l'enfouissement des déchets, à leur incinération, etc. Les ACV commencent par dresser un inventaire des impacts, lesquels font ensuite l'objet d'une évaluation afin d'en déterminer l'ampleur et d'établir quel est le coefficient de pondération qui doit leur être attaché. Si l'on en juge par rapport à l'ACB, l'ACV représente fondamentalement le pendant physique des études d'impact sur l'environnement sur lesquelles s'appuie l'analyse coûts-bénéfices. L'ACV n'offre par elle-même aucune règle de décision évidente pour approuver ou écarter les politiques et les projets. Beaucoup y voient un outil global d'aide à la décision, mais l'ACV ne tient (généralement) pas compte des coûts et des bénéfices non environnementaux. Ce n'est donc pas un outil global de prise de décision. Toutefois, lorsqu'il s'agit de faire un choix entre plusieurs options (nous pouvons ainsi opter pour les cannettes, les bouteilles ou les cartons, mais nous ne pouvons décider de nous passer des trois), si toutes choses sont égales par ailleurs, l'ACV opère de la même manière qu'une analyse coût-efficacité (voir ci-dessous).

18.5. Évaluation des risques (ER)

L'évaluation des risques consiste à évaluer les risques pour la santé ou pour l'environnement (ou les deux) liés à un produit, un procédé, une politique ou un projet. Les évaluations des risques peuvent être exprimées sous différentes formes :

- La probabilité qu'un certain effet sur la santé ou sur un écosystème se produise, comme par exemple une probabilité de décès de 1 pour 100 000 du fait d'une exposition continue à quelque substance chimique.
- Le nombre de cas enregistrés dans une population précisément définie, par exemple 10 000 décès prématurés par an au sein d'une population donnée.
- L'incidence par unité d'exposition, soit par exemple une augmentation de X % de la mortalité prématurée par unité de pollution atmosphérique.
- Un niveau d'exposition « n'entraînant aucun effet », ainsi, en dessous d'un microgramme par mètre cube, il pourrait n'y avoir aucun effet sur la santé.

Les évaluations des risques pourraient ne pas être très aisées à traduire en règles de décision. Un des moyens d'y parvenir consisterait toutefois à comparer le niveau de risque réel ou estimé à un niveau « acceptable » lui-même défini d'après l'avis formulé par des

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

experts ou au moyen d'une enquête publique. Ce seuil est fréquemment établi en examinant quels sont les risques « de tous les jours » qui ne peuvent être évités et en déterminant si la population s'en accommode ou non. Dans l'affirmative, ce niveau de risque pourrait être jugé acceptable. D'autres procédures qui tendent à être plus couramment utilisées peuvent définir le niveau de risque acceptable comme celui où le risque est nul, voire même comme un niveau d'absence de risque assorti d'une considérable marge d'erreur. Les procédures qui s'attachent à établir quels sont les niveaux caractérisés par une « absence d'effets », par exemple pour les substances chimiques, définissent l'origine de ce que les économistes appelleraient une « fonction de dommages » mais ne peuvent éclairer la prise de décision à moins qu'il n'agisse d'assurer un tel niveau de risque. Autrement dit, les points correspondant à une « absence d'effets » ne fournissent aucune information sur la « fonction de dommages ».

18.6. Évaluation comparative des risques (ECR)

L'ECR implique une analyse des risques mais pour plusieurs projets ou politiques différents. Il s'agit dès lors de savoir quelle option retenir et la réponse de l'ECR à cette question est qu'il faut choisir celle qui comporte le moins de risques. Des efforts sont déployés pour « normaliser » l'analyse afin de pouvoir comparer des choses comparables. On pourrait ainsi vouloir choisir entre la production d'électricité à partir d'énergie nucléaire ou à partir de charbon. Une solution consisterait à normaliser les risques et à les exprimer par kilowatt/heure d'électricité produite, par exemple sous la forme du taux de décès par kWh. L'option associée au « taux de décès » le plus faible serait alors choisie. Cependant, dans cet exemple, le processus de normalisation ne s'étend pas aux coûts, si bien que l'ECR pourrait vouloir tenir également compte d'une autre dimension, à savoir en l'occurrence des coûts monétaires imposés par la production d'un kWh. Une fois cette opération effectuée, l'attention tend à se déplacer vers l'analyse des coûts et des avantages – voir ci-dessous. Un autre problème concerne la nature des risques. « Un décès » paraît certes constituer une unité de compte homogène mais la normalisation aura en fait échoué si les individus ne sont pas indifférents à la manière dont ce décès se produit ou à la question de savoir si l'exposition au risque est volontaire ou non. On peut là encore constater que l'ECR n'est pas un outil global d'aide à la décision puisque les coûts n'y sont pas intégralement pris en considération (à supposer même qu'ils le soient un tant soit peu), pas plus qu'il n'y est tenu compte des avantages.

18.7. Analyse risque-bénéfice (ARB)

L'ARB tend à prendre deux formes dont chacune peut être ramenée à un critère de décision d'un autre type. L'ARB ne constitue donc pas une procédure distincte. Dans le premier cas, elle tient compte des bénéfices, des coûts et des risques, ceux-ci étant assimilés à des coûts et évalués sous forme monétaire. La condition suivante doit donc être respectée pour qu'un projet ou une politique soient approuvés :

[Bénéfices – Coûts – Risques] > 0

Cette formule ne diffère en rien du critère coûts-bénéfices qui serait appliqué dans le cadre d'une ACB.

Dans le second cas, le critère de décision de l'ARB se réduit à celui utilisé dans l'ECR. Les avantages pourraient ainsi être normalisés pour être exprimés en « passagers-kilomètres », l'élément de risque pouvant par exemple correspondre au taux de décès. Le

« taux de décès par passager-kilomètre » pourrait alors être la variable qu'il s'agit de minimiser. Comme dans l'ECR, les coûts peuvent être ou non pris en considération. S'ils le sont, l'ARB tend à se confondre avec une ACB ou avec une analyse coût-efficacité.

18.8. Analyse risque-risque (ARR)

L'ARR tend à se centrer sur les risques pour la santé et pose la question de savoir ce qui se produirait de ce point de vue selon qu'une politique donnée est ou non adoptée. L'ACB a souvent recours à l'approche qui consiste à comparer ce qui se passerait si la politique considérée était mise en œuvre à ce qui adviendrait si tel n'était pas le cas. Ce qui est nouveau, c'est plutôt qu'il est tenu compte du fait que la non adoption d'une politique peut en soi imposer des coûts en termes de mortalité et de morbidité. Une politique d'interdiction de la saccharine ou de réduction de sa consommation pourrait ainsi être justifiée dans la mesure où elle diminuerait les risques pour la santé liés à cette consommation. Toutefois, la mise en œuvre d'une telle politique risquerait de pousser les consommateurs à se tourner vers le sucre au lieu de la saccharine désormais interdite, accroissant par là même la morbidité. L'intérêt de l'ARR tient au fait qu'elle contraint les décideurs à examiner les réponses comportementales données aux réglementations. Cependant, là encore, toutes les autres composantes dont il serait tenu compte dans une équation coûts-bénéfices sont ignorées, si bien que cette procédure ne peut être qualifiée de globale.

18.9. Analyse santé-santé (ASS)

L'ASS est similaire à l'ARR à ceci près qu'elle ne compare pas les risques découlant de la réaction comportementale suscitée par une politique à ce qu'ils seraient si cette dernière n'était pas adoptée, mais la variation des risques entraînée par une politique aux risques liés aux *dépenses* nécessaires à sa mise en œuvre. Elle met à ce titre subtilement l'accent sur un aspect des politiques qui est aisément négligé. Les politiques ont en effet un coût et il faut bien trouver l'argent quelque part, aussi est-ce en fin de compte le contribuable qui aura à le supporter. Dès lors, si une fraction des impôts acquittés par les contribuables est affectée au financement de politiques destinées à sauver des vies, il s'ensuit une diminution de leurs revenus. Une partie de ces revenus ainsi réduits aurait autrement été dépensée dans des actions visant à sauver des vies ou à améliorer la santé des individus. L'impôt a donc pour conséquence d'accroître les risques pour la vie. L'ASS compare le nombre de vies qui pourraient probablement être sauvées grâce à la mise en œuvre d'une politique au nombre de vies qui seraient perdues en raison du coût de cette dernière. En principe, les politiques qui coûtent davantage de vies qu'elles n'en sauvent ne sont pas souhaitables. L'ASS s'attache donc à estimer les coûts d'une politique visant à sauver des vies et le nombre de vies qu'elle permettrait d'épargner. Elle répartit ensuite ces coûts entre les ménages. Les risques pour la vie sont mis en relation avec les revenus des ménages au travers d'une analyse de régression afin de pouvoir estimer le nombre de vies perdues du fait des réductions de revenu. Une fois encore, il ne s'agit pas là d'une procédure globale : les politiques pourraient ne pas respecter le critère d'une ASS mais satisfaire à celui d'une ACB, et *vice versa*.

18.10. Analyse coût-efficacité (ACE)

Le moyen le plus simple de réfléchir à l'ACE est de postuler qu'il n'existe qu'un seul indicateur d'efficacité E et qu'il doit être comparé à un coût C. Supposons à présent qu'un

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

seul projet ou une seule politique doivent être évalués. L'ACE exige dès lors que *E* soit comparé à *C*. La procédure habituellement utilisée consiste à calculer un ratio coût-efficacité (RCE) :

$$REC = \frac{E}{C} \qquad [18.1]$$

Il convient de remarquer que *E* est exprimé en quelque unité environnementale alors que *C* l'est en unités monétaires. Le fait qu'ils soient exprimés en unités différentes a une considérable incidence qui est hélas largement négligée dans les travaux sur l'ACE. Si l'on examine un instant l'équation [18.1], il apparaît qu'un tel ratio a réellement un sens – puisqu'il pourrait par exemple correspondre à des dollars des États-Unis par hectare de terres sauvegardées. Mais il ne nous indique absolument pas si la politique de sauvegarde en question vaut la peine d'être mise en œuvre. En d'autres termes, l'ACE n'est d'aucun secours pour déterminer s'il convient ou non d'adopter quelque mesure de sauvegarde que ce soit. Il devrait être immédiatement évident qu'il ne peut être répondu à cette question à moins que *E* et *C* soient exprimés en une même unité.

L'ACE peut uniquement donner des indications permettant de choisir entre plusieurs politiques (ou projets) lorsque l'on se trouve dans l'obligation d'opter pour l'une quelconque d'entre elles. Par extension, l'ACE offre la possibilité de *classer* n'importe quel ensemble de politiques toutes susceptibles d'être mises en œuvre, sous réserve toutefois qu'il faille nécessairement adopter au moins l'une d'entre elles. Pour ce qui est des limites de l'ACE, l'équation [18.1] devrait suffire pour montrer que toute une série de politiques classées en fonction de leur ratio coût-efficacité pourraient être adoptées sans que l'on ait l'assurance qu'aucune d'elles vaille réellement la peine d'être mise en œuvre. On ne peut en effet en juger que si l'on peut comparer les coûts et les avantages de sorte que l'on puisse dire que les premiers sont supérieurs (ou inférieurs) aux seconds. Il est de même indispensable que les coûts et les bénéfices soient exprimés en une même *unité de compte*, qui pourrait en théorie être de n'importe quelle nature. Dans l'ACB il s'agit d'une unité de compte monétaire.

Si nous supposons qu'il existe i = 1…n politiques potentielles et que nous désignons respectivement par C_i et par E_i les coûts et l'efficacité de chacune d'elles, l'ACE exige que nous classions ces politiques à l'aide de la formule suivante :

$$REC_i = \frac{E_i}{C_i} \qquad [18.2]$$

Ce classement peut être utilisé pour choisir autant de projets que le permet le budget disponible $\bar{C}$, ou en d'autres termes :

$$\textit{Classement en fonction de } REC_i\textit{, sous réserve que } \sum_i C_i = \bar{C} \qquad [18.3]$$

Le choix de la façon de mesurer l'efficacité est un autre problème que pose l'ACE. Dans celle-ci, les bénéfices sont en principe mesurés par les préférences des individus telles qu'elles sont révélées par leur consentement à payer pour en bénéficier. Le jugement de valeur qui sous-tend l'ACE affirme la « souveraineté du consommateur » ou celle des « citoyens ». Cela revient à dire que les individus sont les meilleurs juges de leur bien-être. Le même jugement de valeur pourrait en théorie être porté dans l'ACE. L'efficacité pourrait en d'autres termes être mesurée au moyen d'une enquête sur les attitudes d'un échantillon aléatoire d'individus. Dans la pratique, l'ACE a tendance à utiliser des indicateurs d'efficacité choisis par les experts. Les raisons en sont les suivantes : *a)* les experts sont mieux informés que les simples particuliers, notamment lorsqu'il s'agit de questions telles

que la conservation des habitats, les paysages, etc., et *b)* il est plus rapide et moins onéreux d'obtenir ces indicateurs auprès d'experts que de chercher à déterminer les attitudes des individus.

18.11. Analyse multicritères (AMC)

L'AMC est à bien des égards semblable à l'ACE mais elle a recours à de multiples indicateurs de l'efficacité. L'ACE fait en principe également appel à de multiples indicateurs mais elle ressemble de plus en plus à des modèles simples d'AMC, étant donné que les divers indicateurs d'efficacité, mesurés dans différentes unités, doivent être normalisés grâce à leur conversion en notes puis agrégés par le biais d'un système de pondération. Comme dans l'ACE, le coût de la politique ou du programme est toujours (ou devrait toujours être) un des indicateurs retenus dans une AMC. Les étapes d'une AMC sont les suivantes :

- Les buts ou objectifs de la politique ou de l'investissement sont tout d'abord définis.
- Ces objectifs ne sont pas préétablis, pas plus qu'ils ne sont uniques (comme c'est le cas dans l'ACB, pour laquelle l'augmentation de l'efficience économique constitue le principal objectif), et ils sont choisis par les « décideurs ».
- Les décideurs sont généralement des fonctionnaires dont les choix sont censés refléter des préoccupations d'ordre politique.
- L'AMC a donc tendance à s'appuyer sur les préférences des experts. Les préférences du public peuvent aussi bien être que ne pas être prises en considération.
- Les « critères » ou « caractéristiques » qui aideront à atteindre les objectifs sont ensuite choisis. Les objectifs et les critères ont parfois tendance à être confondus, et il peut alors être difficile de les distinguer. Les critères correspondent toutefois en règle générale aux caractéristiques d'un bien qui permettent d'atteindre l'objectif visé.
- Ces critères peuvent être ou non mesurés en termes monétaires, mais l'AMC se distingue de l'ACB par le fait que les critères n'y sont pas tous exprimés sous forme monétaire.
- Une note et un coefficient de pondération sont ensuite attachés à chaque option (c'est-à-dire aux différents moyens d'atteindre l'objectif). Pour reprendre l'exemple ci-dessus, une politique pourrait attribuer la note de 6 sur 10 à un certain effet, celle de 2 sur 10 à un autre et celle de 7 sur 10 à un troisième. Les experts peuvent à leur tour juger que le premier effet est deux fois plus important que le second mais deux fois moins que le troisième. Les coefficients de pondération seraient alors respectivement de 2, 1 et 4.
- Dans la variante la plus simple de l'AMC, le résultat final revêt la forme d'une moyenne pondérée des notes pour chacun des critères, l'option dont la note pondérée est la plus élevée étant la « meilleure ». Des techniques plus sophistiquées pourraient être utilisées pour des décisions plus complexes.
- Pour surmonter les problèmes qui découlent de la nécessité que les critères soient indépendants les uns des autres (en d'autres termes, les préférences exprimées par les experts sur la base d'un critère donné devraient être indépendantes du jugement porté par eux sur cette même option en s'appuyant sur un autre critère), des techniques plus complexes pourraient être utilisées, dont notamment la « théorie de l'utilité multicritères ». Cette dernière tend à être trop complexe pour la plupart des prises de décision concrètes.

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

La formule à appliquer pour calculer la note finale attribuée à un projet ou une politique est la suivante si l'on fait appel à la variante la plus simple de l'AMC :

$$S_i = \sum_j m_j . S_j \qquad [18.4]$$

où *i* est la i^{me} option, *j* le j^{me} critère, *m* le coefficient de pondération et S la note.

L'AMC adopte un point de vue plus large que l'ACE dans la mesure où elle tient explicitement compte de la multiplicité des objectifs. Certains aspects de l'AMC sont toutefois controversés :

- Comme dans le cas de l'ACE, lorsque l'efficacité est comparée aux coûts sous la forme d'un ratio, l'AMC ne peut fournir aucune indication quant à savoir s'il convient réellement d'adopter quelque projet ou politique que ce soit (voir toutefois l'annexe 18.A1). Son domaine d'application se limite au choix entre plusieurs options dont l'une au moins doit être mise en œuvre. L'AMC et l'ACE sont donc « efficientes » dans la mesure où elles visent à assurer une efficacité maximale pour une unité de coût donnée, mais elles peuvent néanmoins être « inefficientes » du point de vue économique. L'annexe 18.A1 illustre plus en détail ce problème et montre que l'AMC n'aboutit au même résultat qu'une ACB que lorsque *a)* les notes attribuées aux différents critères sont les mêmes, *b)* les coefficients de pondération qui leur sont attachés dans le cadre de l'AMC correspondent aux prix fictifs dans l'ACB et *c)*, qui est une conséquence de *b)*, le coefficient de pondération appliqué aux coûts est égal à un.
- L'AMC s'appuie généralement sur les notes et coefficients de pondération établis par les experts. L'AMC n'est donc pas aussi « démocratique » que l'ACB, dans le cadre de laquelle les unités monétaires reflètent les préférences des individus plutôt que celles des experts. La « matière première » de l'ACB est en d'autres termes formée par une série de « votes » individuels, quoique pondérés en fonction du revenu, alors que les experts ne sont pas élus et peuvent donc ne pas avoir à rendre de comptes aux individus ayant exprimé ces « votes ».
- L'AMC tend par contre à être plus « transparente » que l'ACB dans la mesure où les objectifs et les critères y sont en règle générale explicitement et non implicitement définis. Du fait de la multiplicité des objectifs dont elle tient compte, l'AMC est toutefois dans la plupart des cas moins transparente que l'ACE, qui ne prend en considération qu'un unique objectif.
- On ne sait vraiment jusqu'à quel point l'AMC tient compte des problèmes d'actualisation dans le temps et de variation des valeurs relatives.
- L'incidence sur la répartition figure d'ordinaire parmi les éléments que l'AMC vise à déterminer, aussi doit-il en être clairement tenu compte.

18.12. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs

On dispose d'un large éventail de procédures d'aide à la décision. Ce chapitre montre qu'elles se distinguent par leur degré de globalité, c'est-à-dire par le degré auquel elles tiennent compte de tous les coûts et bénéfices. En règle générale, seule l'AMC présente un degré de globalité aussi élevé que celui de l'ACB, et il pourrait même lui être supérieur si l'on considère les autres objectifs que l'efficience et l'incidence sur la répartition. Toutes les autres procédures limitent délibérément leur centre d'intérêt aux seuls avantages, par exemple sous l'angle de la santé ou de l'environnement, ou font abstraction des coûts. Les procédures varient également du point de vue du traitement réservé à la dimension

temporelle. L'EIE et l'ACV constituent pour l'ACB des sources essentielles d'informations qui y seront intégrées et lui serviront de point de départ, bien que ces impacts puissent ne pas bénéficier du même type de traitement « en termes physiques » dans une analyse coûts-bénéfices. L'évaluation des risques, dont l'ASS et l'ARR sont également des variantes, a tendance à être exclusivement axée sur la santé humaine. Il en ressort essentiellement que toutes ces procédures ne sont pas mutuellement substituables.

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

ANNEXE 18.A1

Analyse multicritères et option « ne rien faire »

Pour que l'option « ne rien faire » puisse être correctement prise en compte dans une évaluation, il faut que les coûts et les bénéfices soient exprimés en une même unité. Lorsqu'elle se présente de la même manière qu'une analyse coût-efficacité, de multiples critères d'efficacité étant comparés aux coûts *sous la forme d'un ratio*, l'AMC ne peut évaluer l'option « ne rien faire ». La raison en est que les notes pondérées correspondent de fait au degré d'efficacité alors que les coûts sont mesurés en termes monétaires. Le numérateur et le dénominateur ne sont pas exprimés en une même unité. Le moyen d'« échapper » à ce problème consiste à attacher aux coûts une note (qui est d'ordinaire égale à la valeur absolue du coût monétaire) ainsi qu'un coefficient de pondération. Si nous considérons que les notes pondérées sont exprimées en « utils » (ou en toute autre unité de compte), l'AMC peut tenir compte de l'option « ne rien faire ». Si le ratio bénéfices/coûts est inférieur à un, l'option « faire quelque chose » doit être écartée. Il en va de même si les bénéfices représentent un moindre nombre d'utils que les coûts.

L'AMC peut ainsi être modifiée pour tenir compte de l'option « ne rien faire ». Il peut toutefois être aisément démontré que, sous des conditions très restrictives, l'AMC aboutira au même résultat que l'ACB.

Le tableau 18.A1.1 indique la procédure appliquée dans l'AMC sous sa forme simple. Supposons que les notes soient respectivement les suivantes : E1 = 10, E2 = 5 et E3 = 30. Ces notes sont multipliées par les coefficients de pondération retenus, à savoir W1 = 4, W2 = 6, W3 = 10. Le coefficient de pondération appliqué aux coûts est égal à un. La somme des notes pondérées montre que l'option « faire quelque chose » constitue un « bon » choix. Si l'on suppose que les coefficients W1… W3 sont des prix, le tableau 18.A1.1 pourrait correspondre à une ACB, autrement dit l'AMC et l'ACB aboutiraient à des résultats strictement identiques.

Tableau 18.A1.1. **Données pondérées pour une AMC, le coefficient de pondération des coûts étant égal à un**

	« Faire quelque chose » : notes brutes	« Faire quelque chose » : notes pondérées
Coûts	–50	–50
E1	+10	+40
E2	+5	+30
E3	+30	+300
Somme des notes (pondérées)	–5	+320

Le tableau 18.A1.1 montre l'importance du choix des coefficients de pondération. Une approche « non pondérée » (c'est-à-dire dans laquelle le coefficient de pondération attaché aux notes brutes serait égal à un) amènerait à écarter la politique envisagée alors que l'approche pondérée inciterait à la retenir. Néanmoins, pour autant que les coefficients de pondération indiqués au tableau 18.A1.1 correspondent aux prix dans l'ACB, cette dernière et l'AMC aboutiront au même résultat.

Pour finir, si nous supposons que dans le cadre de l'AMC les coefficients de pondération attachés à chacun des critères ou caractéristiques sont égaux aux prix fictifs correspondants et que celui appliqué aux coûts s'élève par exemple à 8, les coûts pondérés atteindraient dès lors –400 au tableau 18.A1.1 et l'analyse multicritères amènerait en définitive à écarter l'option « faire quelque chose ».

Nous pouvons résumer de la façon suivante les conditions qui doivent être satisfaites pour que l'ACB et l'AMC aboutissent au même résultat :

a) Les notes attribuées aux différents critères doivent être les mêmes.

b) Les coefficients de pondération qui leur sont attachés dans le cadre de l'AMC doivent correspondre aux prix fictifs, et en particulier.

c) Le coefficient de pondération appliqué aux coûts doit être égal à un.

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

ISBN 978-92-64-01006-2
Analyse coûts-bénéfices et environnement
Développements récents
© OCDE 2006

Chapitre 19

L'économie politique de l'analyse coûts-bénéfices

L'ACB vise à atteindre une « fonction objectif » bien précise – qui définit ce qui doit être maximisé. Il est toutefois improbable que cela corresponde vraiment à ce que font les organes politiques. Ce chapitre examine quels sont les objectifs que ces organes politiques pourraient effectivement chercher à maximiser (c'est-à-dire en d'autres termes la « fonction de bien-être politique ») et il montre pourquoi les décisions qui en résultent risquent de ne pas concorder avec celles fondées sur l'ACB. Puis il cherche à déterminer quelles pourraient être les raisons de cet écart. Il demeure important de présenter les résultats de l'ACB sous une forme non politisée afin de pouvoir déceler tout éventuel écart entre les décisions effectives et celles qui se seraient avérées efficientes.

19.1. Exposé du problème

La méthodologie de l'analyse coûts-bénéfices (ACB) a été mise au point sur une longue période de temps. Elle a également fait l'objet de nombreuses critiques, tout comme le fondement théorique sur lequel elle repose – à savoir l'économie du bien-être. Néanmoins, la plupart des économistes (quoique ce ne soit assurément pas le cas de la totalité d'entre eux) continuent de recommander l'utilisation de l'ACB en tant que procédure visant à « éclairer la décision ». Ils feraient sans doute valoir que même si elles ne sont finalement pas prises sur la base de l'ACB les décisions devraient être éclairées par celle-ci, de sorte qu'elle constitue à tout le moins un élément pris en considération dans le processus décisionnel. De nombreux pouvoirs publics adoptent également ce point de vue et bien des sources ont publié des lignes directrices et des manuels pour la mise en œuvre de l'ACB – voir la section 1.4. Un des avantages manifestes de l'ACB tient au fait que les procédures qu'elle applique ont été très soigneusement examinées sous tous les aspects. Elle n'en est pas pour autant nécessairement supérieure aux autres outils d'aide à la décision, mais cela donne néanmoins à penser que toute solution de rechange éventuellement recommandée devrait être soumise à une analyse critique analogue.

Mais si l'analyse coûts-bénéfices suscite un large consensus chez la plupart des économistes, pourquoi les décisions relatives aux politiques et aux investissements sont-elles en contradiction avec l'ACB ? C'est là une question d'*économie politique*. Les recommandations théoriques des économistes sont rarement respectées dans la pratique. La principale raison de ce fossé entre théorie et pratique est assez évidente : les pouvoirs publics ne peuvent tout simplement pas prendre des décisions sur la conduite à suivre sans tenir compte des réalités politiques. Premièrement, cet instrument dont les économistes pourraient juger la conception « optimale » tend à servir un but primordial, à savoir l'*efficience économique*. La réalité politique exige que d'autres objectifs, qui ne sont pas nécessairement compatibles entre eux, jouent également un rôle dans la conception et la mise en œuvre pratiques des instruments d'action des pouvoirs publics. Ces derniers ne sont par ailleurs pas comme le postulent d'ordinaire les manuels les gardiens omniscients et omnipotents du bien-être social. Ils doivent bien plutôt faire face à des groupes de pression et des lobbies qui représentent eux-mêmes des intérêts catégoriels contradictoires. Autrement dit, la « fonction de bien-être social » qui sous-tend l'ACB n'est pas la même que celle adoptée par les responsables politiques. Aussi la politique effective et la politique « optimale » ne coïncident-elles que rarement. Ce « fossé » est au cœur même de l'approche qui consiste à analyser les décisions prises par les pouvoirs publics en adoptant le point de vue de l'économie politique. Cette dernière doit donc s'attacher entre autres à expliquer pourquoi les mesures effectivement arrêtées par les pouvoirs publics diffèrent de par leur conception de celles qui seraient optimales d'après l'ACB.

Le reste de ce chapitre examine de récentes suggestions quant aux raisons d'un tel écart entre les politiques optimales et celles effectivement adoptées.

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

19.2. Fonctions de bien-être politique

Il a été indiqué aux chapitres 1 et 2 que l'ACB donne un sens bien précis à la notion d'*efficience économique*. Une politique est efficiente si elle entraîne un gain de bien-être pour au moins une personne sans que quiconque ne subisse pour autant de perte ou, de façon beaucoup plus réaliste, si les gains de bien-être qu'elle génère pour certains sont supérieurs aux pertes subies par les autres. Ces notions correspondent à ce qu'il est respectivement convenu d'appeler « amélioration de Pareto » et « amélioration potentielle de Pareto ». Le bien-être (ou encore la satisfaction ou l'utilité) est défini en fonction des préférences des individus : une politique est réputée l'accroître si ceux qui y gagnent la préfèrent davantage que ceux qui y perdent ne la « préfèrent pas ». Enfin, les préférences sont mesurées par le consentement à payer (ou à recevoir) et cela facilite leur agrégation pour l'ensemble de la population concernée puisque l'unité de compte est de nature monétaire. La fonction de bien-être social sous-jacente est égale à la somme des variations du bien-être des différents individus et elle prend généralement la forme suivante :

$$\Delta BS = \sum_{i,t} \Delta B_{i,t} \qquad [19.1]$$

où Δ signifie « variation de » et B correspond au bien-être, la variation du bien-être ΔB pouvant être positive pour certains individus et négative pour d'autres, et où i représente le iième individu et t le temps (il est par commodité fait abstraction de l'actualisation). Pour qu'une politique satisfasse au critère coûts-bénéfices, il faut que $\Delta B > 0$.

L'économie politique donne à penser que les décisions concrètes ne sont pas adoptées sur la base de cette fonction de bien-être social. On pourrait certes en proposer beaucoup d'autres, mais la fonction suivante rend bien compte de ce qui pourrait fondamentalement se produire dans la pratique (Grossman et Helpman, 1994; Aidt, 1998).

$$\Delta BP = \alpha \sum_{i,t} \Delta B_{i,t} + (1-\alpha) \sum_{n,t} \Delta B_{n,t} \qquad [19.2]$$

Dans cet exemple, la « société » est formée de deux grandes composantes : les individus i, tout comme dans la fonction de l'ACB, et les « parties intéressées » ou « groupes de pression », n. Pour bien souligner la différence, le bien-être politique, « BP », est substitué au bien-être social, « BS ». Les coefficients de pondération α et $(1-\alpha)$ indiquent quelle est l'importance respectivement attachée par les responsables politiques au bien-être social et à celui des groupes d'intérêt. à la limite, si $\alpha = 1$, les fonctions BP et BS sont équivalentes. Si $\alpha = 0$, les pouvoirs publics sont alors sous une totale « domination » des groupes d'intérêt, comme c'était le cas dans les premiers modèles d'économie politique (Becker, 1983)[1]. Il convient de noter que les groupes d'intérêt peuvent tout autant être favorables qu'opposés à la protection de l'environnement. Il s'ensuit que les décisions politiques risquent d'aboutir à des réglementations ou trop strictes ou trop laxistes en matière de qualité de l'environnement. Nous ne nous intéresserons pas directement ici aux conditions d'une bonne organisation des lobbies – Olson (1965) demeure une référence classique en la matière.

Bien que le procédé soit simpliste à bien des égards, une comparaison de ces deux fonctions de bien-être fait immédiatement apparaître pourquoi l'ACB peut être rejetée au niveau politique : elle ne peut tout simplement tenir compte des diverses pressions qui s'exercent sur les pouvoirs publics lors du processus de décision. Les pouvoirs publics sont quant à eux sensibles aux pressions pour des raisons qui leur sont propres et qui peuvent aller du simple souci de se maintenir au pouvoir à celui d'« acheter » le soutien qui leur permettra de mener à bien quelque programme d'action économique ou social. Le

problème fondamental est que les recommandations formulées dans les manuels renvoient à un tout autre contexte que celui de l'action politique. Expliquer le fossé entre pratique et théorie ne revient toutefois pas à le justifier et le rôle de l'ACB demeure de montrer à quoi ressemblerait une décision prise sur la base de la fonction de bien-être social qui a les faveurs des économistes. Pour finir, aucune métarègle ne permet de faire un choix entre les fonctions de bien-être social si ce n'est en arguant du « bien-fondé » ou du degré de consensualité de chacune d'elles.

19.3. L'efficience, un objectif social

Supposons à présent que les responsables politiques aient en toutes circonstances la conviction qu'ils doivent adopter une fonction de bien-être social qui tienne exclusivement compte des souhaits exprimés par les électeurs sans se préoccuper aucunement des groupes d'intérêt ou de pression. La fonction de bien-être social pourrait alors être similaire à celle proposée dans les manuels et donnée en exemple ci-dessus tout comme elle pourrait s'en écarter du fait du rejet de la notion d'efficience économique qui sous-tend la fonction de bien-être retenue par les économistes. Une fonction de bien-être social tenant compte des souhaits exprimés par les individus pourrait prendre bien des formes. Un exemple largement accrédité dans les travaux sur ce sujet implique une acceptation globale de la fonction de bien-être exposée ci-dessus mais le rejet de l'idée que le consentement à payer (CAP) constitue une mesure socialement pertinente des gains ou des pertes en cause. Le CAP est à l'évidence fonction du revenu ou du patrimoine. En règle générale, le CAP est d'autant plus grand que le revenu est élevé. L'efficience économique voudrait donc que la fonction de bien-être social n'accorde pas un « vote égal » à tous les individus. Les votes individuels sont bien au contraire pondérés en fonction du revenu, ce qui paraît injuste à beaucoup. Comme cela a été noté au chapitre 2, cette injustice peut être corrigée en modifiant la fonction de bien-être social de telle sorte qu'elle revête la forme suivante :

$$\Delta wBS = \sum_{i,t} \lambda_{i,t} \Delta B_{i,t} \qquad [19.3]$$

La notation est la même qu'auparavant, à ceci près que le « w » minuscule nous rappelle désormais que nous nous intéressons à un bien-être social pondéré en fonction de la répartition alors que les » représentent les coefficients de pondération attachés aux différents groupes qui forment la société. En règle générale, les régimes politiques qui se montrent très soucieux des catégories à faible revenu et des populations vulnérables (comme par exemple les personnes âgées) attribuent des coefficients de pondération » plus élevés à ces groupes sociaux qu'aux autres. Ces préoccupations en matière de répartition sont manifestes dans diverses lignes directrices établies par les pouvoirs publics (telles que celles formulées dans le « Livre vert » publié par le ministère britannique des Finances en 2002, ou encore celles édictées en 1998 dans le domaine de la justice environnementale par l'Agence américaine pour la protection de l'environnement).

L'adoption d'une fonction de bien-être pondérée pour tenir compte de la répartition impliquerait de fait un rejet ou du moins une modification de la notion d'efficience économique sur laquelle repose la formule de l'ACB classique. Les décisions concrètes fondées sur cette fonction de bien-être ne satisferont donc pas nécessairement à un critère coûts-bénéfices. D'autre part, comme il en a été fait état au chapitre 2, les manuels publiés dans les années 70 par l'OCDE, l'ONUDI et la Banque mondiale en vue de formuler des recommandations d'ordre général concernant l'ACB contenaient tous cette fonction de

bien-être pondérée pour tenir compte de la répartition. Il ne s'agit à vrai dire pas tant de rejeter l'ACB que d'en choisir une autre variante. Il n'en reste pas moins que l'examen des politiques qui ne satisfont pas à un critère coûts-bénéfices donne à penser que l'une des raisons pour lesquelles il en est ainsi pourrait bien tenir à la primauté accordée aux problèmes de répartition.

19.4. Bien-être et intérêts particuliers

La notion d'efficience économique qui sous-tend l'ACB repose à première vue sur l'hypothèse que les individus visent à maximiser leurs intérêts particuliers. Cela paraît être une conséquence logique de la façon dont les « fonctions d'utilité » individuelles sont décrites dans les manuels d'économie. Elles prennent d'ordinaire la forme U = U(X), où X correspond au vecteur des biens et services consommés par l'individu. Cette description de la façon dont les individus font leurs choix peut être comparée à la représentation idéale de l'intérêt public, dans laquelle les décisions sont prises en fonction de ce qui est le mieux pour la société dans son ensemble. Ceux qui jugent que les décisions politiques n'ont pas à servir les intérêts particuliers des individus mais à maximiser ceux de la société rejetteront donc probablement les calculs économiques fondés sur ces mêmes intérêts particuliers. Tel est par exemple l'avis de Sagoff (1988, 2004). La procédure appropriée consiste dès lors à faire en sorte que la prise de décision s'inscrive dans un contexte tel que les préférences s'y trouvent exprimées. Ce contexte correspond de fait à l'arène politique et non à une situation où les spécialistes de l'ACB auraient recours à des questionnaires pour inviter les personnes interrogées à déclarer quelles sont leurs préférences.

On ne sait cependant toujours avec certitude sur quoi repose cette opinion. Elle pourrait aussi bien être justifiée par la façon dont les décisions sont effectivement prises que par celle dont il serait souhaitable qu'elles le soient. Dans le premier cas, qui est celui qui présente de l'intérêt du point de vue de l'économie politique, ceux qui font valoir que l'ACB ne détermine pas les décisions politiques affirment en réalité que l'ACB repose sur les intérêts particuliers alors qu'il n'en est pas de même des décisions politiques. Il n'est toutefois guère certain que les préférences révélées dans le cadre du processus politique soient moins axées sur les intérêts particuliers et plus soucieuses du bien de la collectivité que celles mises en évidence par le comportement des mêmes individus sur le marché ou par leurs réponses à des questionnaires sur des situations hypothétiques. La fonction de bien-être politique présentée ci-dessus pourrait en être un bon exemple.

Si par contre l'argumentation repose sur l'idée que les décisions fondées sur l'ACB *sont de fait* axées sur les intérêts particuliers tandis que celles prises par les responsables politiques *ne devraient pas* l'être, le débat est alors de nature éthique. Cet argument n'est toutefois pas sans intérêt du point de vue de la question d'économie politique qui consiste à savoir pourquoi il n'est pas fait appel à l'ACB dans le processus de décision politique, puisqu'il n'est pas exclu que le jugement de valeur qui sous-tend l'analyse coûts-bénéfices – à savoir qu'il doit être tenu compte des préférences des individus – soit désavoué dans l'arène politique. Rien ne permet pourtant d'affirmer que la notion de fonction d'utilité ou l'ACB elle-même impliquent que les préférences effectives et les choix concrets doivent exclusivement reposer sur les intérêts particuliers. La notion de « valeur économique totale » (chapitre 6) prend en effet plus explicitement en considération la valeur de legs et la valeur d'existence, qui constituent d'autres aspects connexes de la valeur. Les valeurs économiques peuvent être estimées au travers des déclarations effectuées par l'individu en son propre nom, en celui de sa famille ou de la société dans son ensemble, ou encore

pour le compte des générations futures. Il a été fait valoir que les approches qui visent à établir le consentement à payer à l'aide de questionnaires sur des situations hypothétiques – selon la méthode de l'évaluation contingente – ne déterminent pas des préférences fondées sur des intérêts particuliers mais sur un « sentiment de satisfaction morale » (Kahneman et Knetsch, 1992). à supposer même que tel soit le cas, ce n'est pas une raison pour affirmer que les valeurs ainsi estimées ne sont pas de nature économique – voir Harrison (1992). Il n'est pas indispensable que les préférences soient exclusivement motivées par des intérêts particuliers pour être économiquement pertinentes, comme l'ont très souvent remarqué les économistes dans leurs travaux, depuis Arrow (1951) jusqu'à Becker (1993) ou encore plus près de nous Hanemann (1996).

19.5. La monnaie en tant que numéraire

Tout comme la *perception* que l'ACB est exclusivement fondée sur des intérêts particuliers peut expliquer une partie de l'hostilité qu'elle inspire, et donc une certaine réticence à se laisser guider par elle, le fait que la monnaie y joue le rôle d'unité de compte suscite d'autres problèmes de perception. La théorie qui sous-tend l'ACB affirme clairement que la monnaie n'est qu'une unité de compte, c'est-à-dire l'instrument à l'aide duquel les préférences sont exprimées et les choix effectués. Toutefois, exprimer les objectifs à maximiser en termes monétaires peut clairement être à l'origine de perceptions erronées aboutissant à l'idée que ce sont les sommes d'argent ou les quantités monétaires en elles-mêmes qu'il s'agit de maximiser, et non le bien-être. Pour tous types de raisons culturelles, religieuses et historiques, l'argent et la monnaie sont assimilés à la cupidité et à l'avarice. Fonder les outils d'aide à la décision sur des calculs exprimés sous forme monétaire expose de ce fait au risque d'une confusion verbale et donc d'une mauvaise association d'idées.

19.6. Retour sur les groupes d'intérêt

La fonction de bien-être politique présentée ci-dessus admet explicitement que les groupes d'intérêt influent sur les décisions politiques, que ce soit ou non souhaitable. Ces groupes d'intérêt peuvent à leur tour viser des objectifs multiples ou au contraire un objectif unique. Un groupe de pression écologiste pourrait ainsi avoir un objectif unique si l'on considère qu'il a pour but de sauvegarder la qualité de l'environnement mais il pourrait tout autant poursuivre des buts multiples s'il adhère à un large éventail d'objectifs environnementaux. Il aura dans ce dernier cas tendance à nourrir la conviction que les actifs environnementaux concernés sont d'une manière ou d'une autre « différenciés » et ne peuvent donc être considérés comme mutuellement substituables. Les travaux des universitaires qui prétendent que les individus ne procèdent pas à des arbitrages entre les biens environnementaux et les autres types de biens – ce qui revient à dire qu'ils expriment ce qu'il est convenu d'appeler des « préférences lexicales » – confortent dans une certaine mesure cette idée. L'hostilité à l'égard de l'ACB résulte du sentiment que l'utilisation d'une unité de mesure monétaire a pour effet de « déprécier » l'environnement en donnant à croire qu'il pourrait être vendu à l'instar de n'importe quelle autre marchandise comme celles que l'on trouve dans les supermarchés. Les économistes y répondent évidemment en rappelant que la protection de l'environnement n'est pas sans coût et que tout coût implique le sacrifice des bénéfices que les ressources correspondantes auraient pu permettre d'obtenir si elles avaient été affectées à d'autres utilisations. Les bénéfices ainsi sacrifiés peuvent eux-mêmes potentiellement recouvrir

des droits ou des obligations, comme par exemple le droit d'avoir des moyens de subsistance, le droit au travail, le droit aux soins de santé, etc. (Beckerman et Pasek, 1997). Le coût d'opportunité « incarne » donc des droits et des obligations, de sorte que le contexte éthique approprié se caractérise par la possibilité de procéder à des arbitrages entre ces droits et obligations.

Le rejet des arbitrages ou le refus d'en envisager la possibilité peuvent néanmoins avoir une grande importance si l'on cherche à expliquer l'écart entre les décisions effectives et celles qui seraient économiquement optimales. Les arbitrages étant comme on l'a vu ci-dessus logiquement inévitables, il faut dès lors tenter d'expliquer comment il se peut que les groupes de pression et les responsables politiques n'en tiennent pas compte. Les travaux menés dans le domaine de l'économie politique suggèrent les explications suivantes.

Premièrement, du point de vue du groupe de pression, le but à atteindre est l'objectif lexical. Dans sa propre fonction de bien-être, le groupe de pression attache un coefficient de pondération très faible, voire nul, à tous les autres objectifs. Il ne peut toutefois attacher un faible coefficient de pondération aux coûts de ses actions, c'est-à-dire aux coûts d'une politique plus stricte de protection de l'environnement, que s'il ne les supporte pas directement. Or, la politique environnementale ayant une nature de bien public très marquée, les coûts qu'elle impose sont très largement partagés au sein de la société et ne sont pas supportés de manière disproportionnée par le groupe de pression. Celui-ci n'est donc nullement incité à tenir compte des coûts de façon économiquement rationnelle. Son comportement est dès lors comparable à celui d'un « passager clandestin » ou d'un bénéficiaire à titre gratuit. D'autre part, les responsables politiques devraient sans doute se soucier des coûts en leur qualité de garants de l'intérêt public. Ils peuvent toutefois être incités à les ignorer pour diverses raisons. Bien que ce soit de toute évidence une fiction politique, ils préfèrent croire que les coûts sont dénués d'importance s'ils leur permettent de jouir d'une position politiquement confortable. Consentir aux arbitrages, c'est accepter de se confronter d'une manière ou d'une autre aux groupes de pression. Il est bien plus commode d'adopter des stratégies qui donnent (faussement) l'impression d'améliorer le sort de tous sans que celui de quiconque s'en trouve dégradé. Les responsables politiques n'acceptent donc pas toujours d'affronter les problèmes qu'entraîneraient des choix difficiles. Un autre des facteurs qui poussent à faire abstraction des coûts pourrait tenir à la législation elle-même. Une doctrine selon laquelle l'État aurait, en sa qualité de garant de l'intérêt général, l'obligation juridique d'atteindre certains objectifs environnementaux quels qu'en soient les coûts et n'a donc pas à se préoccuper de ceux-ci est en effet apparue, en particulier dans le domaine de la politique environnementale. Cette conception de la « fiducie d'intérêt public » a exercé une considérable influence dans le cadre des actions engagées aux États-Unis pour déterminer les responsabilités concernant les décharges de déchets dangereux et la pollution par les hydrocarbures (voir le chapitre 16). Les économistes objecteront certainement que les notions juridiques de ce type sont elles-mêmes sans valeur puisqu'elles négligent les coûts. Cette doctrine n'en conforte pas moins l'idée que les responsables politiques n'ont pas toujours à tenir compte des coûts.

Il n'est dans l'ensemble pas du tout exclu que les responsables politiques et les groupes de pression rationalisent le refus d'envisager des arbitrages tels que ceux pour lesquels l'ACB a été spécialement conçue. Or, qu'il soit rationnel ou non, le rejet des arbitrages implique en soi le rejet de l'ACB[2].

19.7. Souplesse et politique

L'ACB est de toute évidence une procédure normative. Elle vise à distinguer ce qui est « bien » de ce qui est « mal » lors de la prise de décision. La politique peut toutefois être considérée comme l'art du compromis, de la conciliation des divers intérêts publics et particuliers incorporés dans la fonction de bien-être politique. À la limite, si toutes les décisions devaient être arrêtées sur la base de l'ACB, les décideurs n'auraient plus aucune souplesse pour répondre aux diverses pressions qui s'exercent en faveur de l'adoption d'une politique plutôt qu'une autre. Pour résumer, l'ACB, comme d'ailleurs *n'importe quel type* de calcul normatif, compromet la souplesse dont les décideurs ont besoin pour « agir en politiques ». Nul ne s'étonnera dès lors qu'ils fassent peu de cas des processus de décision qui accordent une large place à l'ACB.

19.8. L'ACB est-elle participative?

Lorsque le système politique se préoccupe de l'intérêt public, il est probable que l'accent soit mis sur la consultation et la participation. Si par ailleurs l'ACB s'avère non participative, il pourrait y avoir de sérieuses objections à lui accorder une large place dans la prise de décision. De fait, bien qu'elle soit souvent considérée comme une fin en soi, la participation constitue également un ingrédient *sine qua non* de l'efficience économique. La raison en est que le manque de participation peut aisément susciter une opposition à un projet ou une politique, ce qui en rend difficile la mise en œuvre et fait qu'il est coûteux de revenir dessus. La participation peut également permettre de mieux concevoir les politiques et les projets puisque les personnes les plus directement intéressées connaissent de plus près les problèmes en cause que les analystes et les décideurs. Les travaux sur le développement économique ont bien établi que les projets ont dans ce domaine une plus grande probabilité d'aboutir si les populations locales et les représentants des deux sexes sont associés au processus. Les techniques d'évaluation sont souvent accusées de négliger cet aspect participatif de la prise de décision. Les approches fondées sur les préférences déclarées (voir les chapitres 8 et 9) ont cependant un important rôle à jouer lorsqu'il s'agit d'assurer la participation puisque ces techniques permettent d'obtenir tous types d'informations sur les attitudes, les motivations, les préférences et le consentement à payer des individus. En résumé, l'ACB devrait être totalement compatible avec la participation du public puisqu'elle vise par sa nature même à prendre acte des préférences de chacun et à en estimer la valeur.

Le sens du terme « participation » n'est cependant pas toujours clair et une des raisons pour lesquelles l'ACB risque d'être écartée au moment de la prise de décision concrète tient au fait que ce que l'on entend par participation diffère de la signification qui lui est donnée lorsqu'il s'agit de prendre acte des préférences individuelles. Au moins trois versions du terme apparaissent en effet : *a)* la participation en tant que moyen de consultation, le but étant d'assurer que les préférences des parties intéressées sont prises en compte; *b)* la participation en tant que moyen d'influence, l'objectif étant de garantir que les parties intéressées influent sur l'orientation et la forme du projet ou de la politique en cause; et *c)* la participation en tant que moyen de partage des avantages, où il s'agit de faire en sorte que les parties intéressées recueillent une partie des avantages engendrés. Bien souvent, ce que l'on entend par participation, ce n'est pas tant la nécessité de prendre acte des préférences du public que celle de se concerter avec les groupes de pression qui feraient sinon barrage à la politique envisagée. Ce sont les sens *b)* et *c)* ci-dessus et non le sens *a)* qui ont de l'importance dans le cadre du processus de décision politique. C'est pourtant le

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

sens *a)* qui sous-tend l'ACB alors que *b)* et *c)* n'y ont aucune place. L'ACB risque dès lors de ne pas être apparaître comme une technique participative et d'être par là-même rejetée ou mésestimée.

19.9. Incertitude

L'ACB risque de ne bénéficier que d'une faible place dans le processus de décision du fait qu'elle paraît très incertaine. Lorsque les avantages peuvent être mesurés en termes monétaires, les évaluations peuvent souvent être assorties de marges d'erreur intolérablement élevées. Dans certains cas, les avantages peuvent ne pas être mesurables en termes monétaires.

Les défenseurs de l'ACB mettent habituellement l'accent sur les arguments ci-dessous. Les données issues des sciences sociales et celles fournies par les sciences physiques ne sont pas de nature comparable. Les unes comme les autres sont certes sujettes à l'incertitude, mais les premières sont bien plus probabilistes que les secondes puisqu'elles reflètent le comportement de millions d'individus. L'incertitude est donc endémique dans les sciences sociales. Toutefois, du point de vue du choix entre les différents outils d'aide à la décision, ce n'est pas l'incertitude en soi qui pose problème. Ce qui importe, c'est de savoir si l'un quelconque de ces outils présente une plus grande incertitude que les autres. Cet aspect de la question est souvent passé sous silence dans les débats sur l'incertitude – il n'est pas du tout certain que l'ACB fasse moins bien du point de vue de l'incertitude que n'importe quelle autre procédure d'aide à la décision. À supposer même que l'ACB soit plus incertaine que les autres techniques, il ne s'ensuit pas que celles-ci lui soient préférables. Le caractère plus incertain de l'ACB est tout simplement échangé contre une certitude relativement illusoire puisqu'elle est obtenue en ignorant d'autres facteurs dont il devrait être tenu compte dans le processus de décision. Comparons l'ACB à l'évaluation des risques. L'ACB peut sembler plus incertaine que l'évaluation des risques étant donné que l'incertitude des valeurs monétaires paraît se conjuguer à celle des autres variables. L'évaluation des risques évite d'exprimer la valeur en termes monétaires et réduit donc le degré d'incertitude. Elle n'y parvient toutefois qu'en sacrifiant un des objectifs fondamentaux des règles de décision, à savoir celui de pouvoir distinguer le bien du mal, le souhaitable de ce qui ne l'est pas. En effet, l'évaluation des risques n'indique nullement si une décision est ou non « bonne » car elle n'établit aucune norme absolue par rapport à laquelle juger du bien et du mal.

Une seconde source d'incertitude revêt de l'importante dans le cadre de l'ACB. Il s'agit de celle liée aux méthodes des préférences déclarées. Certains considèrent que ces méthodes, qui sont de plus en plus utilisées dans les évaluations coûts-bénéfices, *ne font qu'ajouter* à l'incertitude de l'ACB. La raison en est que les questionnaires sont par nature hypothétiques et que les réponses le sont donc aussi. Que les questionnaires soient hypothétiques n'est pas critiquable en soi. Après tout, si les questions posées sont hypothétiques c'est immanquablement qu'il n'existe pas de marchés « réels » auxquels les analystes pourraient se reporter. Si ces marchés réels existaient, il ne serait pas nécessaire de poser des questions hypothétiques. Les réponses risquent toutefois d'être faussées (que ce soit à la hausse ou à la baisse, quoique l'on suppose le plus souvent que c'est à la hausse). Le problème est dès lors d'évaluer la probabilité que les réponses hypothétiques s'écartent du « vrai » CAP des personnes interrogées. Les techniques des préférences déclarées ont pour ce faire recours à de nombreux tests de validité – voir les chapitres 8 et 9. La distorsion risque cependant de demeurer. Cela n'aurait sans doute guère

d'importance si l'on avait une certaine idée du sens de cette distorsion et de son ampleur probable. Les travaux des chercheurs donnent à penser que les réponses relatives au CAP souffrent d'une distorsion à la hausse dont il n'est toutefois pas aisé de déterminer l'ampleur. Dans certains cas, les questionnaires donnent une très bonne indication des choix que feront effectivement les individus – comme par exemple dans les sondages électoraux.

Les arguments avancés ci-dessus pourraient certes être valables, mais le sentiment que les réponses aux questionnaires ne constituent pas de bons indicateurs des véritables préférences n'en demeure pas moins. Du point de vue de l'économie politique, c'est la façon dont est *perçue* l'incertitude de l'ACB qui importe et non le point de savoir si elle peut ou non être justifiée. Il est de même difficile de bien faire comprendre que, pour incertaine que soit l'ACB, les solutions de rechange risquent fort de l'être encore davantage.

19.10. Connaissance des mécanismes économiques

Un autre obstacle à l'acceptation et à l'utilisation de l'ACB tient au fait que, comme toutes les techniques économiques, il faut du temps mais aussi un effort pour comprendre la logique sous-jacente de même que certains détails techniques. Pour bien formés que soient les décideurs, il y en aura toujours qui n'accepteront pas de consacrer du temps à essayer de comprendre l'ACB. Ce peut être par mauvaise volonté, en raison d'une formation antérieure dans d'autres disciplines, du fait de préjugés concernant les problèmes que pourrait soulever l'ACB, ou tout simplement par manque de temps. Un conseiller économique en vue au Royaume-Uni a ainsi attiré l'attention sur la distinction qui doit être faite entre :

> « les théoriciens qui s'efforcent de dévoiler les secrets les plus profonds de l'économie dans leurs modèles et les praticiens qui vivent dans un monde d'action où le temps est précieux, les connaissances limitées, où rien n'est certain et où les considérations non économiques sont toujours importantes et bien souvent décisives » (Cairncross, 1985).

Le raffinement de ses fondements théoriques et l'abondance des règles pourtant relativement bien définies qui doivent être respectées pour en assurer une mise en œuvre satisfaisante risquent de rendre l'ACB trop complexe pour des fonctionnaires déjà fort affairés. Ce ne pourra être qu'encore pire si la politique adoptée consiste à nommer des non économistes aux postes les plus élevés de la hiérarchie de la prise de décision, ou si les conseils économiques apparaissent comme un « élément surajouté » aux plus hauts niveaux de décision. Les situations de ce type peuvent être jugées de deux façons, selon que l'on considère *a)* qu'elles résultent d'une mauvaise compréhension de l'intérêt de l'ACB et des techniques économiques en général ou *b)* que la structure du processus de décision reflète elle-même un sentiment de défiance à l'égard des techniques d'évaluation économique.

Henderson (1985) attire l'attention sur un tout autre problème que pose l'intégration de l'économie dans les processus de décision. Les économistes sont en effet parfaitement conscients de la rigueur nécessaire pour comprendre ne serait-ce que les mécanismes économiques de base, alors que tel n'est souvent pas le cas des non économistes et en particulier des scientifiques et des juristes. Ces derniers sont les uns comme les autres habitués à l'idée d'emprunter des connaissances à d'autres disciplines de façon très ponctuelle, à de notables exceptions près. Cela aboutit à ce que Henderson appelle l'« économie en kit » (*Do it Yourself Economics*), c'est-à-dire à un ensemble de croyances qui

ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES ET ENVIRONNEMENT : DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS – ISBN 978-92-64-01006-2 – © OCDE 2006

ont l'apparence de connaissances économiques mais qui sont invariablement en désaccord avec les sciences économiques. Henderson remarque ainsi que :

> « Partout dans le monde, des idées et des croyances qui ne doivent rien aux manuels d'économie dont la valeur est reconnue conservent leur pouvoir d'influence sur les gens et sur les événements » (Henderson, 1985, p. 11).

Cela peut aboutir à deux situations différentes du point de vue de l'ACB : soit celle-ci est purement et simplement ignorée du fait que l'adepte de l'« économie en kit » est persuadé de « mieux savoir », soit quelque forme édulcorée en est adoptée. Cette dernière option se traduira par le recours à des procédures d'aide à la décision qui seront soit incomplètes soit tout aussi problématiques que l'ACB (si ce n'est plus). Au nombre pourraient par exemple figurer l'analyse du cycle de vie, l'analyse coût-efficacité ou encore l'analyse multicritères – voir le chapitre 18. Tous ces outils ont un rôle à jouer mais aucun ne peut répondre à toutes les questions auxquelles l'ACB peut apporter une réponse. Mais, à supposer même que ce dernier argument soit accepté, l'« économie en kit » ouvre la voie à l'adoption de ces techniques, qui sont les moins difficiles à comprendre. Les partisans de l'ACB doivent quant à eux s'efforcer de comprendre les raisons de l'apparition d'une telle « économie en kit ».

19.11. Condensé et recommandations à l'intention des décideurs

L'économie politique s'attache à expliquer pourquoi l'économie telle qu'elle est enseignée dans les manuels ne trouve que rarement une traduction concrète dans le processus effectif de prise de décision. Comme cela a été précédemment mentionné, les raisons de cet état de fait tiennent à la place accordée aux fonctions de bien-être « politique » au détriment des fonctions de bien-être social établies par les sciences économiques, à la défiance ou à l'incrédulité suscitées par la conversion en valeurs monétaires, à la mainmise qu'exercent sur les processus politiques ceux qui ne possèdent aucune formation économique, à la conviction que l'économie est une simple affaire de « bon sens » et qu'elle est aisée à comprendre, ainsi bien entendu qu'à une réelle méfiance à l'égard de l'ACB et de ses fondements théoriques, compte tenu des débats qui se poursuivent à l'intérieur comme à l'extérieur du cercle des spécialistes de l'analyse coûts-bénéfices. Expliquer le fossé entre pratique et théorie ne revient toutefois pas à le justifier. Il faudrait certes que les théoriciens de l'économie comprennent beaucoup mieux les pressions auxquelles sont soumises les décisions concrètes, mais il serait par ailleurs tout aussi souhaitable que ceux qui prennent ces décisions acquièrent de bien meilleures connaissances en économie.

Notes

1. Les travaux relatifs à l'économie politique ont pour une large part commencé par supposer que les groupes d'intérêt exerçaient une mainmise sur la plupart des processus réglementaires. Puis il a de nouveau été admis que les responsables politiques sont également animés par des motivations d'« intérêt public », ce qui a abouti à la notion de « bien-être politique » telle qu'elle est présentée ici. Voir par exemple Kalt et Zupan (1984).
2. On pourrait ajouter que la notion d'arbitrage ou de coût d'opportunité constitue l'un des principes les plus fondamentaux de l'économie mais que certains des acteurs qui interviennent dans les débats politiques font comme s'ils n'en avaient pas conscience. Les arguments exposés ci-dessus concernent des situations dans lesquelles les acteurs en sont conscients mais sont incités à en faire fi.

ISBN 978-92-64-01006-2
Analyse coûts-bénéfices et environnement
Développements récents
© OCDE 2006

Références

Adamowicz, W., J. Louviere et J. Swait (1998), *Introduction to Attribute-Based Stated Choice Methods*, rapport final à l'Administration océanique et atmosphérique nationale des États-Unis (*National Oceanic and Atmospheric Administration* ou NOAA).

Adamowicz, W.L., V. Bhardwaj et B. Macnab (1993), « Experiments on the Difference Between Willingness to Pay and Willingness to Accept », *Land Economics*, vol. 69, n° 4, pp. 416-427.

AEA Technology (1998a), *Cost–Benefit Analysis of Proposals under the UNECE Multi-Pollutant Multi-Effect* Protocol, Rapport au ministère britannique de l'Environnement, des Transports et des Régions, Londres, et à l'Équipe spéciale des aspects économiques des stratégies de réduction de la CENUE, Genève.

AEA Technology (1998b), *Economic Evaluation of the Control of Acidification and Ground Level Ozone,* Rapport à la DGXI de la Commission européenne, Bruxelles, Commission européenne.

AEA Technology (1998c), *Economic Evaluation of Air Quality Targets for CO and Benzene,* Rapport à la DGXI de la Commission européenne, Bruxelles, Commission européenne.

AEA Technology (1998d), *Cost-Benefit Analysis for the Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe*, ministère du Logement, de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, La Haye, Pays-Bas, publication n° 133.

AEA Technology (1999), *Cost-Benefit Analysis for the Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe,* publication n° 133, La Haye, ministère du Logement, de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement.

Agee M.D. et T. Crocker (2001), « Smoking Parents' Valuations of own and Children's Health », document présenté lors de la conférence de l'*Association of Environmental and Resource Economists*, Bar Harbor, Maine, 13-15 juin 2001.

Agee M.D. et T. Crocker (2006), « Transferring Measures of Adult Health Benefits to Children: Some Issues and Results », in *Economic Valuation of Environmental Health Risks to Children,* OCDE, Paris.

Agence américaine pour la protection de l'environnement (1997), *The Benefits and Costs of the Clean Air Act 1970–1990*, Washington DC, Agence américaine pour la protection de l'environnement.

Agence américaine pour la protection de l'environnement (1998), *Final Guidance for Incorporating Environmental Justice Concerns in EPA's NEPA Compliance Analysis*, Washington DC, Government Printing Office.

Agence américaine pour la protection de l'environnement (1999), *The Benefits and Costs of the Clean Air Act 1990 to 2010*, rapport n° 410-R-99-001 de l'Agence américaine pour la protection de l'environnement, Springfield, Virginie, National Technical Information Service.

Agence américaine pour la protection de l'environnement (2000), *Guidelines for Preparing Economic Analyses*, Washington DC, Agence américaine pour la protection de l'environnement.

Aidt, T. (1998), « Political Internalisation of Economic Externalities and Environmental Policy », *Journal of Public Economics*, vol. 69, pp. 1-16.

Aimola, A. (1998), « Individual WTPs for Reductions in Cancer Death Risks », in R. Bishop et D. Romano (éd.), *Environmental Resource Valuation: Applications of the Contingent Valuation Method in Italy,* Dordrecht, Kluwer, pp. 196-212.

Alberini, A., M. Cropper, A. Krupnick et N.B. Simon (2004), « Does the Value of Statistical Life Vary with Âge and Health Status? Evidence from the US and Canada », *Journal of Environmental Economics and Management,* vol. 48, pp. 769-792.

Alberini, A., M. Cropper, T.-T. Fu, A. Krupnick, J.-T. Liu, D. Shaw et W. Harrington (1997), « Valuing Health Effects of Air Pollution in Developing Countries: The Case of Taiwan », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 34, n° 2, pp. 107-126.

Albers, H., A. Fisher et W. Hanemann (1996), « Valuation and Management of Tropical Forests: Implications of Uncertainty and Irreversibility », *Environmental and Resource Economics,* n° 8, pp. 39-61.

Arabsheibani, R. et A. Marin (2000), « Stability of the Estimates of the Compensation for Danger », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 20, n° 3, pp. 247-269.

Arrow, K. (1951) (2e édition 1963), *Social Choice and Individual Values*, New York, Wiley.

Arrow, K. et A. Fisher (1974), « Environmental Preservation, Uncertainty and Irreversibility », *Quarterly Journal of Economics,* vol. 88, pp. 312-319.

Arrow, K., G. Daily, P. Dasgupta, S. Levin, K.-G. Maler, E. Maskin, D. Starrett, T. Sterner et T. Tietenberg (2000), « Managing Ecosystem Resources », *Environmental Science and Technology,* vol. 34, pp. 1401-1406.

Arrow, K., R. Solow, P. Portney, E. Leamer, R. Radner et H. Schuman (1993), *Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation,* Registre fédéral, vol. 58, n° 10, pp. 4016-4064.

Arthur, W. (1981), « The Economics of Risks to Life », *American Economic Review,* vol. 71, pp. 54-64.

Asheim, G.B. (1994), « Net National Product as an Indicator of Sustainability », *Scandinavian Journal of Economics,* vol. 96, pp. 257-265.

Atkinson, G. et K. Hamilton (2003), « Savings, Growth and the Resource Curse Hypothesis », *World Development,* vol. 31, n° 11, pp. 1793-1807.

Atkinson, G., B. Day, S. Mourato et C. Palmer (2004a), « "Amenity" or "Eyesore"? Negative Willingness to Pay for Options to Replace Electricity Transmission Towers », *Applied Economic Letters,* vol. 14, n° 5, pp. 203-208.

Atkinson, G., F. Machado et S. Mourato (2000), « Balancing Competing Principles of Environmental Equity », *Environment and Planning A,* vol. 32, n° 10, pp. 1791-1806.

Atkinson, G., W.R. Dubourg, K. Hamilton, M. Munasinghe, D.W. Pearce et C.E.F. Young (1997), *Measuring Sustainable Development: Macroeconomics and Environment,* Cheltenham, Edward Elgar.

Banque mondiale (1997), *Expanding the Measure of Wealth*, Washington DC, Banque mondiale.

Banque mondiale (2003), *World Development Indicators 2003*, CD-ROM, Washington DC, Banque mondiale.

Barbier, E., A. Markandya et D.W. Pearce (1990), « Environmental Sustainability and Cost-Benefit Analysis », *Environment and Planning A*, vol. 22, pp. 1259-1266.

Barton, D.N. et S. Mourato (2003), « Transferring the Benefits of Avoided Health Effects from Water Pollution between Portugal and Costa Rica », *Environmental and Development Economics,* vol. 8, pp. 351-371.

Bateman I., B. Rhodes, C. Starmer et R. Sugden (1997), « A Test of the Theory of Reference-Dependent Preferences », *The Quarterly Journal of Economics*, vol. 112, n° 2, pp. 479-505.

Bateman, I., A.P. Jones, N. Nishikawa et R. Brouwer (2000), *Benefits Transfer in Theory and Practice: A Review and Some New Studies,* Norwich, Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE) et School of Environmental Sciences, Université d'East Anglia.

Bateman, I., R.T. Carson, B. Day, M. Hanemann, N. Hanley, T. Hett, M. Jones-Lee, G. Loomes, S. Mourato, E. Ozdemiroglu, D.W. Pearce, R. Sugden et J. Swanson (2002), *Economic Valuation with Stated Preference Techniques: A Manual,* Cheltenham, Edward Elgar.

Beattie, J., J. Covey, P. Dolan, L. Hopkins, M. Jones-Lee, G. Loomes, N. Pidgeon, A. Robinson et A. Spencer (1998), « On the Contingent Valuation of Safety and the Safety of Contingent Valuation: Part 1 – *Caveat Investigator* », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 17, pp. 5-25.

Becker, G. (1983), « A Theory of Competition among Pressure Groups for Political Influence », *Quarterly Journal of Economics,* vol. 98, pp. 371-400.

Becker, G. (1993), « Nobel Lecture: the Economic Way of Looking at Behaviour », *Journal of Political Economy*, vol. 101, n° 3, pp. 385-409.

Beckerman, W. et J. Pasek (1997), « Plural Values and Environmental Valuation », *Environmental Values*, vol. 6, pp. 65-86.

Beggs, S., S. Cardell et J. Hausman (1981), « Assessing the Potential Demand for Electric Cars », *Journal of Econometrics*, vol. 16, pp. 1-19.

Belli, P., J. Anderson, H. Barnum, J. Dixon et J.-P. Tan (1998), *Handbook on Economic Analysis of Investment Operations,* Washington DC, Banque mondiale.

Ben-Akiva, M., T. Morikawa et F. Shiroishi (1991), « Analysis of the Reliability of Preference Ranking Data », *Journal of Business Research*, vol. 23, pp. 253-268.

Bergson, A. (1938), « A Formulation of Certain Aspects of Welfare Economics », *Quarterly Journal of Economics*, vol. 52, n° 2, pp. 310-334.

Biller, D. (éd.) (2001), *Valuation of Biodiversity Benefits: Selected Studies*, OCDE, Paris.

Bishop, R. (1978), « Endangered Species and Uncertainty: The Economics of a Safe Minimum Standard », *American Journal of Agricultural Economics,* vol. 60, pp. 10-18.

Boadway, R. (1974), « The Welfare Foundations of Cost-Benefit Analysis », *Economic Journal*, vol. 84, pp. 926-939.

Boardman, A., D. Greenberg, A. Vining et D. Weimer (2001), *Cost–Benefit Analysis: Concepts and Practice*, 2e édition, Upper Saddle River, New Jersey, Prentice Hall.

Bockstael, N., A.M. Freeman, R. Kopp, P. Portney et V.K. Smith (2000), « On Valuing Nature », *Environmental Science and Technology*, vol. 34, n° 8, pp. 1384-1389.

Bohara, A.K., J. Kerkvliet et R.P. Berrens (2001), « Addressing Negative Willingness to Pay in Dichotomous Choice Contingent Valuation », *Environmental and Resource Economics,* vol. 20, pp. 173-195.

Boyle, K.J. (2003), « Introduction to Revealed Preference Methods », in P.A. Champ, K.J. Boyle et T.C. Brown (éd.), *A Primer on Nonmarket Valuation,* Dordrecht, Kluwer, pp. 259-268.

Boyle, K.J. et J.C. Bergstrom (1992), « Benefits Transfer Studies: Myths, Pragmatism and Idealism », *Water Resources Research,* vol. 28, n° 3, pp. 657-663.

Brand, S. et P. Price (2000), « The Economic and Social Costs of Crime », document de recherche n° 217, Londres, ministère de l'Intérieur.

Brent, R. (1996), *Applied Cost-Benefit Analysis,* Cheltenham, Edward Elgar.

Bresnahan, B.W., M. Dickie et S. Gerking (1997), « Averting Behaviour and Urban Air Pollution », *Land Economics,* vol. 73, n° 3, pp. 340-357.

Brookshire, D.S. (1992), « Issues Regarding Benefits Transfer », document présenté lors de l'atelier de l'*Association of Environmental and Resource Economists*, Utah, juin 1992.

Broome, J. (1992), *Counting the Cost of Global Warming*, Cambridge, White Horse Press.

Brouwer, R. (2000), « Environmental Value Transfer: State of the Art and Future Prospects », *Ecological Economics,* vol. 32, pp. 137-152.

Brouwer, R. et I. Bateman (2005), « The Temporal Stability of Contingent WTP Values », *Water Resources Research* (sous presse).

Brouwer, R., I. Langford, I. Bateman et R.K. Turner (1999), « A Meta-analysis of Wetland Contingent Valuation Studies », *Regional Environmental Change,* vol. 1, n° 1, pp. 47-57.

Brown, T.C., I. Ajzen et D. Hrubes (2003), « Further Tests of Entreaties to Avoid Hypothetical Bias in Referendum Contingent Valuation », *Journal of Environmental Economics and Management,* vol. 46, n° 2, pp. 353-361.

Bulte, E., D. van Soest, C. van Kooten et R. Schipper (2002), « Forest Conservation in Costa Rica when Nonuse Benefits are Uncertain and Rising », *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 84, n° 1, pp. 150-160.

Bulte, E., M. Joenje et H. Jansen (2000), « Is There Too Much or Too Little Forest in the Atlantic Zone of Costa Rica? », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 30, pp. 495-506.

Bureau du Conseil des ministres du Royaume-Uni (2003), *Better Policy Making: a Guide to Regulatory Impact Assessment*, Londres, Bureau du Conseil des ministres.

Cairncross, A. (1985), « Economics in Theory and Practice », *American Economic Review*, vol. 75, n° 2, pp. 1-14.

Cairns J. (2006), « Discounting of Children's Health: Conceptual and Practical Difficulties », in *Economic Valuation of Environmental Health Risks to Children,* OCDE, Paris.

Carson R.T., R.C. Mitchell, M. Hanemann, R.J. Kopp, S. Presser et P.A. Ruud (2003), « Contingent Valuation and Lost Passive Use: Damages from the Exxon Valdez Oil Spill », *Environmental and Resource Economics*, vol. 25, n° 3, pp. 257-286.

Carson, R. (1998), « Contingent Valuation Surveys and Tests of Insensitivity to Scope » in R. Kopp, W. Pommerhene et N. Schwartz (éd.), *Determining the Value of Non-Marketed Goods: Economic, Psychological and Policy Relevant Aspects of Contingent Valuation Methods,* chapitre 6, Boston, Kluwer.

Carson, R., N.E. Flores, K. Martin et J. Wright (1996), « Contingent Valuation and Revealed Preference Methodologies: Comparing the Estimates for Quasi-Public Goods », *Land Economics,* vol. 72, pp. 80-99.

Carson, R., W.M. Hanemann, R. Kopp, J. Krosnick, R. Mitchell, S. Presser, P. Ruud et V.K. Smith en collaboration avec M. Conaway et K. Martin (1997), « Temporal Reliability of Estimates from Contingent Valuation », *Land Economics*, vol. 73, pp. 151-163.

Carson, R.T. et R.C. Mitchell (1995), « Sequencing and Nesting in Contingent Valuation Surveys », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 28, n° 2, pp. 155-173.

Carson, R.T., N. Carson, A. Alberini, N. Flores et J. Wright (1995), *A Bibliography of Contingent Valuation Studies and Papers*, La Jolla, Californie, Natural Resource Damage Assessment Inc.

Carson, R.T., N.E. Flores et N.F. Meade (2001), « Contingent Valuation: Controversies and Evidence », *Journal of Environmental and Resource Economics*, vol. 19, pp.173 210.

Carson, R.T., T. Groves et M.J. Machina (1999), « Incentive and Informational Properties of Preference Questions », discours à l'assemblée plénière, neuvième conférence annuelle de l'*European Association of Environmental and Resource Economists* (EAERE), Oslo, Norvège, juin.

Carthy, T., S. Chilton, J. Covey, L. Hopkins, M. Jones-Lee, G. Loomes, N. Pidgeon et A. Spencer (1999), « On the Contingent Valuation of Safety and the Safety of Contingent Valuation: Part 2 – The CV/SG Chained Approach », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 17, pp. 187-213.

CCE (Commission des Communautés européennes) DGXII, (1995), *ExternE: Externalities of Energy*, vol. 1-6, Bruxelles, Commission des Communautés européennes.

CCE DGXII (1998), *ExternE: Externalities of Energy*, vol. 7-10, Bruxelles, Commission des Communautés européennes.

CEMT (Conférence européenne des ministres des Transports) (1998), *L'évaluation environnementale stratégique dans le secteur des transports*, Paris.

Champ, P.A., K.J. Boyle et T.C. Brown (éd.) (2003), *A Primer on Nonmarket Valuation*, Dordrecht, Kluwer.

Champ, P.A., N.E. Flores, T. Brown et J. Chivers (2002), « Contingent Valuation and Incentives », *Land Economics,* vol. 78, n° 4, pp. 591-604.

Chapman, D. et W.M. Hanemann (2004), « Use of Economic Valuation to Establish Compensation under the E.C Environmental Liability Directive », document présenté à l'occasion de « Envecon 2004 », Applied Environmental Economics Conference, Royal Society, Londres, 26 mars.

Chapman, R.G. et R. Staelin (1982), « Exploiting Rank Ordered Choice Set Data within the Stochastic Utility Model », *Journal of Marketing Research,* vol. 19, pp. 288-301.

Chichilnisky, G. (1996), « An Axiomatic Approach to Sustainable Development », *Social Choice and Welfare*, vol. 13, pp. 231-257.

Chilton, S., J. Covey, L. Hopkins, M. Jones-Lee, G. Loomes, N. Pidgeon et A. Spencer (2002), « Public Perceptions of Risk and Preference-based Values of Safety », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 25, n° 3, pp. 211-232.

Chilton, S., J. Covey, M. Jones-Lee, G. Loomes et H. Metcalf (2004), *Valuation of Health Benefits Associated with Reductions in Air Pollution: Final Report,* Londres, ministère de l'Environnement, de l'Alimentation et des Affaires rurales.

Ciriacy-Wantrup, C.V. (1968), *Resource Conservation: Economics and Policies*, 3e édition, Berkeley, Université de Californie.

Clinch, P.J. et A. Murphy (2001), « Modelling Winners and Losers in Contingent Valuation of Public Goods: Appropriate Welfare Measures and Econometric Analysis », *Economic Journal*, vol. 111, pp. 420-443.

Commission mondiale sur l'environnement et le développement (1989), *Notre avenir à tous*, rapport de la Commission mondiale sur l'environnement et le développement, Éditions du Fleuve, Les Publications du Québec.

Conrad, K. (1999), « Computable General Equilibrium Models for Environmental Economics and Policy Analysis », in van den Bergh, J.C.J.M. (éd.), *Handbook of Environmental and Resource Economics*, Cheltenham, Edward Elgar, pp. 1060-1088.

Corso, P.S., J.K. Hammitt et J.D. Graham (2001), « Valuing Mortality-risk Reduction: Using Visual Aids to Improve the Validity of Contingent Valuation », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 23, pp. 165-84.

Costa, D. et M. Kahn (2002), « Changes in the Value of Life 1940-1980 », document de travail n° 9396, Bureau national de recherche économique.

Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. O'Neill, J. Paruelo, R. Raskin, P. Sutton et M. van den Belt (1997), « The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital », *Nature*, vol. 387, pp. 253-260.

Costello, C. et M. Ward (2003), « Search, Bioprospecting, and Biodiversity Conservation: Comment », Santa Barbara, Donald Bren School of Environmental Science and Management, Université de Californie à Santa Barbara, document interne.

Cowell, F. et K. Gardiner (1999), *Welfare Weights. Report to the Office of Fair Trading*, Londres, Bureau du commerce équitable.

Craft, A. et D. Simpson (2001), « The Social Value of Biodiversity in New Pharmaceutical Product Research », *Environmental and Resource Economics*, vol. 18, n° 1, pp. 1-17.

Cummings, R.G. et L.O. Taylor (1999), « Unbiased Value Estimates for Environmental Goods: a Cheap Talk Design for the Contingent Valuation Method », *American Economic Review*, vol. 89, n° 3, pp. 649-665.

Cummings, R.G., D.S. Brookshire et W.D. Schulze (éd.) (1986), *Valuing Environmental Goods: An Assessment of the Contingent Valuation Method,* Rowman and Allanheld, Totowa, New Jersey.

Daily, G. (éd.) (1997), *Natures Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Washington DC, Island Press.

Dasgupta, A.K. et D.W. Pearce (1972), *Cost-Benefit Analysis: Theory and Practice*, Londres, Macmillan.

Dasgupta, P. (1982), *The Control of Resources,* Oxford, Blackwell.

Dasgupta, P. et K.-G. Mäler (2000), « Net National Product, Wealth and Social Well-being », *Environment and Development Economics*, vol. 5, pp. 69-93.

Dasgupta, P., S. Marglin et A. Sen (1972), *Directives pour l'évaluation des projets*, Vienne, ONUDI (« Manuel de l'ONUDI »).

Day, B. (2001), *The Valuation of Non-Market Goods 2*, Imperial College London, document interne.

Day, B. (2002), « Valuing Visits to Game Parks in South Africa », in D.W. Pearce, C. Pearce et C. Palmer (éd.), *Valuing the Environment in Developing Countries: Case Studies*, Cheltenham, Edward Elgar, pp. 236-273.

de Blaeij, A., R.J.G. Florax et P. Rietveld (2003), « The Value of Statistical Life in Road Safety: a Meta-analysis », *Accident Analysis and Prevention*, vol. 35, pp. 973-986.

de Graaf, J.V. (1957), *Theoretical Welfare Economics*, Cambridge, Cambridge University Press.

Desvousges, W. *et al.* (1993), « Measuring Natural Resource Damages with Contingent Valuation: Tests of Validity and Reliability », in J. Hausman (éd.), *Contingent Valuation: A Critical Assessment*, Amsterdam, Hollande septentrionale, pp. 91-164.

Desvousges, W., F.R. Johnson et H.S. Banzaf (1998), *Environmental Policy Analysis with Limited Information: Principles and Applications of the Transfer Method*, Cheltenham, Edward Elgar.

Diamond, P. (1996), « Discussion of the Conceptual Underpinnings of the Contingent Valuation Method by A.C. Fisher », in D. Bjornstad et J. Kahn (éd.), *The Contingent Valuation of Environmental Resources: Methodological Issues and Research Needs*, Cheltenham, Edward Elgar, pp. 61-71.

Dickie M. et S. Gerking (2006), « Valuing Children's Health: Parental Perspective », in *Economic Valuation of Environmental Health Risks to Children*, OCDE, Paris.

Dickie, M. et F. Brent (2002), « Family Behavior and the Economic Value of Parent and Child Health », document présenté lors du Congrès mondial 2002 des économistes de l'environnement et des ressources, Monterey, Californie, 24-27 juin.

Dickie, M. et S. Gerking (2001), « Parents' Valuation of Latent Health Risks to their Children », document de travail présenté lors de l'atelier organisé par l'Agence américaine pour la protection de l'environnement sur le thème « Valuing a Statistical Life: Assessing the State of the Art for Policy Applications », 6-7 novembre, Silver Spring, Maryland.

Dickie, M. et S. Gerking (2002), « Willingness to Pay for Reduced Morbidity », document de travail n° 02-07 du Département d'économie, Université de Floride centrale.

Dickie, M. et V.L. Ulery (2001), « Valuing Health in the Household: Are Kids Worth More Than Parents? » document présenté lors de l'atelier organisé en 2001 par l'*Association of Environmental and Resource Economists* sur le thème « Assessing and Managing Environmental and Public Health Risks », 13-15 juin.

Dillingham, A.E., T. Miller et D.T. Levy (1996), « A More General and Unified Measure for Valuing Labour Market Risk », *Applied Economics,* vol. 28, pp. 537-542.

Dillon, W.R., T.J. Madden et N.H. Firtle (1994), *Marketing Research in a Marketing Environment*, 3e édition, Boston, Irwin.

Dinwiddy, C. et F. Teal (1996), *Principles of Cost-Benefit Analysis for Developing Countries,* Cambridge, Cambridge University Press.

Dixit, A. et R. Pindyck (1994), *Investment Under Uncertainty*, Princeton, Princeton University Press.

Dixit, A. et R. Pindyck (1995), « The Options Approach to Capital Investment », *Harvard Business Review*, mai- juin, pp. 105-155.

Dubourg, W.R., M.W. Jones-Lee et G. Loomes (1997), « Imprecise Preferences and Survey Design in Contingent Valuation », *Economica,* vol. 64, pp. 681-702.

Dupuit, A.J. (1844), « On the Measurement of the Utility of Public Works », (traduction par R. Barback de « De la mesure de l'utilité des travaux publics »), *International Economic Papers*, vol. 2, 1952.

Dupuit, A.J. (1853), « De l'utilité et de sa mesure : de l'utilité publique », *Journal des économistes,* vol. 36, pp. 1-27.

Eckstein, O. (1958), *Water Resource Development: the Economics of Project Evaluation*, Cambridge, Massachusetts, Harvard University Press.

Eeckhoudt, L. et J. Hammitt (2001), « Background Risks and the Value of Statistical Life », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 23, n° 3, pp. 261-279.

EFTEC (Economics for the Environment Consultancy Ltd) (1998), *Review of Technical Guidance on Environmental Appraisal*, Londres, Rapport au ministère britannique de l'Environnement, des Transports et des Régions.

EFTEC (2003), *The Thames Tideway: Stated Preference Survey*, rapport à la société Thames Water plc, Londres, EFTEC.

Elster, J. (1992), *Local Justice: How Institutions Allocate Scarce Goods and Necessary Burdens,* Cambridge, Cambridge University Press.

Fankhauser, S. (1995), *Valuing Climate Change: The Economics of the Greenhouse,* Londres, Earthscan.

Farmer, M.C. et A. Randall (1998), « The Rationality of a Safe Minimum Standard », *Land Economics,* vol. 74, n° 3, 287-302.

Fischhoff, B., P. Slovic, S. Lichtenstein, S. Read et B. Combs (1978), « How Safe is Safe Enough? A Psychometric Study of Attitudes towards Technological Risks and Benefits », *Policy Sciences*, vol. 8, pp. 127-152, réproduit in P. Slovic (éd.), *The Perception of Risk,* Londres, Earthscan, 2001.

Fisher, A. (2000), « Investment under Uncertainty and Option Value in Environmental Economics », *Resource and Energy Economics*, vol. 22, pp. 197-204.

Flores, N. et R. Carson (1997), « The Relationship between Income Elasticities of Demand and Willingness to Pay », *Journal of Environmental Economics and Management,* vol. 33, pp. 287-295.

Florio, M. (2004), *Guide de l'analyse coûts-bénéfices des projets d'investissement*, Bruxelles, Commission européenne, DG Politique régionale.

Foster, V. et S. Mourato (2002), « Testing for Consistency in Contingent Ranking Experiments », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 44, pp. 309-328.

Foster, V. et S. Mourato (2003), « Elicitation Format and Sensitivity to Scope: Do Contingent Valuation and Choice Experiments Give the Same Results? », *Environmental and Resource Economics,* vol. 24, pp. 141-160.

Foster, V., I. Bateman et D. Harley (1997), « A Non-experimental Comparison of Real and Hypothetical Willingness to Pay », *Journal of Agricultural Economics,* vol. 48, n° 2, pp. 123-138.

Frederick, S., G. Loewenstein et T. O'Donoghue (2002), « Time Discounting and Time Preference: a Critical Review », *Journal of Economic Literature,* vol. XL, pp. 351-401.

Freeman, A.M. III (2003), *The Measurement of Environmental and Resource Values,* 2e édition, Resources for the Future, Washington DC.

Garrod, G. et K.G. Willis (1996), « Estimating the Benefits of Environmental Enhancement: A Case Study of the River Darent », *Journal of Environmental Planning and Management,* vol. 39, pp. 189-203.

Garrod, G. et K.G. Willis (1999), *Economic Valuation of the Environment: Methods and Case Studies,* Cheltenham, Edward Elgar.

Georgiou, S., I.H. Langford, I.J. Bateman et R.K. Turner (1998), « Determinants of Individuals' Willingness to Pay for Perceived Reductions in Environmental Health Risks: A Case Study of Bathing Water Quality », *Environment and Planning A,* vol. 30, pp. 577-594.

Gerdtham, U.-G. et M. Johannesson (2002), « Do Life-saving Regulations Save Lives? », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 24, n° 3, pp. 231-249.

Gittinger, J.P. (1984), *Economic Analysis of Agricultural Projects,* Baltimore, Johns Hopkins University Press.

Gollier, C. (2002), « Discounting an Uncertain Future », *Journal of Public Economics*, vol. 85, pp. 149-166.

gouvernement du Canada (1995), *Guide de l'analyse avantages-coûts des programmes de réglementation*, Ottawa, Secrétariat du Conseil du Trésor du Canada.

Gowdy, J. (2004), « The Revolution in Welfare Economics and its Implications for Environmental Valuation and Policy », *Land Economics*, vol. 80, n° 2, pp. 239-257.

Gramlich, E M. (1990), *A Guide to Benefit-Cost Analysis*, 2e édition, Prospect Heights, Illinois, Waveland Press.

Green, P. et V. Srinivasan (1978), « Conjoint Analysis in Consumer Research: Issues and Outlook », *Journal of Consumer Research*, vol. 5, pp. 103-123.

Greene, W.H. (1997), *Econometric Analysis*, 3e édition, New York, États-Unis, Macmillan.

Grossman, G. et E. Helpman (1994), « Protection for Sale », *American Economic Review,* vol. 84, pp. 833-850.

Hahn, R. (2000), *Reviving Regulatory Reform: A Global Perspective,* Washington DC, AEI-Brookings Joint Center for Regulatory Studies.

Hamilton, K. (2002), *Sustaining Per Capita Welfare with Growing Population: Theory and Measurement,* Washington DC, Département de l'environnement de la Banque mondiale.

Hamilton, K. et C. Withagen (2004), « Savings, Welfare and Rules for Sustainability », Washington DC, Banque mondiale, document interne.

Hamilton, K. et G. Atkinson (2006), *Wealth, Welfare and Sustainability: Advances in Measuring Sustainable Development,* Cheltenham, Edward Elgar, à paraître.

Hamilton, K. et J.M. Hartwick (2005), « Investing Exhaustible Resource Rents and the Path of Consumption », *Revue canadienne d'économique*, vol. 38, n° 2, pp. 615-621.

Hamilton, K. et M. Clemens (1999), « Genuine Savings Rates in Developing Countries », *World Bank Economic Review,* vol. 13, n° 2, pp. 333-356.

Hammitt, J. (2000), « Valuing Mortality Risk: Theory and Practice », *Environmental Science and Technology*, vol. 34, pp. 1396-1400.

Hammitt, J. (2002), « Commentary on What Determines the Value of Life? A Meta-analysis », *Journal of Policy Analysis and Management*, vol. 21, n° 2, pp. 271-273.

Hammitt, J. et J. Graham (1999), « Willingness to Pay for Health Protection: Inadequate Sensitivity to Probability? », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 18, pp. 33-62.

Hammitt, J. et J.-T. Liu (2004), « Effects of Disease Type and Latency on the Value of Mortality Risk », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 28, n° 1, pp. 73-95.

Hanemann, W.M. (1984), « Welfare Evaluations in Contingent Valuation Experiments with Discrete Responses », *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 66, pp. 332-341.

Hanemann, W.M. (1991), « Willingness to Pay and Willingness to Accept: How Much Can they Differ? »*American Economic Review*, vol. 81, pp. 635-647.

Hanemann, W.M. (1996), « Theory *versus* Data in the Contingent Valuation Debate », in D. Bjornstad et J. Kahn (éd.), *The Contingent Valuation of Environmental Resources: Methodological Issues and Research Needs*, Cheltenham, Edward Elgar, pp. 38-60.

Hanemann, W.M. (1999), « The Economic Theory of WTP and WTA », in I. Bateman et K. Willis (éd.), *Valuing Environmental Preferences: Theory and Practice of theContingent Valuation Method in the US, EU and Developing Countries*, Oxford, Oxford University Press, pp. 42-96.

Hanemann, W.M. et B. Kanninen (1999), « The Statistical Analysis of Discrete-Response CV Data », in I.J. Bateman et K.G. Willis (éd.), *Valuing Environmental Preferences: Theory and Practice of the Contingent Valuation Method in the US, EU, and Developing Countries*, Oxford, Oxford University Press, pp. 302-441.

Hanley, N. et B. Kriström (2003), « What's It Worth? Exploring Value Uncertainty Using Interval Questions in Contingent Valuation », Département d'économie, Université de Glasgow, document interne.

Hanley, N. et C.L. Spash (1993), *Cost Benefit Analysis and the Environment*, Edward Elgar, Cheltenham.

Hanushek, E.A. (1992), « The Trade-off Between Child Quantity and Quality », *Journal of Political Economy,* vol. 100, n° 1, pp. 84-117.

Harrison, G.W. (1992), « Valuing Public Goods with the Contingent Valuation Method: A Critique of Kahneman and Knetsch », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 22, pp. 57-70.

Hartwick, J.M. (1977), « Intergenerational Equity and the Investing of Rents from Exhaustible Resources », *American Economic Review,* vol. 67, pp. 972-974.

Hartwick, J.M. (1990), « Natural Resources, National Accounting and Economic Depreciation », *Journal of Public Economics*, vol. 43, pp. 291-304.

Hartwick, J.M. (1992), « Deforestation and National Accounting », *Environmental and Resource Economics,* vol. 2, pp. 513-521.

Hartwick, J.M. (1993), « Forestry Economics, Deforestation and National Accounting », in E. Lutz (éd.), *Toward Improved Accounting for the Environment*, Banque mondiale, Washington DC, pp. 289-314.

Hausman, J. (éd.) (1993), *Contingent Valuation: A Critical Assessment*, Hollande septentrionale, Amsterdam.

Hausman, J. et D. McFadden (1984), « Specification Tests for the Multi-nomial Logit Model », *Econometrica*, vol. 52, pp. 1219-1240.

Hausman, J. et D. Wise (1978), « A Conditional Probit Model for Qualitative Choice: Discrete Decisions Recognising Interdependence and Heterogeneous Preferences », *Econometrica,* vol. 46, pp. 403-426.

Hausman, J. et P. Ruud (1987), « Specifying and Testing Econometric Models for Rank-ordered Data », *Journal of Econometrics*, vol. 34, pp. 83-104.

Hazilla, M. et R. Kopp (1990), « The Social Cost of Environmental Regulations: A General Equilibrium Analysis », *Journal of Political Economy*, vol. 98, pp. 853-873.

Heal, G. (1998), *Valuing the Future: Economic Theory and Sustainability,* New York, Columbia University Press.

Heinzerling, L. et F. Ackerman (2004), *Priceless: On Knowing the Price of Everything and the Value of Nothing*, New York, The New York Press.

Henderson, N. et I. Bateman (1995), « Empirical and Public Choice Evidence for Hyperbolic Social Discount Rates and the Implications for Intergenerational Discounting », *Environmental and Resource Economics,* vol. 5, pp. 413-423.

Henderson, P.D. (1985), *Innocence and Design: the Influence of Economic Ideas on Policy – The 1985 BBC Reith Lectures*, Oxford, Blackwell.

Henry, C. (1974), « Investment Decision under Uncertainty: The Irreversibility Effect », *American Economic Review*, vol. 64, n° 6, pp. 1006-1012.

Hensher, D. (1994), « Stated Preference Analysis of Travel Choices: The State of Practice », *Transportation*, vol. 21, pp. 107-133.

Hepburn, C. (2003), *Resource Collapse and Hyperbolic Discounting*, Département d'économie de l'Université d'Oxford, document de travail.

Hicks, J.R. (1939), « Foundations of Welfare Economics », *Economic Journal,* vol. 49, pp. 696-712.

Hicks, J.R. (1943), « The Four Consumer's Surpluses », *Review of Economic Studies,* vol. 1, pp. 31-41.

Hoehn, J.P. et A. Randall (1989), « Too Many Proposals Pass the Benefit Cost Test », *American Economics Review*, vol. 79, pp. 544-551.

Hoffmann S., A. Krupnick et V. Adamowicz (2006), « Economic Uncertainties in Valuing Reductions in Children's Environmental Health Risks », in *Economic Valuation of Environmental Health Risks to Children,* OCDE, Paris.

Holland, M. et W. Krewitt (1996), *Benefits of an Acidification Strategy for the European Union*, Bruxelles, Commission européenne.

Horowitz, J. et K. McConnell (2002), « A Review of WTA/WTP Studies », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 44, pp. 426-447.

IVM, NILU et IIASA (1997), *Economic Evaluation of Air Quality for Sulphur Dioxide, Nitrogen Dioxide, Fine and Suspended Particulate Matter and Lead*, rapport à la DGXI, Bruxelles, Commission européenne.

Jenkins, R.R., N. Owens et L.B. Wiggins (2001), « Valuing Reduced Risks to Children: The Case of Bicycle Safety Helmets », *Contemporary Economic Policy*, vol. 19, n° 4, pp. 397-408.

Johannesson, M. et P.-O. Johansson (1995), « Is the Value of a Life Year Gained Independent of Age? », École d'économie de Stockholm, document interne.

Johannesson, M. et P.-O. Johansson (1996), « To Be or Not Be, That Is the Question: An Empirical Study on the WTP for an Increased Life Expectancy at an Advanced Age », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 13, pp. 163-174.

Johannesson, M. et P.-O. Johansson (1997), « Quality of Life and the WTP for an Increased Life Expectancy at an Advanced Age », *Journal of Public Economics*, vol. 65, pp. 219-228.

Johannesson, M., P.-O. Johansson et K. Löfgren (1997), « On the Value of Changes in Life Expectancy: Blips *versus* Parametric Changes », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 15, pp. 221-239.

Johansson, P.-O. (1993), *Cost-Benefit Analysis of Environmental Change*, Cambridge, Cambridge University Press.

Johansson, P.-O. (2002), « On the Definition and Age-Dependency of the Value of a Statistical Life », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 25, n° 3, pp. 251–263.

Jones-Lee, M.W., M. Hammerton et P.R. Phillips (1985), « The Value of Safety: Results from a National Sample Survey », *Economic Journal,* vol. 95, pp. 49-72.

Just, R., D. Hueth et A. Schmitz (1982), *Applied Welfare Economics and Public Policy,* New York, Prentice Hall.

Just, R., D. Hueth et A. Schmitz (2004), *The Welfare Economics of Public Policy: a Practical Guide to Project and Policy Evaluation*, Cheltenham, Edward Elgar.

Kahneman, D. et A. Tversky (1979), « Prospect Theory: An Analysis of Decision under Risk », *Econometrica*, vol. 47, n° 2, pp. 263-291.

Kahneman, D. et A. Tversky (éd.) (2000), « Choice, Values and Frames », Cambridge University Press, Cambridge.

Kahneman, D. et J. Knetsch (1992), « Valuing Public Goods: The Purchase of Moral Satisfaction », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 22, pp. 57-70.

Kaldor, N. (1939), « Welfare Propositions of Economics and Interpersonal Comparisons of Utility », *Economic Journal*, vol. 49, pp. 549-552.

Kalt, J. et M. Zupan (1984), « Capture and Ideology in the Economic Theory of Politics », *American Economic Review*, vol. 74, n° 3, pp. 279-300.

Kanninen, B.J. et B. Kriström (1993), « Welfare Benefit Estimation and Income Distribution », Document de travail n° 20 de l'Institut Beijer, Stockholm, Institut Beijer d'économie de l'environnement.

Knetsch, J. (1989), « The Endowment Effect and Evidence of Non-reversible Indifference Curves », *American Economic Review*, vol. LXXIX, pp. 1277-1284.

Knetsch, J. et J. Sinden (1984), « Willingness to Pay and Compensation Demanded: Experimental Evidence of an Unexpected Disparity in Measures of Value », *Quarterly Journal of Economics*, vol. XCIX, pp. 507-21.

Kolstad, C.D. (1999), *Environmental Economics*, Oxford, Oxford University Press.

Koopmans, T.C. (1965), « On the Concept of Optimal Economic Growth », *Pontificae Academiae Scientiarum Scripta Varia*, vol. 28, pp. 225-300.

Kopp, R. et V.K. Smith (1993), « Introduction », in R. Kopp, R et V.K. Smith (éd.), *Valuing Natural Assets: the Economics of Natural Resource Damage Assessment*, Resources for the Future, Washington DC, pp. 1-5.

Kopp, R.J., A.J. Krupnick et M. Toman (1997), *Cost-Benefit Analysis and Regulatory Reform: An Assessment of the Science and the Art,* document de travail n° 97-19, Resources for the Future, Washington DC.

Krewitt, W., M. Holland, A. Trukenmüller, T. Heck et R. Friedrich (1999), « Comparing Costs and Environmental Benefits of Strategies to Control Acidification and Ozone in Europe », *Environmental Economics and Policy Studies*, vol. 2, pp. 249-266.

Krinsky, I. et A. Robb (1986), « Approximating the Statistical Properties of Elasticities », *Review of Economics and Statistics,* vol. 68, pp. 715-719.

Kriström, B. (2006), « Framework for Assessing the Distribution of Financial Effects of Environmental Policies », in Y. Serret et N. Johnstone (éd.), *The Distributional Effects of Environmental Policy*, Cheltenham, Edward Elgar et OCDE, Paris.

Krugman, P. (1996), « Making Sense of the Competitiveness Debate », *Oxford Review of Economic Policy,* vol. 12, n° 3.

Krupnick, A., A. Alberini, M. Cropper, N. Simon, B. O'Brien, R. Goeree et M. Heintzelman (2002), « Age, Health and the Willingness to Pay for Mortality Risk Reductions: A Contingent Valuation Survey of Ontario Residents », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 24, n° 2, pp. 161-186.

Krupnick, A., K. Harrison, E. Nickell et M.A. Toman (1996), « Value of Health Benefits from Ambient Air Quality Improvements in Central and Eastern Europe: An Exercise in Benefits Transfer », *Environmental and Resource Economics,* vol. 7, pp. 307-332.

Krupnick, A.J., A. Alberini, M. Cropper, N. Simon, K. Itaoka et M. Akai (1999), « Mortality Risk Valuation for Environmental Policy », document de travail n° 99-47, Resources for the Future, Washington DC.

Krupnick, A.J., W. Harrington et B. Ostro (1990), « Ambient Ozone and Acute Health Effects: Evidence from Daily Data », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 18, n° 1, pp. 1-18.

Krutilla, J. et A. Fisher (2e édition, 1985), *The Economics of Natural Environments*, Baltimore, Johns Hopkins University Press.

Krutilla, J. et O. Eckstein (1958), *Multipurpose River Development*, Baltimore, Johns Hopkins University Press.

Lancaster, K. (1966), « A New Approach to Consumer Theory », *Journal of Political Economy,* vol. 84, pp. 132-157.

Leggett, C.G. et N.E. Bockstael (2000), « Evidence of the Effects of Water Quality on Residential Land Prices », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 39, n° 2, pp. 121-144.

Li, C.Z. et K.G. Lofgren (2000), « Renewable Resources and Economic Sustainability: A Dynamic Analysis with Heterogeneous Time Preferences », *Journal of Environmental Economics and Management,* vol. 40, pp. 236-250.

Lind, R.C. (1982), « Introduction », in R.C. Lind, K. Arrow, G. Corey, P. Dasgupta, A. Sen, T. Stauffer, J. Stiglitz, J. Stockfisch et R. Wilson (éd.), *Discounting for Time and Risk in Energy Policy*, Baltimore, Johns Hopkins University Press, pp. 1-20.

Lind, R.C., K. Arrow, G. Corey, P. Dasgupta, A. Sen, T. Stauffer, J. Stiglitz, J. Stockfisch et R. Wilson (éd.) (1982), *Discounting for Time and Risk in Energy Policy*, Baltimore, Johns Hopkins University Press.

Lipsey, R. et K. Lancaster (1956-1957), « The General Theory of Second Best », *Review of Economic Studies*, vol. 24, pp. 11-32.

Little, I. (1950) (2e édition 1957, réédité en 2002), *A Critique of Welfare Economics*, Oxford, Oxford University Press.

Little, I. et J. Mirrlees (1974), *Project Appraisal and Planning for Developing Countries,* Oxford, Oxford University Press (ou « Manuel de l'OCDE »).

Little, I. et J. Mirrlees (1994), « The Costs and Benefits of Analysis: Project Appraisal and Planning Twenty Years on », in R. Layard et S. Glaister (éd.), *Cost-Benefit Analysis*, Cambridge, Cambridge University Press, pp. 199-234.

Liu, J.T., J.K. Hammitt, J.D. Wang et J.L. Liu (2000), « Mothers' Willingness to Pay for her Own and her Child's Health: A Contingent Valuation Study in Taiwan », *Health Economics,* vol. 9, pp. 319-326.

Londero, E. (1996), *Benefits and Beneficiaries*, Washington DC, Banque interaméricaine de développement.

Londero, E.H. (2003), *Shadow Prices for Project Appraisal: Theory and Practice*, Cheltenham, Edward Elgar.

Loomes, G. et M. Jones-Lee (2004), *Valuation of Health Benefits Associated with Reductions in Air Pollution. Draft Final Report to DEFRA*, Londres, ministère de l'Environnement, de l'Alimentation et des Affaires rurales.

Loomis, J.B., T. Lucero et G. Peterson (1996), « Improving Validity Experiments of Contingent Valuation Methods: Results of Efforts to Reduce the Disparity of Hypothetical and Actual Willingness to Pay », *Land Economics*, vol. 72, n° 4, pp. 450-61.

Louviere, J. et D. Hensher (1982), « On the Design and Analysis of Simulated Choice or Allocation Experiments in Travel Choice Modelling », *Transportation Research Record*, vol. 890, pp. 11-17.

Louviere, J. et G. Woodworth (1983), « Design and Analysis of Simulated Consumer Choice or Allocation Experiments: An Approach Based on Aggregate Data », *Journal of Marketing Research*, vol. 20, pp. 350-367.

Louviere, J., D. Hensher et J. Swait (2000), *Stated Choice Methods: Analysis and Application*, Cambridge, Cambridge University Press.

Lovett, A.A., J.S. Brainard et I.J. Bateman (1997), « Improving Benefit Transfer Demand Functions: A GIS Approach », *Journal of Environmental Management*, vol. 51, pp. 373-389.

Luce, R.D. (1959), *Individual Choice Behavior: A Theoretical Analysis,* New York, John Wiley & Sons.

Lutter, R. (2001), « Improving Regulatory Analysis at the Environmental Protection Agency », témoignage devant la sous-commission chargée de la réforme et du contrôle des réglementations au sein de la Commission des petites entreprises de la Chambre des réprésentants, Washington DC, Sénat des États-Unis.

Maass, A. (1962), *Design of Water Resource Systems*, New York, Macmillan.

Maddison, D. (2000), *Valuing the Morbidity Effects of Air Pollution*, Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), University College London, Londres, document interne.

Maddison, D. et S. Mourato (2002), « Valuing Difference Road Options for Stonehenge », in S. Navrud et R. Ready (éd.), *Valuing Cultural Heritage*, Edward Elgar, Cheltenham, pp. 87-104.

Maguire, K.B., N. Owens et N.B. Simon (2002), « Willingness to Pay to Reduce a Child's Pesticide Exposure: Evidence from the Baby Food Market », document de travail n° 02-03 du Centre national d'économie de l'environnement, Washington DC, Agence américaine pour la protection de l'environnement.

Mäler, K.-G. (1971), « A Method of Estimating Social Benefits from Pollution Control », *Swedish Journal of Economics*, vol. 73, pp. 121-133.

Mäler, K.-G. (1974), *Environmental Economics: a Theoretical Inquiry*, Baltimore, Johns Hopkins University Press.

Mäler, K.-G. (1991), « National Accounts and Environmental Resources », *Environmental and Resource Economics*, vol. 1, pp. 1-15.

Markandya, A. et D. Rübbelke (2003), « Ancillary Benefits of Climate Policy », document de travail n° 105.03 de la FEEM, Fondation Eni Enrico Mattei (FEEM), Milan.

Markandya, A., A. Hunt, R. Ortiz et A. Alberini (2004), « EC NewExt Research Project: Mortality Risk Valuation – Final Report – UK », Bruxelles, Commission européenne.

Marshall, A. (1890), *Principles of Economics*, Londres, Macmillan.

McConnell, K., I. Strand et S. Valdes (1997), « Testing Temporal Reliability and Carry-over Effect: The Role of Correlated Responses in Test-Retest Reliability Studies », *Environmental and Resource Economics,* vol. 12, pp. 357-374.

McFadden, D. (1973), « Conditional Logit Analysis of Qualitative Choice Behaviour », in P. Zarembka (éd.), *Frontiers in Econometrics*, Academic Press, New York.

McFadden, D. (1981), « Econometric Models of Probabilistic Choice », in C. Manski et D. McFadden (éd.), *Structural Analysis of Discrete Data with Econometric Applications*, MIT Press, Cambridge.

McKean R. (1958), *Efficiency in Government through Systems Analysis,* New York, Wiley.

Merkhofer, M. (1987), *Decision Science and Social Risk Management: a Comparative Evaluation of Cost-benefit Analysis, Decision Analysis and Other Formal Decision–aiding Approaches*, Boston, D. Reidel.

Ministère britannique des Finances (2002), *The Green Book: Appraisal and Evaluation in Central Government* (texte provisoire), Londres, ministère des Finances.

Mishan, E.J. (1988), *Cost-Benefit Analysis*, 4e édition, Londres, Unwin Hyman.

Mitchell, R. et R. Carson (1989), *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*, Johns Hopkins University Press pour le compte de Resources for the Future, Washington DC.

Morrall, J. (1986), « A Review of the Record », *Regulation,* vol. 10, pp. 25-34.

Morrall, J. (2003), « Saving Lives: Reviewing the Record », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 27, n° 3, pp. 221-237.

Morrison, G. (1996), « Willingness to Pay and Willingness to Accept: Some Evidence of an Endowment Effect », document de travail n° 9646, Département d'économie, Université de Southampton.

Morrison, G. (1997), « Resolving Differences in Willingness to Pay and Willingness to Accept: Comment », *American Economic Review*, vol. 87, n° 1, pp. 236-240, mars.

Morrison, M., J. Bennett, R. Blamey et J. Louviere (1998), « Choice Modelling and Tests of Benefit Transfer – Choice Modelling Research Report 8 », Canberra, University College, Université de Nouvelle-Galles du Sud.

Morrison, M., R. Blamey, J. Bennett et J. Louviere (1999), « A Review of Conjoint Techniques for Estimating Environmental Values », Université de Nouvelle-Galles du Sud, Canberra.

Mount, T., W. Weng, W. Schulze et L. Chestnut (2001), « Automobile Safety and the Value of Statistical Life in the Family: Valuing Reduced Risks for Children, Adults and the Elderly », document présenté lors de l'atelier organisé en 2001 par l'*Association of Environmental and Resource Economists*, Bar Harbor, Maine, 13-15 juin 2001.

Mrozek, J.R. et L.O. Taylor (2002), « What Determines the Value of Life? A Meta-Analysis », *Journal of Policy Analysis and Management*, vol. 21, n° 2, pp. 253-270.

Munro, A. et N. Hanley (1999), « Information, Uncertainty and Contingent Valuation », in I.J. Bateman et K.G. Willis (éd.), *Contingent Valuation of Environmental Preferences: Assessing Theory and Practice in the USA, Europe, and Developing Countries*, Oxford, Oxford University Press, pp. 258-279.

Murdoch, J. et M. Thayer (1990), « The Benefits of Reducing the Incidence of Nonmelanoma Skin Cancers: a Defensive Expenditures Approach », *Journal of Environmental Economics and Management,* vol. 18, pp. 107-119.

Norton, B.G. et M.A. Toman (1997), « Sustainability: Economic and Ecological Perspectives », *Land Economics*, vol. 73, n° 4, pp. 663-568.

OCDE (1975), *Le principe pollueur-payeur : définition, analyse, mise en œuvre,* OCDE, Paris.

OCDE (1981), *Les coûts et bénéfices de la lutte contre les oxydes de soufre*, OCDE, Paris.

OCDE (1983), *Sécurité des produits : gestion des risques et analyse coûts-bénéfices*, OCDE, Paris.

OCDE (1997), *L'analyse de l'impact de la réglementation : meilleures pratiques dans les pays de l'OCDE*, OCDE, Paris.

OCDE (2004), « Regulatory Impact Analysis (RIA) Inventory », document interne, OCDE, Paris.

OCDE (2006), *Economic Valuation of Environmental Health Risks to Children*, OCDE, Paris.

Olson, M. (1965), *The Logic of Collective Action*, Cambridge, Massachusetts, Harvard University Press.

Olson, M. et M. Bailey (1981), « Positive Time Preference », *Journal of Political Economy*, vol. 89, n° 1, pp. 1-25.

Olsthoorn, X., M. Amann, A. Bartonova, J. Clench-Ass, J. Cofala, K. Dorland, C. Guerreiro, J. Henriksen, H. Jansen et S. Larssen (1999), « Cost-benefit Analysis of European Air Quality Targets for Sulphur Dioxide, Nitrogen Dioxide and Fine and Suspended Particulate Matter in Cities », *Environmental and Resource Economics*, vol. 14, pp. 333-351.

ONUDI (1980), *Manual for Evaluation of Industrial Projects*, Vienne, United Nations Industrial Development Organisation (« Manuel de l'ONUDI »).

Palmquist, R.B. (1992), « Valuing Localized Externalities », *Journal of Urban Economics*, vol. 31, pp. 59-68.

Parsons, G.R. et M.J. Kealy (1992), « Randomly Drawn Opportunity Sets in a Random Utility Model of Lake Recreation », *Land Economics*, vol. 68, n° 1, pp. 93-106.

Pearce, D.W. (1986), *Cost-Benefit Analysis*, (2e édition), Londres, Macmillan.

Pearce, D.W. (1998a), « Environmental Appraisal and Environmental Policy in the European Union », *Environment and Resource Economics*, vol. 11, n° 3-4, pp. 489-501.

Pearce, D.W. (1998b), « Auditing the Earth », *Environment,* vol. 40, n° 2, mars, pp. 23-28.

Pearce, D.W. (2000), « Policy Frameworks for the Ancillary Benefits of Climate Change Policies », in OCDE, *Ancillary Benefits and Costs of Greenhouse Gas Mitigation*, OCDE, Paris, pp. 517-560.

Pearce, D.W. (2001), « Controversies in Economic Valuation », in P. McMahon et D. Moran (éd.), *Economic Valuation of Water Resources: Policy and Practice*, Londres, Terence Dalton, pp. 49-63.

Pearce, D.W. (2003a), *The Role of « Property Rights » in Determining Economic Values for Environmental Costs and Benefits,* rapport à l'Agence britannique pour l'environnement, Bristol, Agence pour l'environnement.

Pearce, D.W. (2003b), « The Social Costs of Carbon and Its Policy Implications », *Oxford Review of Economic Policy*, vol. 19, n° 3, pp. 362-384.

Pearce, D.W. (2004a), *The Costs and Benefits of Crime Prevention and Control Revisited: A Fresh Look at the Conceptual Foundations,* Londres, ministère de l'Intérieur.

Pearce, D.W. (2004b), « Does European Union Environmental Policy Pass a Cost-Benefit Test? », *World Economics*, vol. 5, n° 3, pp. 15-138.

Pearce, D.W. (2004c), « Environmental Market Creation: Saviour or Oversell? », *Portuguese Economic Journal*, vol. 3, n° 2, pp. 115-144.

Pearce, D.W. (2006), « Conceptual Framework for Analysing the Distributive Impacts of Environmental Policies », in Y. Serret et N. Johnstone (éd.), *The Distributional Effects of Environmental Policy*, Cheltenham, Edward Elgar et OCDE, Paris.

Pearce, D.W. et A. Markandya (1989), *L'évaluation monétaire des avantages des politiques de l'environnement,* OCDE, Paris.

Pearce, D.W. et C. Nash (1981), *The Social Appraisal of Projects: a Text in Cost-Benefit Analysis*, Basingstoke, Macmillan.

Pearce, D.W. et C. Pearce (2001), *The Value of Forest Ecosystems*, Montréal, Convention sur la diversité biologique.

Pearce, D.W. et D. Ulph (1999), « A Social Discount Rate for the United Kingdom », in D.W. Pearce (éd.), *Economics and Environment: Essays on Ecological Economics and Sustainable Development*, Cheltenham, Edward Elgar, pp. 268-85.

Pearce, D.W., A. Markandya et E.B. Barbier (1989), *Blueprint for a Green Economy*, Londres, Earthscan.

Pearce, D.W., B. Groom, C. Hepburn et P. Koundouri (2003), « Valuing the Future: Recent Advances in Social Discounting », *World Economics,* vol. 4, n° 2, pp. 121-141.

Pearce, D.W., D. Moran et D. Biller (2002), *Manuel d'évaluation de la biodiversité : guide à l'intention des décideurs*, OCDE, Paris.

Pearce, D.W., D. Whittington et S. Georgiou (1994), *Évaluation des projets et politiques : intégrer l'économie et l'environnement,* OCDE, Paris.

Pearce, D.W., J. Powell et A. Craighill (1998), « Integrating Life Cycle Analysis and Economic Valuation: Waste Management », in F. Berkhout, R. Heintz et P. Vellinga (éd.), *Substances and Materials Flows Through Economy and Environment*, Dordrecht, Kluwer, pp. 127-146.

Pearce, D.W., K. Hamilton et G. Atkinson (1996), « Measuring Sustainable Development: Progress on Indicators », *Environment and Development Economics*, vol. 1, n° 1, pp. 85-101.

Pemberton, M. et D. Ulph (2001), « Measuring National Income and Measuring Sustainability », *Scandinavian Journal of Economics*, vol. 103, n° 1, pp. 25-40.

Persson, U., A. Norinder, K. Hjalte et K. Gralén (2001), « The Value of a Statistical Life in Transport: Findings from a New Contingent Valuation Study in Sweden », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 23, n° 2, pp. 121-134.

Pezzey, J. (1989), *Economic Analysis of Sustainable Growth and Sustainable Development*, document de travail n° 15 du Département de l'environnement, Washington DC, Banque mondiale.

Pezzey, J. et C.A. Withagen (1998), « The Rise, Fall and Sustainability of Capital-Resource Economies », *Scandinavian Journal of Economics,* vol. 100, n° 2, pp. 513-527.

Pezzey, J. et M. Toman (2002), « Progress and Problems in the Economics of Sustainability », in T. Tietenberg et H. Folmer (éd.), *International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2002/3*, Cheltenham, Edward Elgar, pp. 165-232.

Pigou, A. (1920), *The Economics of Welfare*, Londres, Macmillan.

Pires, C. (1998), « Sustainability and Cost-Benefit Analysis », *Environment and Planning A,* vol. 30, n° 12, pp. 2181-2194.

Pitt, M. et M. Rosenzweig (1990), « Estimating the Intrahousehold Incidence of Illness: Child Health and Gender-Inequality in the Allocation of Time », *International Economic Review*, vol. 31, pp. 969-989.

Poe, G., M. Welsh et P. Champ (1997), « Measuring the Difference in Mean Willingness to Pay When Dichotomous Choice Valuation Responses Are Not Independent », *Land Economics*, vol. 73, n° 2, pp. 255-267.

Pope, C., M. Thun, M. Namboodri, D. Dockery, J. Evans, F. Speizer et C. Health (1995), « Particulate Air Pollution as a Predictor of Mortality in a Prospective Study of US Adults », *American Journal of Respiratory Critical Care Medicine*, vol. 151, pp. 669-674.

Porter, R. (1982), « The New Approach to Wilderness Conservation through Benefit-Cost Analysis », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 9, pp. 59-80.

Portney, P. et J. Weyant (éd.) (1999), *Discounting and Intergenerational Equity*, Resources for the Future, Washington DC.

Postle, M. (2002), *Technical Guidance Document on the Use of Socio-Economic Analysis in Chemical Risk Management Decision-making*, OCDE, Paris.

Rabl, A. (2003), « Interpretation of Air Pollution Mortality: Number of Deaths or Years of Life Lost? », *Journal of Air and Waste Management Association*, janvier 2003, vol. 53, n° 1, pp. 43-50.

Ramsey, F.P. (1928), « A Mathematical Theory of Saving », *Economic Journal,* vol. 38, pp. 543 – 559.

Randall, A. et J.R. Stoll (1980), « Consumer's Surplus in Commodity Space », *American Economic Review,* vol. 70, n° 3, pp. 449-455.

Rausser, G. et A. Small (2000), « Valuing Research Leads: Bioprospecting and the Conservation of Genetic Resources », *Journal of Political Economy,* vol. 108, n° 1, pp. 173-206.

Rawls, J. (1971), *A Theory of Justice*, Oxford, Oxford University Press.

Ray, A. (1984), *Cost-Benefit Analysis: Issues and Methodologies,* Baltimore, Johns Hopkins University Press.

Ready, R., S. Navrud, B. Day, W.R. Dubourg, F. Machado, S. Mourato, F. Spanninks et M. Rodriquez (2004a), « Benefit Transfer in Europe: How Reliable are Transfers between Countries? », *Environmental and Resource Economics,* vol. 29, pp. 67-82.

Ready, R., S. Navrud, B. Day, W.R. Dubourg, F. Machado, S. Mourato, F. Spanninks et M. Rodriquez (2004b), « Contingent Valuation of Ill-Health Caused by Pollution: Testing for Context and Ordering Effects », *Portuguese Economic Journal,* vol. 3 (sous presse).

Reed Johnson, F., E. Fries et H. Banzaf (1996), « Valuing Morbidity: An Integration of the Willingness-to-Pay and Health-Status Literature », document de travail technique n° 9601 de Triangle Economic Research, Durham, Caroline du Nord, Triangle Economic Research.

Robbins, L. (1938), « Interpersonal Comparisons of Utility: a Comment », *Economic Journal*, vol. 48, pp. 635-641.

Roe, B., K. Boyle et M. Teisl (1996), « Using Conjoint Analysis to Derive Estimates of Compensating Variation », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 31, pp. 145-159.

Rosenberger, R.S. et J.B. Loomis (2003), « Benefits Transfer », in P.A. Champ, K.J. Boyle et T.C. Brown (éd.), *A Primer on Nonmarket Valuation*, Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, pp. 445-482.

Rowe, R., C. Lang, L. Chestnut, D. Latimer, D. Rae et S. Bernow (1995), *The New York Electricity Externality Study*, New York, Oceana Publications.

Russell, C.S. (2001), *Applying Economics to the Environment*, Oxford, Oxford University Press.

Sagoff, M. (1988), *The Economy of the Earth*, Cambridge, Cambridge University Press.

Sagoff, M. (2004), *Price, Principle and the Environment,* Cambridge, Cambridge University Press.

Samuelson, P. (1942), « Constancy of the Marginal Utility of Income », in O. Lange (éd.), *Studies in Mathematical Economics and Econometrics – In Memory of Henry Schultz*, Chicago, Chicago University Press.

Sandy, R. et R.F. Elliott (1996), « Unions and Risk: Their Impact on the Level of Compensation for Fatal Risk », *Economica*, vol. 63, n° 250, pp. 291-309.

Scapecchi, P. (2006), « Valuation Differences Between Adults and Children », in *Economic Valuation of Environmental Health Risks to Children*, OCDE, Paris.

Schmid, A. (1989), *Benefit-Cost Analysis: a Political Economy Approach*, Colorado, Westview Press.

Scitovsky, T. (1941), « A Note on Welfare Propositions in Economics », *Review of Economic Studies,* vol. 9, pp. 77-88.

Serret, Y. et N. Johnstone (éd.) (2006), *The Distributional Effects of Environmental Policy,* Cheltenham, Edward Elgar et OCDE, Paris.

Shepard, D. et R. Zeckhauser (1982), « Life Cycle Consumption and Willingness to Pay for Increased Survival », in M. Jones-Lee (éd.), *Valuation of Life and Safety,* Amsterdam, Hollande septentrionale.

Shogren, J. (1999), *Benefits and Costs of Kyoto*, Laramie, Département d'économie, Université du Wyoming, document interne.

Shogren, J.F., S.Y. Shin, D.J. Hayes et Kliebenstein, J.B. (1994), « Resolving Differences in Willingness to Pay and Willingness to Accept », *American Economic Review*, vol. 84, n° 1, pp. 255-70.

Sidgwick, H. (1883), *Principles of Political Economy*, Londres, Macmillan.

Siebert, W.S. et X. Wei (1994), « Compensating Wage Differentials for Workplace Accidents: Evidence for Union and Nonunion Workers in the UK », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 9, n° 1, pp. 61-76.

Silva, P. et S. Pagiola (2003), « A Review of the Valuation of Environmental Costs and Benefits in World Bank Projects », Environmental Economics Series Paper n° 94, Département de l'environnement, Washington DC, Banque mondiale.

Simpson, D. et A. Craft (1996), *The Social Value of Biodiversity in New Pharmaceutical Product Research*, Resources for the Future, document de travail n° 96-33, Washington DC.

Simpson, D., R. Sedjo et J. Reid (1996), « Valuing Biodiversity for Use in Pharmaceutical Research », *Journal of Political Economy*, vol. 104, n° 1, pp. 163-185.

Slovic, P. (1987), « Perception of risk », *Science*, vol. 236, n° 4799, pp. 280-285.

Smith, V.K. (1992), « Arbitrary Values, Good Causes, and Premature Verdicts », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 22, pp. 71-89.

Smith, V.K. et L. Osborne (1996), « Do Contingent Valuation Estimates Pass a Scope Test? A Meta Analysis », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 31, pp. 287-301.

Smith, V.K. et W. Desvousges (1986), *Measuring Water Quality Benefits*, Boston, Kluwer-Nijhoff.

Solow, R.M. (1974), « Intergenerational Equity and Exhaustible Resources », *Review of Economic Studies*, vol. 41, pp. 29-45.

Solow, R.M. (1986), « On the Intergenerational Allocation of Natural Resources », *Scandinavian Journal of Economics*, vol. 88, n° 1, pp. 141-149.

Squire, L. et H.G. van den Tak (1975), *Economic Analysis of Projects*, Johns Hopkins Press, Baltimore.

Steer Davies Gleave (SDG) (1999), *Bus Station Passenger Preferences*, rapport à l'intention de la société chargée de l'exploitation du réseau de bus de Londres (*London Transport Buses*).

Steer Davies Gleave (SDG) (2000), *London Underground Customer Priorities Research*, rapport à l'intention de la société chargée de l'exploitation du métro de Londres (*London Underground*).

Strotz, R. (1956), « Myopia and Inconsistency in Dynamic Utility Maximisation », *Review of Economic Studies,* vol. 23, pp. 165-180.

Sugden, R. et A. Williams (1978), *The Principles of Practical Cost-Benefit Analysis,* Oxford, Oxford University Press.

Sutton, P. et R. Costanza (2002), « Global Estimates of Market and Non-Market Values Derived from Nighttime Satellite Imagery, Land Cover, and Ecosystem Service Valuation », *Ecological Economics*, vol. 41, pp. 509-527.

Swierzbinski, J. (2002), « A Simplified Arrow-Fisher Model of Option Value with Irreversible Investment », Département d'économie, University College London, document interne.

Tamburlini, G. (2006), « Overview of the Risk Differences Between Adults and Children », in *Economic Valuation of Environmental Health Risks to Children*, OCDE, Paris.

ten Kate, K. et S. Laird (1999), *The Commercial Use of Biodiversity: Access to Genetic Resources and Benefit-Sharing,* Londres, Earthscan.

Tengs, T. (1995), « 500 Life-saving Interventions and their Cost-Effectiveness », *Risk Analysis,* vol. 15, pp. 369-390.

Thaler, R. (1984), « Towards a Positive Theory of Consumer Choice », *Journal of Economic Behaviour and Organisation*, vol. 1, pp. 29-60.

Thomas, H.A. (1963), « The Animal Farm: a Mathematical Model for the Discussion of Social Standards for Control of the Environment », *Quarterly Journal of Economics*, vol. 77, pp. 143-148.

Tilman, D. et S. Polasky (n.d.), *Ecosystem Goods and Services and their Limits: The Role of Biological Diversity and Management Practices*, St Paul, Université du Minnesota.

Toman, M. (1998), « Why Not to Calculate the Global Value of the World's Ecosystems and Natural Capital », *Ecological Economics*, vol. 25, pp. 57-60.

Tourangeau, R., L.J. Rips et K. Rasinski (2000), *The Psychology of Survey Response*, Cambridge, Cambridge University Press.

Train, K.E. (1998), « Recreation Demand Models with Taste Differences Across People », *Land Economics,* vol. 74, n° 2, pp. 230-239.

Turner, R.K., J. Pavavola, P. Cooper, S. Farber, V. Jessamy et S. Georgiou (2003), « Valuing Nature: Lessons Learned and Future Research Directions », *Ecological Economics*, vol. 46, pp. 493-510.

Tversky, A. (1972), « Elimination by Aspects; A Theory of Choice », *Psychological Review*, vol. 79, pp. 281-299.

Tversky, A. et D. Kahneman (1991), « Loss Aversion in Riskless Choice: A Reference-dependent Model », *Quarterly Journal of Economics*, vol. 106, n° 4, pp. 1039-1061.

Ulph, A. et D. Ulph (1997), « Global Warming, Irreversibility and Learning », *Economic Journal*, vol. 197, pp. 646-650.

Vassanadumrongdee, S., S. Matsuoka et H. Shirakawa (2004), « Meta-analysis of Contingent Valuation Studies on Air Pollution Related Morbidity Risks », *Environmental Economics and Policy Studies,* vol. 6, n° 1, pp. 11-48.

Viscusi, W.K. (1995), « The Automobile Risk Metric for Valuing Health Risks », in N. Schwab, Christe et N. Soguel (éd.), *Contingent Valuation, Transport Safety and the Value of Life*, Dordrecht, Kluwer, pp. 171-93.

Viscusi, W.K. (2004), « The Value of Life: Estimates with Risks by Occupation and Industry », *Economic Inquiry,* vol. 42, n° 1, pp. 29-48.

Viscusi, W.K. et J. Aldy (2003), « The Value of Statistical Life: a Critical Review of Market Estimates Throughout the World », *Journal of Risk and Uncertainty*, vol. 27, n° 1, pp. 5-76.

Viscusi, W.K., W.A. Magat et J. Huber (1987), « An Investigation of the Rationality of Consumer Valuations of Multiple Health Risks », *RAND Journal of Economics*, vol. 18, n° 4, pp. 465-479.

Viscusi, W.K., W.A. Magat et J. Huber (1991), « Pricing Environmental Health Risks: Survey Assessments of Risk-Risk and Risk-Dollar Trade-Offs for Chronic Bronchitis », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 21, n° 1, pp. 32-51.

Vitousek, P., H. Mooney, J. Lubchenco et J. Melillo (1997), « Human Domination of Earth's Ecosystems », *Science,* vol. 277, pp. 494-499.

Wagstaff, A. et E. van Doorslaer (2000), « Equity in Health Care Finance and Delivery », in A.J. Culyer et J.P. Newhouse (éd.), *Handbook of Health Economics – Volume 1*, Amsterdam, Elsevier, pp. 1803-1862.

Walshe, G. et P. Daffern (1990), *Managing Cost–Benefit Analysis*, Londres, Macmillan.

Ward, W., B. Deren et E. D'Silva (1991), *The Economics of Project Analysis: a Practitioner's Guide*, Washington DC, Banque mondiale.

Weitzman, M.L. (1976), « On the Welfare Significance of National Product in a Dynamic Economy », *Quarterly Journal of Economics*, vol. 90, pp. 156-162.

Weitzman, M.L. (1998), « Why the Far Distant Future Should Be Discounted at its Lowest Possible Rate », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 36, pp. 201-208.

Weitzman, M.L. (1999), « Just Keep on Discounting, but… », in P. Portney et J. Weyant (éd.), *Discounting and Intergenerational Equity*, Washington DC, Resources for the Future, pp. 23-30.

Weitzman, M.L. (2001), « Gamma Discounting », *American Economic Review,* vol. 91, pp. 260-271.

Weitzman, M.L. et K.-G. Löfgren (1997), « On the Welfare Significance of Green Accounting as Taught by Parable », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 32, pp. 139-153.

Wesseler, J. (2000), « Temporal Uncertainty and Irreversibility: a Theoretical Framework for the Decision to Approve the Release of Transgenic Crops », in W. Lesser (éd.), *Transitions in Agbiotech: Economics of Strategy and Policy*, Connecticut, Food Marketing Policy Centre, pp. 375-385.

Whitehurst, P. (1999), *Risk-risk Analysis of Life-saving Expenditures in the UK*, Dissertation for M.Sc in Environmental Economics, Londres, University College London.

Williams, A. et R. Cookson (2000), « Equity in Health », in A.J. Culyer et J.P. Newhouse (éd.), *Handbook of Health Economics – Volume 1*, Amsterdam, Elsevier, pp. 1863-1910.

Willig, R. (1976), « Consumers' Surplus without Apology », *American Economic Review*, vol. 66, n° 4, pp. 589-597.

Winpenny, J. (1995), *Economic Appraisal of Environmental Projects and Policies: a Practical Guide for Decision-Makers*, OCDE, Paris.

Woodward, R. et Y. Wui (2001), « The Economic Value of Wetland Services: a Meta-Analysis », *Ecological Economics*, vol. 37, n° 257, pp. 257-270.

Young, H.P. (1994), *Equity: In Theory and Practice*, Princeton University Press, Princeton.

Zhao, J. et C. Kling (2001), « A New Explanation for the WTP/WTA Disparity », *Economics Letters*, vol. 73, pp. 293-300.

LES ÉDITIONS DE L'OCDE, 2, rue André-Pascal, 75775 PARIS CEDEX 16
IMPRIMÉ EN FRANCE
(97 2006 01 2 P) ISBN 978-92-64-01006-2 – n° 54458 2006

Analyse coûts-bénéfices et environnement

DÉVELOPPEMENTS RÉCENTS

La protection de l'environnement fait désormais partie intégrante des politiques publiques aux niveaux local, national et mondial. Dans tous les cas, il convient de peser soigneusement les coûts et les bénéfices des politiques et projets en utilisant un étalon de mesure monétaire commun. Pourtant, les catégories de coûts et bénéfices à évaluer sont très diverses, notamment l'impact sur la santé, la dégradation du patrimoine et l'appauvrissement de l'écosystème, et, par ailleurs, les effets sur le bien-être. En outre, un grand nombre de ces bénéfices ou dommages ne se font sentir qu'à long terme, parfois sur plusieurs générations, ou bien sont irréversibles (réchauffement de la planète, diminution de la biodiversité…).

Comment évaluer ces éléments et les chiffrer en unités monétaires ? Comment devrions-nous prendre en compte les effets sur les générations à venir et l'impact des pertes irréversibles ? Comment traiter les questions d'équité et de durabilité ? Cet ouvrage présente une évaluation approfondie des développements conceptuels et méthodologiques les plus récents dans ce domaine. Il devrait constituer une référence et un outil précieux pour les économistes de l'environnement et les analystes des politiques.

Le texte complet de cet ouvrage est disponible en ligne à l'adresse suivante :
www.sourceocde.org/environnement/9789264010062

Les utilisateurs ayant accès à tous les ouvrages en ligne de l'OCDE peuvent également y accéder via :
www.sourceocde.org/9789264010062

SourceOCDE est une bibliothèque en ligne qui a reçu plusieurs récompenses. Elle contient les livres, périodiques et bases de données statistiques de l'OCDE. Pour plus d'informations sur ce service ou pour obtenir un accès temporaire gratuit, veuillez contacter votre bibliothécaire ou **SourceOECD@oecd.org**.

9 789264 010062

ISBN 978-92-64-01006-2
97 2006 01 2 P

www.oecd.org

OCDE
ÉDITIONSOCDE