

Construisons ensemble l'avenir de la Méditerranée

RAPPORT TECHNIQUE

Optimiser la production
des biens et services
par les écosystèmes
boisés méditerranéens
dans un contexte de
changements
globaux

Avril 2014



**Méthodes et outils
d'évaluation socio-économique
des biens et services rendus
par les écosystèmes boisés
méditerranéens**





PROJET FFEM



OPTIMISER LA PRODUCTION DE BIENS ET SERVICES PAR LES ÉCOSYSTÈMES BOISÉS MÉDITERRANÉENS DANS UN CONTEXTE DE CHANGEMENTS GLOBAUX

Composante 2 : Estimation de la valeur économique et sociale des biens et services rendus par les écosystèmes forestiers méditerranéens grâce à l'étude des multiples enjeux liés aux évolutions de l'environnement et leurs effets potentiels sur le développement socio-économique

Méthodes et outils d'évaluation socio-économique des biens et services rendus par les écosystèmes boisés méditerranéens

Préparé par EFIMED et CTFC pour le PLAN BLEU



Auteurs du rapport

Experts : Institut Forestier Européen

Robert Mavsar : robert.mavsar@efi.int

Fernando Herreros

Experts : Centre de Recherche Forestière de Catalogne (CTFC)

Elsa Varela : elsa.varela@ctfc.es

Fabrice Gouriveau : fabrice.gouriveau@ctfc.es

Coordinateur au sein du PLAN BLEU :

Marion DUCLERCQ. Écosystèmes forestiers, biodiversité

mduclercq@planbleu.org

Table des matières

Table des matières	2
Table des illustrations	4
Liste des encadrés	4
Liste des figures	4
Liste des tableaux	5
Liste des acronymes	6
1 Introduction	7
2 Méthodologie utilisée dans ce rapport	8
2.1 Revue de la littérature	8
2.2 Enquête	8
3 Biens et services fournis par les écosystèmes boisés méditerranéens	9
3.1 Caractéristiques et classification des biens et services fournis par les écosystèmes forestiers	9
3.1.1 Biens et services fournis par les écosystèmes forestiers	9
3.1.2 Classification des biens et services écosystémiques forestiers	9
3.2 Écosystèmes forestiers de la région méditerranéenne	11
3.2.1 Couverture forestière en région méditerranéenne	11
3.2.2 Rôle des forêts méditerranéennes dans l'économie	11
3.2.3 Biens et services écosystémiques fournis par les forêts méditerranéennes	12
3.2.4 Bénéficiaires des biens et services forestiers, et différences à travers le bassin méditerranéen	17
3.2.5 Facteurs de changement en forêts méditerranéennes, et leurs impacts sur les biens et services fournis par ces écosystèmes	18
4 Méthodes d'évaluation	26
4.1 Analyse multicritères	27
4.1.1 Étapes d'une analyse multicritères	27
4.1.2 Forces et faiblesses de l'analyse multicritères	30
4.1.3 Exemple d'application d'une AMC	30
4.2 Analyse coûts-bénéfices (ACB)	32
4.2.1 Étapes d'une analyse coûts-bénéfices	33
4.2.2 Forces et faiblesses de l'analyse coûts-bénéfices	38
4.2.3 Exemples d'application de l'analyse coûts-bénéfices	38
4.3 Analyse coûts-bénéfices ou analyse multicritères ?	41
5 Méthodes d'estimation	42
5.1 Introduction au concept de la valeur économique totale	42
5.2 Estimation économique : objectif, implications et limitations	44
5.2.1 Une définition de l'estimation économique	44
5.2.2 Objectifs de l'estimation économique	44
5.2.3 Hypothèses de base en estimation environnementale	44
5.2.4 Exigences et limitations de l'estimation environnementale	45
5.3 Méthodes d'estimation économique	46
5.3.1 Méthodes des préférences révélées	46
5.3.2 Méthodes des préférences déclarées	62
5.3.3 Méthode du transfert de bénéfices	71
5.4 Quelle méthode appliquer ?	78
6 Recommandations pour les sites pilotes	81
6.1 Introduction	81
6.2 Site pilote : Parc national de Chréa (Algérie)	81
6.2.1 Biens et services les plus importants	81
6.2.2 Changements attendus en matière de fourniture de biens et services	82
6.2.3 Recommandations relatives à l'estimation des changements en matière de fourniture de biens et services	82

6.3	Site pilote : Réserve de biosphère Jabal Moussa (Liban)	83
6.3.1	Biens et services les plus importants	83
6.3.2	Changements attendus en matière de fourniture de biens et services	83
6.3.3	Recommandations relatives à l'estimation des changements en matière de fourniture de biens et services	83
6.4	Site pilote : Forêt de la Maamora (Maroc)	84
6.4.1	Biens et services les plus importants	84
6.4.2	Changements attendus en matière de fourniture de biens et services	84
6.4.3	Recommandations relatives à l'estimation des changements en matière de fourniture de biens et services	85
6.5	Site pilote : Forêt de Düzlerçami (Turquie)	86
6.5.1	Biens et services les plus importants	86
6.5.2	Changements attendus en matière de fourniture de biens et services	86
6.5.3	Recommandations relatives à l'estimation des changements en matière de fourniture de biens et services	86
Glossaire		90
Références		94
Références des études de cas de méthodes d'estimation économique		98
Annexes		100
	Annexe 1: Recueil de bibliographie sur les évaluations économiques réalisées sur le site pilote ou au niveau national	100
	Annexe 2: Questionnaire sur les biens et services forestiers du site pilote et leur importance	102
	Annexe 3: Surface forestière des pays méditerranéens (FAO, 2010)	113

Table des illustrations

LISTE DES ENCADRES

Encadré 3.1 La forêt et le carbone.....	20
Encadré 4.1 Exemple de calcul d'un score total pour un mécanisme financier.....	30
Encadré 4.2 Taux d'actualisation social.....	35
Encadré 6.1 Coût social du carbone (CSC).....	88

LISTE DES FIGURES

Figure 3.1 Les cinq principales classes de services écosystémiques forestiers (adapté de MEA, 2005).....	10
Figure 3.2 Relations entre les écosystèmes et le bien-être de l'homme le long de la « chaîne de services » (adaptée de Haines-Young et Poschin, 2010).....	11
Figure 3.3 Différents types de PFNL récoltés dans les pays méditerranéens en 2010, avec leur quantité (en tonnes) et leur proportion par rapport aux récoltes totales (FAO, 2010).....	13
Figure 3.4 Superficie des forêts de chênes-lièges par pays, en 2008 (adaptée de APCOR, 2012).....	13
Figure 3.5 Pourcentage de la superficie forestière principalement désignée pour la protection des sols et des eaux dans les pays méditerranéens en 2010 (adaptée de FAO, 2010).....	15
Figure 3.6 Superficie forestière dédiée à la préservation de la biodiversité en région méditerranéenne, par pays, en 2010. Remarque : les pays ayant une superficie inférieure à 100 000 ha ne sont pas représentés (FAO, 2010)......	16
Figure 3.7 Interactions entre les facteurs de changement, les services écosystémiques et le bien-être de l'homme (adapté de MEA, 2005). Remarque : les flèches bleues indiquent des interactions possibles.....	19
Figure 3.8 Croissance de la population dans les pays méditerranéens, 1950-2100 (source : Nations Unies, Département des affaires économiques et sociales, Division de la population, 2011).....	23
Figure 3.9 Tendances démographiques dans les pays méditerranéens, 1950-2050 (source : Nations Unies, Département des affaires économiques et sociales, Division de la population, 2011).....	23
Figure 4.1 Classement des alternatives.....	31
Figure 4.2 Différentes approches de l'analyse coûts-bénéfices.....	32
Figure 4.3 Valeur actuelle de 10 000 € reçus à différentes années avec différents taux d'actualisation r.....	36
Figure 5.1 Courbe de l'utilité marginale pour les revenus.....	45
Figure 5.2 Défis rencontrés lors du passage de valeurs d'usage à des valeurs de non usage en estimation environnementale.....	46
Figure 5.3 Représentation graphique de la courbe de demande, de la valeur économique, du prix de marché et du surplus du consommateur.....	47
Figure 5.4 Courbe de demande et surplus du consommateur avant et après le changement en matière de fourniture d'un bien ou d'un service.....	48
Figure 5.5 Courbe d'offre et surplus du producteur avant et après le changement en matière de fourniture de bien ou service.....	49
Figure 5.6 Effet de la distance par rapport aux aménités sur le prix des logements (Tyrväinen 1997).....	56
Figure 5.7 Exemple de question sous-jacente à l'estimation dans un questionnaire de MECH.....	64
Figure 6.1 Niveau optimal de pollution.....	88

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1 Produits forestiers ligneux et non ligneux les plus importants dans les pays partenaires du projet, avec leurs quantité et valeur estimées (Source : Merlo et Croitoru, 2005)	14
Tableau 3.2 Exemples de ravageurs, maladies et espèces ligneuses envahissantes affectant les pays partenaires du projet	22
Tableau 3.3 Superficie moyenne de forêt affectée annuellement par des insectes, des maladies, d'autres agents biotiques et des perturbations abiotiques dans les pays méditerranéens (2005).....	22
Tableau 4.1 Matrice alternatives-critères utilisée pour comparer les différentes méthodes de reboisement	31
Tableau 4.2 Taux d'actualisation internationaux réels pour l'analyse coûts-bénéfices.....	35
Tableau 4.3 Taux d'actualisation à long terme décroissants	36
Tableau 4.4 Scénarios de boisement	39
Tableau 4.5 Valeurs marginales des bénéfices de boisement.....	39
Tableau 4.6 Analyse coûts-bénéfices de l'alternative 3.....	40
Tableau 4.7 Indicateurs coûts-bénéfices pour les alternatives de boisement	41
Tableau 5.1 VET et plusieurs exemples pour des écosystèmes forestiers.....	43
Tableau 5.2 Méthodes d'estimation présentées dans ce rapport	46
Tableau 5.3 Valeur économique estimée pour la production fourragère du Parc National de Tazekka.....	53
Tableau 5.4 Formes fonctionnelles les plus courantes pour l'estimation des prix hédonistes.....	54
Tableau 5.5 Principaux attributs des habitations et leurs effets attendus sur le prix des logements	56
Tableau 5.6 Variables utilisées dans le modèle des coûts de transport.....	61
Tableau 5.7 Estimation économétrique du modèle de Poisson.....	62
Tableau 5.8 Exemple de résultats d'un MLM pour l'exemple d'ensemble de choix évoqué plus haut	69
Tableau 5.9 Résultats du modèle à classes latentes.....	71
Tableau 5.10 Résultats du CAP pour chaque attribut.....	71
Tableau 5.11 Quatre catégories de similitudes entre un site d'étude et un site pilote, accompagnées de l'estimation de l'erreur de transfert au moment du transfert de la valeur unitaire	77
Tableau 5.12 Méthodes d'estimation pour différents biens et services forestiers	79
Tableau 5.13 Vue d'ensemble des méthodes d'estimation utilisées pour différents biens et services forestier	80
Tableau 6.1 Méthodes d'estimation recommandées pour le site pilote du Parc national de Chréa (Algérie)	82
Tableau 6.2 Méthodes d'estimation recommandées pour le site pilote de la Réserve de biosphère de Jabal Moussa (Liban)	84
Tableau 6.3 Méthodes d'estimation recommandées pour le site pilote de la forêt de Maamora (Maroc).....	85
Tableau 6.4 Méthodes d'estimation recommandées pour le site pilote de la forêt de Düzlerçami (Turquie).....	87

Liste des acronymes

ACB	Analyse coûts-bénéfices
ACE	Analyse coût-efficacité
ACV	Analyse du cycle de vie
AMC	Analyse multicritères
CAP	Consentement à payer
CAR	Consentement à recevoir
CD	Choix discret
C&I	Critère et Indicateur
CSC	Coût social du carbone
EM	Évaluation des écosystèmes pour le millénaire
GFD	Gestion forestière durable
GT	Groupe de travail
MCT	Méthode des coûts de transport
MEC	Méthode d'évaluation contingente
MECH	Méthode d'expérimentation des choix
MLM	Modèle logit multinomial
MMC	Méthode de modélisation des choix
MPD	Méthodes des préférences déclarées
MPH	Méthode des prix hédonistes
MPR	Méthodes des préférences révélées
MTB	Méthode du transfert de bénéfices
PFL	Produits forestiers ligneux
PFNL	Produits forestiers non ligneux
PIB	Produit intérieur brut
RCB	Rapport coût-bénéfice
TPTS	Taux de préférence temporelle sociale
TRI	Taux de rentabilité interne
UFL	Unité fourragère laitière
VAN	Valeur actualisée nette
VET	Valeur économique totale

1 Introduction

Bien que les écosystèmes boisés ne représentent que 9 % de la superficie terrestre de la région méditerranéenne (85 millions d'ha), ils contribuent de manière importante à la lutte contre la pauvreté, au développement socio-économique, à la sécurité alimentaire et à la préservation d'un environnement sain. Pourtant, ils subissent des pressions anthropiques croissantes causées par l'urbanisation, les changements d'usage des terres, le prélèvement de bois de feu et le pâturage. S'ajoutent les impacts du changement climatique qui se traduisent par un risque accru d'incendies et d'attaques parasitaires, mais aussi par l'accélération des problèmes d'érosion des sols et de désertification.

Les pays méditerranéens ont élaboré des politiques qui devraient aider à relever ces défis et à assurer la fourniture durable de biens et de services. Cependant, la mise en œuvre de ces politiques par l'intermédiaire de stratégies et de mesures adaptées de gestion des espaces boisés est souvent freinée par le manque de connaissances spécifiques.

Dans ce contexte, la finalité du projet « Optimiser la production de biens et de services par les écosystèmes boisés méditerranéens dans un contexte de changements globaux » est d'inciter les acteurs à mieux gérer et/ou restaurer les espaces boisés méditerranéens, en vue d'une fourniture durable de biens et de services environnementaux.

Pour ce faire, plusieurs éléments doivent être abordés qui devront répondre à ces objectifs spécifiques :

- Composante 1 : Production de données et élaboration d'outils d'aide à la décision et à la gestion en matière de vulnérabilité des écosystèmes boisés méditerranéens aux effets du changement climatique et en matière de capacité d'adaptation ;
- **Composante 2 : Estimation de la valeur économique et sociale des biens et services rendus par les écosystèmes forestiers méditerranéens grâce à l'étude des multiples enjeux liés aux évolutions de l'environnement et leurs effets potentiels sur le développement socio-économique ;**
- Composante 3 : Développement de modes de gouvernance participative et territoriale des écosystèmes forestiers méditerranéens ;
- Composante 4 : Optimisation et valorisation du rôle d'atténuation des forêts méditerranéennes (puits de carbone) ;
- Composante 5 : Contribution aux activités de coordination et de communication au sein du PCFM et promotion des résultats du projet et de la spécificité des forêts méditerranéennes sur la scène internationale.

La composante 2 de ce projet vise à estimer la valeur économique et sociale des biens et services rendus par les écosystèmes forestiers méditerranéens, dans le but de fournir une aide pour les processus de prise de décision et de renforcer les actions d'appui à la gestion durable de ces écosystèmes.

Pour atteindre cet objectif, la composante 2 du projet se décline en quatre activités successives :

- **Activité 1 : État des lieux des travaux réalisés sur le sujet (en et hors Méditerranée), reposant sur un travail bibliographique et des contacts auprès d'experts ;**
- Activité 2 : Estimation de la valeur économique et sociale des biens et services sur quatre sites pilotes ;
- Activité 3 : Ateliers d'échanges entre les pays, institutions et acteurs méditerranéens et capitalisation des résultats dans un rapport de synthèse pour donner un éclairage régional à la problématique et généraliser l'approche à l'ensemble de la région.

Ce rapport synthétise les résultats de la première activité. Il est divisé en six chapitres. Le chapitre 2 décrit l'approche méthodologique de l'étude et les chapitres 3 à 6 présentent les principaux résultats de l'étude.

Le chapitre 3 est dédié à l'identification, la caractérisation et la classification des biens et services forestiers. Il identifie également, et décrit brièvement, le rôle des biens et services écosystémiques de la région méditerranéenne et les principaux facteurs de changement. Le chapitre 4 est dédié à la description des caractéristiques et à l'application de deux méthodes d'aide à la prise de décision (analyse coûts-bénéfices et analyse multicritères) pouvant être appliquées à l'évaluation d'alternatives de gestion forestière. Le chapitre 5 explique les bases de l'estimation économique et ses applications aux biens et services forestiers. Il décrit également les caractéristiques et les procédures d'application des méthodes d'estimation les plus courantes, et donne des exemples de leur application en région méditerranéenne.

Enfin, le chapitre 6 fournit des recommandations relatives aux approches méthodologiques pour l'estimation des biens et services forestiers devant être utilisées sur les sites pilotes sélectionnés.

2 Méthodologie utilisée dans ce rapport

Afin d'atteindre l'objectif général de l'étude (*recueillir un résumé d'informations relatives à l'évaluation économique des biens et services forestiers en région méditerranéenne*), une revue de la littérature et des enquêtes auprès d'experts ont été réalisées.

2.1 REVUE DE LA LITTÉRATURE

Une revue de la littérature et des recherches sur Internet ont été réalisées pour tous les aspects des biens et services forestiers étudiés : classification, caractérisation, importance, tendances et facteurs de développement, évaluation et estimation, en se concentrant sur la région et les forêts méditerranéennes.

Concernant la classification et la caractérisation des biens et services forestiers non marchands, plusieurs études sur la terminologie, la classification et la taxonomie des biens et services forestiers, ainsi que sur les groupes d'utilisateurs, ont été examinées (ex : MEA, 2005 ; De Groot, 2002).

Le rapport sur l'État des forêts méditerranéennes (FAO, 2013) a constitué la principale source d'informations relatives à l'importance des biens et services forestiers en région méditerranéenne, et d'autres sources ont également été examinées pour offrir une meilleure image de la situation (ex : Merlo et Croitoru, 2005 ; Croitoru et Liagre 2013).

Concernant les méthodes d'évaluation et d'estimation économique des biens et services forestiers, la revue bibliographique se concentre sur l'aspect méthodologique de l'estimation économique et sur un certain nombre d'études d'estimation pour les biens et services forestiers non marchands les plus importants en Méditerranée. Cette bibliographie a été complétée par des rapports et des publications (ex : Daly *et al.*, 2012 ; Pak *et al.*, 2010 ; Jorio, 2011) soumis en réponse aux enquêtes (voir la section 2.2) par les pays partenaires du projet.

2.2 ENQUETE

Deux enquêtes ont été menées dans les pays impliqués dans la composante 2 de ce projet : l'Algérie, le Liban, le Maroc et la Turquie. L'objectif était de recueillir des informations sur les études d'estimation précédentes menées sur le site pilote et ses environs, et sur l'importance des biens et services forestiers au niveau des sites pilotes. Ces informations ont été utilisées pour établir des recommandations sur les méthodologies qui pourraient être appliquées pour estimer les biens et services forestiers au niveau des sites pilotes sélectionnés.

La première enquête (questionnaire en annexe 1) a été lancée début mars 2013. Il a été demandé aux experts thématiques des pays partenaires de fournir des informations relatives aux études d'évaluation économique existantes sur les biens et services forestiers, menées sur le site pilote sélectionné ou ses environs. Il a également été demandé aux personnes interrogées de fournir le document original ou une courte description des principales caractéristiques des études (ex : les biens et services estimés, la méthode utilisée, les données et les procédures de collecte des données, le scénario d'estimation et un court résumé des principaux résultats).

La deuxième enquête (questionnaire en annexe 2) a été lancée fin mars et était composée de trois parties :

- A. Importance des biens et services forestiers fournis par le site pilote.
- B. Facteurs de changements du site pilote et leurs impacts sur la provision de biens et services forestiers.
- C. Disponibilité des données.

La première partie (partie A) du questionnaire avait pour objectif de recueillir des informations sur l'importance des différents types de biens et services forestiers au niveau des sites pilotes sélectionnés, la superficie sur laquelle ils sont fournis, qui en sont les principaux bénéficiaires, et les tendances de la demande.

La deuxième partie (partie B) du questionnaire avait pour objectif de fournir des informations sur les facteurs de changement les plus importants attendus sur le site pilote du pays (déjà existants ou prévus), et sur la manière dont ces facteurs pourraient affecter la fourniture des biens et services forestiers importants. Il a été demandé aux personnes interrogées d'indiquer les principaux facteurs affectant la fourniture de biens et services, les principaux biens et services affectés, et si l'impact sur leur fourniture augmentait ou réduisait leur disponibilité.

Au final, les méthodologies d'évaluation devant être appliquées sur les sites pilotes sélectionnés dépendront également fortement de la disponibilité des données. C'est pourquoi dans la dernière partie (partie C) du questionnaire, des informations sur les données disponibles et les sources de données ont été collectées (ex : des indicateurs pour la quantification et l'estimation économique des principaux biens et services).

3 Biens et services fournis par les écosystèmes boisés méditerranéens

L'objectif global de ce chapitre est de fournir une vue d'ensemble des biens et services écosystémiques fournis par les forêts méditerranéennes qui soutienne et justifie l'application de méthodes d'estimation économique pour évaluer leur pertinence. Les objectifs spécifiques de ce chapitre sont les suivants : 1) définir le cadre des services écosystémiques et l'appliquer aux forêts méditerranéennes, en se concentrant sur la multiplicité et la typologie des biens et services fournis par ces forêts ; 2) souligner le rôle vital que ces biens et services jouent dans l'économie méditerranéenne, et la manière dont ce rôle est fréquemment sous-estimé ; 3) présenter les principaux facteurs de changements de l'écosystème et leurs impacts (positifs et négatifs) sur la fourniture des biens et services forestiers, ainsi que les défis et les opportunités associés à ces changements.

3.1 CARACTERISTIQUES ET CLASSIFICATION DES BIENS ET SERVICES FOURNIS PAR LES ECOSYSTEMES FORESTIERS

3.1.1 Biens et services fournis par les écosystèmes forestiers

Les forêts fournissent une large gamme de biens et services à la société. Les produits forestiers ligneux (PFL) (ex : le bois d'œuvre et le bois de feu) sont souvent les premiers qui nous viennent à l'esprit. Cependant, elles fournissent également à l'homme un grand nombre d'autres bénéfices. Certains d'entre eux sont *tangibles*, par exemple les produits forestiers non ligneux (PFNL) comme le liège, les champignons, le gibier, les plantes aromatiques et médicinales, etc., tandis que d'autres sont *intangibles* : la régulation des cycles de l'eau et des nutriments, la protection des bassins versants et des sols, la séquestration du carbone et l'atténuation du changement climatique, la protection et la préservation de la biodiversité, faisant partie de notre héritage culturel et historique, et les espaces de loisirs et de détente extérieurs (Stenger *et al.*, 2009).

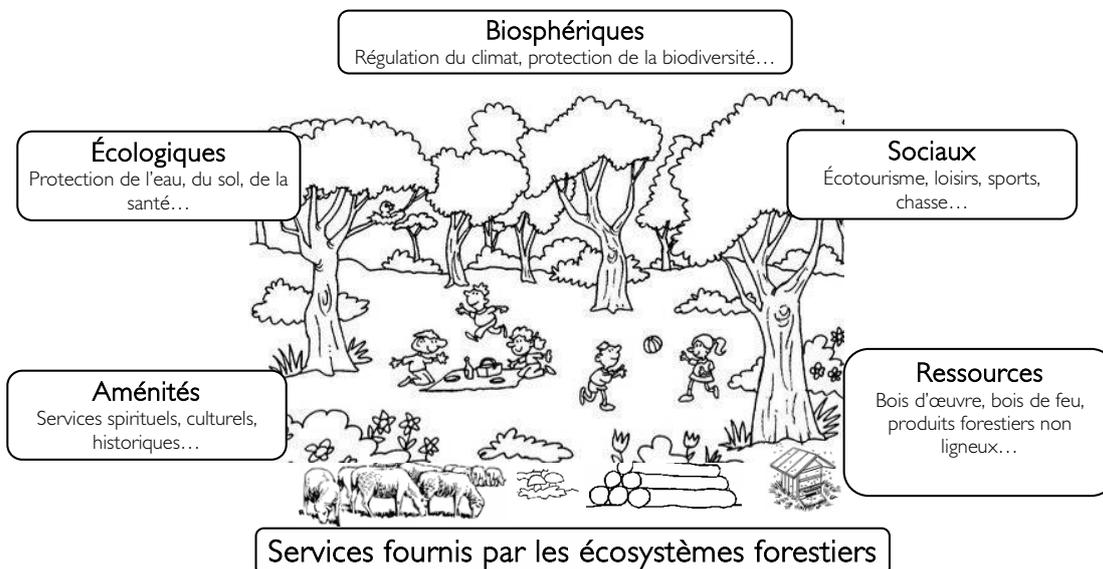
Dans ce rapport, les termes « biens et services écosystémiques » sont considérés comme les productions des écosystèmes qui profitent directement ou indirectement à l'homme, et qui contribuent à son bien-être (MEA, 2005)

Les multiples manières dont les forêts contribuent au bien-être de l'homme peuvent être décrites selon le paradigme des services écosystémiques. Les « fonctions forestières » ne deviennent des services que dans la mesure où l'homme les reconnaît dans ses systèmes sociaux de génération de valeur (Nasi *et al.*, 2002). Ainsi, le nouvel aspect du paradigme des services écosystémiques est qu'il encourage les gens à examiner d'une nouvelle manière les liens entre les écosystèmes et le bien-être de l'homme. Il souligne le rôle que des écosystèmes sains jouent dans la fourniture durable de bien-être humain, de développement économique et de lutte contre la pauvreté (Turner et Daily, 2008).

3.1.2 Classification des biens et services écosystémiques forestiers

Des efforts ont été déployés pour élaborer des cadres conceptuels visant à décrire et classer de manière plus rigoureuse et systématique les services écosystémiques. Chacun de ces cadres possède ses propres forces et limitations, mais aucun n'est accepté de façon universelle (Costanza *et al.*, 1997 ; De Groot *et al.*, 2002 ; MEA, 2005 ; Merlo et Croitoru, 2005 ; Mantau *et al.*, 2007). Parmi les nombreux systèmes de classification, le système proposé dans l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (EEM) (2005) est le plus couramment utilisé. L'EEM (MEA, 2005) propose un système de classification spécifique pour les services fournis par les écosystèmes forestiers qui identifie cinq catégories principales liées (figure 3.1).

Figure 3.1 Les cinq principales classes de services écosystémiques forestiers (adapté de MEA, 2005)



La catégorie « Ressources » fait référence à tous les biens pouvant être fournis par les forêts (ligneux et non ligneux) ; les services « Écologiques » sont les services liés à la protection de l'eau, du sol et de la santé ; les services « Biosphériques » sont principalement des services de régulation du climat et de protection de la biodiversité ; les services « Sociaux » et les « Aménités » englobent différents types d'activités de loisirs et reflètent l'importance culturelle des forêts.

Bien que les multiples services fournis par les écosystèmes forestiers puissent être classés en différentes catégories afin de faciliter leur analyse, leur estimation, ou à des fins de communication, ils sont intrinsèquement interdépendants et interactifs, en tant que composantes d'un système naturel global, et ils interagissent de différentes manières : synergique, neutre/tolérante, conflictuelle, exclusive, etc. (Elmqvist *et al.*, 2011).

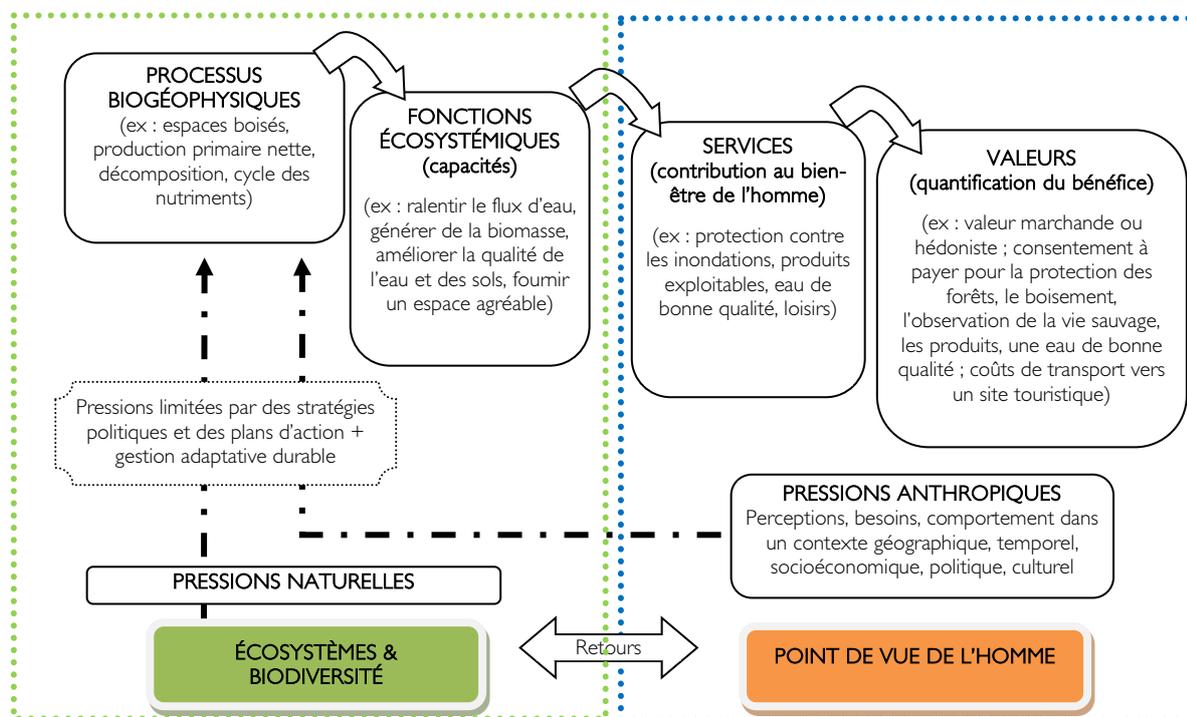
De plus, dans la plupart des cas, différents services écosystémiques sont fournis simultanément, et le bénéfice global d'un tel « groupement » de services est bien plus important que la simple somme des valeurs de chaque service pris individuellement. En outre, les activités de gestion forestière (ex : la récolte de bois d'œuvre, les loisirs, la préservation de la biodiversité, etc.) peuvent produire un grand nombre d'effets en termes de fourniture de ces services écosystémiques. À titre d'exemple, l'éclaircie peut réduire l'interception d'eau et augmenter le ruissellement superficiel et l'infiltration d'eau, et dans le même temps stimuler la croissance des arbres et l'apparition de nouvelles espèces (diversité accrue).

De récents débats ont permis de souligner l'importance de différencier les services écosystémiques, les bénéfices, les fonctions, les processus écologiques et le bien-être de l'homme, qui sont étroitement liés. Bien que les frontières qui les séparent ne soient pas toujours clairement définies, leur identification permet de souligner les mécanismes qui sous-tendent les liens entre le capital naturel et le bien-être de l'homme. De plus, le fait de distinguer les produits intermédiaires des produits finaux le long de la « chaîne de services » pourrait également contribuer à l'obtention d'une estimation plus fiable et réaliste des services écosystémiques, permettant d'éviter les doublons (Boyd et Banzhaf, 2007 ; Fisher *et al.*, 2009).

La figure 3.2 illustre ces relations, où :

- Les *processus biogéophysiques* font référence aux interactions complexes entre les éléments biotiques (organismes vivants) et abiotiques (chimiques et physiques) des écosystèmes, et aux flux de matières et d'énergie qui les influencent.
- Les *fonctions écosystémiques* font référence à la capacité des processus, des structures et des composantes écologiques naturels à fournir des biens et services pouvant potentiellement satisfaire les besoins de l'homme, que ce soit directement ou indirectement (Costanza, 1997 ; De Groot *et al.*, 2002).
- Les *services* sont des résultats de ces fonctions qui bénéficient, directement ou indirectement, à l'homme (que nous considérons comme « utiles ») et qui contribuent à son bien-être dans un contexte donné (socioéconomique, géographique, culturel, etc.).
- Une *valeur* est une quantification/mesure directe ou indirecte (économique, sentimentale, etc.) du bénéfice tiré d'un service donné.

Figure 3.2 Relations entre les écosystèmes et le bien-être de l'homme le long de la « chaîne de services » (adaptée de Haines-Young et Poschin, 2010)



3.2 ÉCOSYSTEMES FORESTIERS DE LA REGION MEDITERRANEENNE

3.2.1 Couverture forestière en région méditerranéenne

En 2010, il a été estimé que les forêts des pays méditerranéens couvraient plus de 85 millions d'ha, ce qui représente environ 9 % de la superficie terrestre de la région (FAO, 2010) (annexe 3). La superficie forestière a augmenté de presque 12 millions d'ha entre 1990 et 2010, c'est-à-dire d'environ 0,7 % par an. Néanmoins, la couverture forestière varie grandement entre les pays : elle est plus importante dans les pays du nord et de l'ouest de la Méditerranée (PNOM) que dans les pays du sud et de l'est (PSEM).

3.2.2 Rôle des forêts méditerranéennes dans l'économie

Un des aspects clés, et largement admis, des forêts méditerranéennes, est leur multifonctionnalité. Cependant, de nombreux biens et services qu'elles fournissent ne sont pas échangés sur les marchés traditionnels et n'apparaissent donc pas dans les statistiques officielles ou les comptes nationaux. Cela signifie que les activités et produits liés aux forêts ne représentent qu'une petite part du produit intérieur brut (PIB) national. Dans la plupart des pays méditerranéens, cette part est nettement inférieure à 1 % (ex : 0,93 % au Liban, 0,50 % en Turquie, 0,40 % au Maroc, 0,06 % en Tunisie, 0,02 % en Algérie) et dans quelques pays seulement, cette part est supérieure à 1 % (1,5 % en France par exemple) (Merlo et Croitoru, 2005). De même, les estimations qui indiquent que les forêts des pays du Moyen-Orient et d'Afrique du Nord (MENA) ne contribuent qu'à hauteur de moins de 1 % à la population active des pays (FAO, 2011) ne reflètent que les emplois officiels et ne prennent pas en compte les travailleurs informels et les plus démunis qui dépendent des forêts pour subsister (Croitoru et Liagre, 2013).

Comme Vincent (1999) le montre, la valeur ajoutée, telle qu'elle est définie de manière conventionnelle à la fois dans l'industrie et l'agriculture, est fréquemment exagérée d'un point de vue social, dans la mesure où une partie du résultat brut d'exploitation de chaque secteur peut être attribuée aux biens et services fournis par les forêts. Par exemple, les forêts fournissent des produits intermédiaires à d'autres secteurs, tels que les pâturages ou le tourisme, mais la valeur de ces produits n'est pas reconnue (Lange, 2004). Ainsi, non seulement les bénéfices totaux de l'exploitation forestière durable sont sous-estimés, mais les autres secteurs économiques ne sont pas conscients de leur dépendance à des forêts saines (Lange, 2004). C'est pourquoi les forêts et le secteur forestier sont couramment catégorisés comme éléments marginaux de l'économie dans un grand nombre de pays, lorsqu'ils sont évalués dans le cadre du PIB. Et ceci est particulièrement problématique en région méditerranéenne, qui possède un potentiel de production de bois d'œuvre très limité.

Cela signifie également que ces biens et services, qui ont une valeur marchande bien établie comme le bois d'œuvre, pèsent davantage dans les décisions, en raison de la fréquente sous-estimation des biens et services non marchands. Cependant, différentes études montrent que le bois d'œuvre ne représente qu'un tiers de la valeur économique totale des forêts dans les pays méditerranéens (Merlo et Croitoru, 2005 ; Pak *et al.*, 2010 ; Daly-Hassen *et al.*, 2012) alors que les PFNL en représentent plus de 40 % (Croitoru, 2007).

3.2.3 Biens et services écosystémiques fournis par les forêts méditerranéennes

Cette section fournit un aperçu des biens et services fournis par les écosystèmes forestiers méditerranéens selon la classification de l'EEM (MEA, 2005) présentée en section 3.1.2.

3.2.3.1 Ressources : produits forestiers ligneux et non ligneux

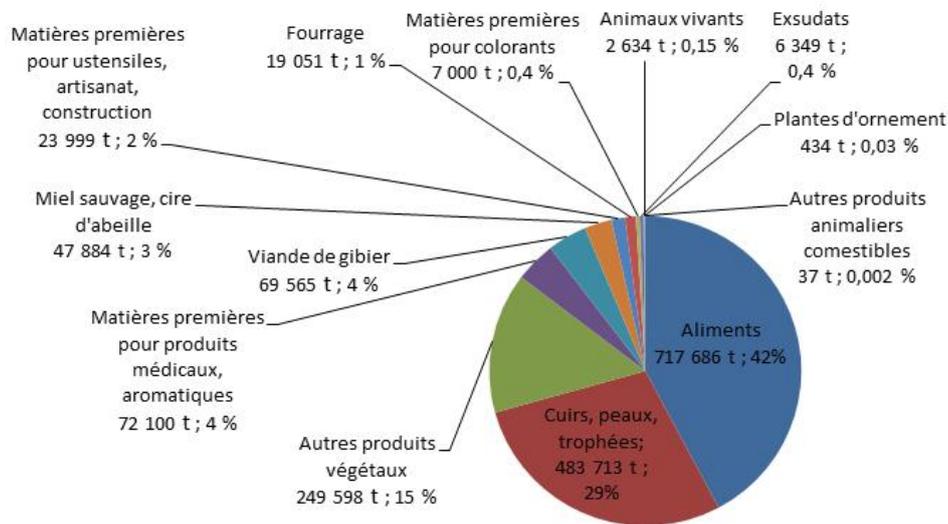
Les forêts méditerranéennes fournissent une large gamme de produits tangibles, comprenant des produits ligneux (bois d'œuvre, bois de feu) et non ligneux (nourriture, matières premières, etc.).

Le bois industriel sert à la production d'un grand nombre de produits, comme le bois rond industriel, le bois scié, les panneaux de bois, la pâte et le papier, les panneaux de particules, les panneaux de fibres et le contreplaqué, les éléments en bois composite, le bois de sciage résineux, les revêtements de sol, les palettes, le bois de placage, etc. Le bois de feu, par exemple les brindilles, les branches et les troncs, mais également les résidus ou le bois recyclé, sont utilisés pour la production d'énergie, c'est-à-dire le chauffage, la cuisine, la production de charbon ou d'alcool (le méthanol par exemple). Pour illustrer le potentiel de production de bois, en 2010, l'accroissement total des stocks dans les forêts des pays méditerranéens a été estimé à environ 9 623 millions de m³ (41 % provenant de conifères et 58 % provenant d'espèces feuillues) (FAO, 2013). Les PNOM tirent des revenus importants de la production de bois d'œuvre, alors que dans les PSEM, le bois de feu est principalement utilisé par les populations rurales locales.

Les PFNL sont très variés, et sont utilisés pour la consommation humaine et animale, en chimie verte, dans l'industrie, que ce soit sous leur forme brute ou transformée. Nombre d'entre eux sont commercialisés (sur les marchés officiels ou informels) ou pourraient l'être. Ce groupe comprend des produits alimentaires (gibier, fruits, légumes, noix, graines, tiges, fleurs, racines, champignons, miel, gelée royale, boissons, résines, gommes, sirops, agents aromatisants et colorants, herbes/thés, épices, agents sucrants, glands, alfa, etc.), des produits de santé et d'hygiène (plantes médicinales et aromatiques, huiles essentielles, colorants, sève, etc.), des matériaux de construction, d'isolation et de confection (résines, tanins, écorce, fibres, feuilles, lianes, colorants, etc.) ainsi que des matériaux de jardinage et d'ornement (plantes, arbustes, fleurs sauvages, matériaux de compostage, etc.).

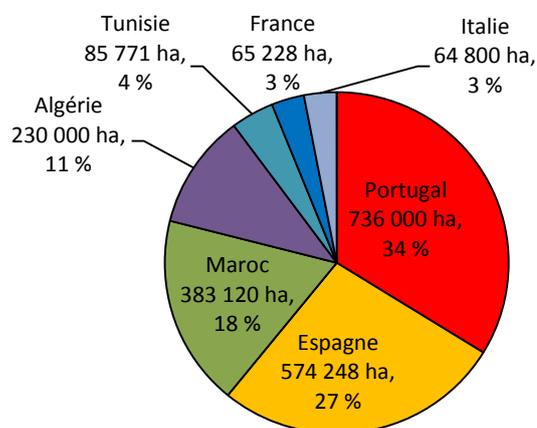
Dans la région méditerranéenne, de nombreux types de PFNL sont exploités (figure 3.3), générant des revenus et des emplois ruraux, et encourageant une gestion forestière durable. Cependant, pour déployer ce potentiel, d'importantes améliorations dans l'organisation et la régulation de la récolte et de l'utilisation des PFNL sont nécessaires. Actuellement, dans la plupart des pays, l'accès aux PFNL est gratuit et mal surveillé. Par exemple, une partie importante des PFNL collectés est utilisée pour la consommation propre des populations locales, ou est commercialisée sur les marchés gris, ce qui est particulièrement le cas dans les PSEM.

Figure 3.3 Différents types de PFNL récoltés dans les pays méditerranéens en 2010, avec leur quantité (en tonnes) et leur proportion par rapport aux récoltes totales (FAO, 2010)



Pour souligner l'importance des PFNL, les exemples suivants peuvent être mentionnés. Les pays méditerranéens (Portugal, Espagne, Maroc, Algérie, Tunisie, France et Italie) sont les principaux producteurs mondiaux de liège. Dans ces pays, le liège et les activités liées au liège représentent une source de revenus et d'emploi importante. Les forêts de chênes-lièges couvraient environ 2,1 millions d'ha en 2008 (figure 3.4), mais leur superficie tend à diminuer légèrement en raison de l'abandon des forêts, de la déforestation, du surpâturage et de la réduction de la demande de produits en liège.

Figure 3.4 Superficie des forêts de chênes-lièges par pays, en 2008 (adaptée de APCOR, 2012)



Parmi les autres PFNL, les champignons et les truffes sont particulièrement prisés, et sont récoltés pour un usage personnel ou commercial. Cependant, une grande partie est échangée sur les marchés informels, ce qui entraîne une sous-quantification de leur valeur réelle. Les pignons et les cônes de pin pignon (*Pinus pinea*) sont d'autres PFNL importants dans la gastronomie et d'un point de vue économique ; ils sont récoltés en France, en Italie, au Liban, au Portugal, en Espagne, en Tunisie et en Turquie. Les forêts de pins pignons couvrent actuellement plus de 0,75 millions d'ha de la région méditerranéenne.

En Italie, en Grèce et en Espagne, les châtaignes sont récoltées pour la consommation humaine. Les fruits de l'arganier (*Argania spinosa*) sont récoltés au Maroc et en Algérie pour fabriquer des produits de soin, générant de l'activité et des revenus (voir le nouveau réseau de recherche sur l'argan et les arganiers en cours de création au Maroc). La steppe à alfa (*Stipa tenacissima*) occupe un rôle important en Algérie, mais sa superficie a considérablement diminué et elle est victime d'une dégradation rapide, en raison de sa surexploitation pour la production de pâte à papier, et par le secteur artisanal traditionnel pour la vannerie et le tissage (Kadi-Hanifi, 1998).

Le tableau 3.1, tiré et adapté de Merlo et Croitoru (2005), présente quelques produits forestiers ligneux et non ligneux ayant le plus de valeur pour les pays méditerranéens impliqués dans le projet FFEM « Optimiser la production de biens et de services par les écosystèmes boisés méditerranéens dans un contexte de changements globaux ». Les quantités estimées et les valeurs économiques proposées sont des valeurs d'usage direct de consommation issues d'études et de données provenant des secteurs forestiers et agricoles, et obtenues à partir de multiples sources (services des forêts, statistiques nationales, enquêtes, etc.) datant des années 1999 à 2001. Elles sont basées sur plusieurs méthodes d'estimation utilisant des données de production et de consommation, les prix de marché, les frais, les prix de marché des biens similaires, les coûts d'opportunité du travail, les biens de substitution, etc. C'est une illustration intéressante de ce qui peut être obtenu en utilisant des méthodes d'estimation économique.

Tableau 3.1 Produits forestiers ligneux et non ligneux les plus importants dans les pays partenaires du projet, avec leurs quantité et valeur estimées (Source : Merlo et Croitoru, 2005)

	Algérie	Liban	Maroc	Tunisie	Turquie
Produits forestiers ligneux et non ligneux	Pâturages (1 530 millions UF) – 206 550 000 €	Pignons de pin (2 592 t) – 52 488 000 €	Pâturages (1 500 millions UF) – 255 000 000 €	Pâturages (481 millions UF) – 69 759 000 €	Bois d'œuvre (10,3 millions m ³) – 421 979 000 €
	Liège (vierge uniquement) (12 000 t) – 5 397 000 €	Plantes médicinales et aromatiques (aucune quantité disponible) – 16 650 000 €	Bois d'œuvre (extrait de manière durable) (615 000 m ³) – 47 724 000 €	Liège (11 618 t) – 9 018 000 €	Pâturages (2,3 millions t) – 218 250 000 €
	Bois d'œuvre (123 747 m ³) – 671 400 €	Miel et cire (1 028 t) – 12 150 000 €	Bois de feu (3 millions m ³) – 43 650 000 €	Glands de chênes-lièges (34 millions UF) – 4 945 000 €	Bois de feu récolté illégalement (10 millions m ³) – 38 800 000 €
	Miel (1 600 t) – 516 200 €	Chasse (600 000 chasseurs) – 12 000 000 €	Miel (4 000 t) – 19 400 000 €	Pignons de pin (<i>Pinus halepensis</i>) (44 500 t) – 3 798 000 €	Bois de feu récolté légalement (13,6 millions m ³) – 14 341 000 €
	Bois de feu (77 743 millions m ³) – 252 800 €	Bois de feu (82 300 m ³) – 1 890 000 €	Chasse (30 000 chasseurs) – 8 924 000 €	Bois d'œuvre (146 700 m ³) – 2 009 000 €	Pêche sportive (aucune quantité disponible) – 19 544 000 €
	Alfa (<i>Stipa</i> sp.) (10 000 t) – 81 900 €	Charbon (11 400 Mt) – 1 890 000 €	Liège (tout type) (151 000 m ³) – 6 817 000 €	Bois de feu pour la vente (75 700 m ³) – 493 000 €	Chasse (350 000 chasseurs) – 15 326 000 €
		Pâturages (9,6 millions UF) – 960 000 €	Champignons (1 000 t) – 6 111 000 €	Chasse (13 200 chasseurs) – 1 942 000 €	Thym, origan (6 038 t) – 12 840 000 €
		Caroubes (2 000 t) – 587 000 €	Ciste (50 t) – 2 425 000 €	Miel (200 t) – 1 706 000 €	Champignons (11,4 t) – 11 138 000 €
			Glands (500 t) – 485 000 €	Romarin (20 400 t) – 683 000 €	Feuilles de laurier (4 221 t) – 8 975 000 €
			Écorce à tanin (3 550 t) – 206 000 €	Escargots (113 t) – 431 000 €	Plantes médicinales et aromatiques (aucune quantité disponible) – 8 383 000 €
			<i>Artemisia herba-alba</i> (1 500 t) – 131 000 €	Câpres (151 t) – 386 000 €	Pignons de pin (541 t) – 6 957 000 €
			Myrte (300 t) – 97 000 €	Pignons de pin (<i>Pinus pignon</i>) (1 500 t) – 128 000 €	Résine (391 t) – 1 841 000 €
			Alfa (<i>sparte</i>) (50 000 t) – 49 000 €	Myrte (1 900 t) – 83 000 €	Perce-neige (180 t) – 1 054 000 €
			Caroubes (1 150 t) – 47 000 €	Champignons (16 t) – 20 000 €	Châtaignes (262 t) – 254 000 €
			Romarin officinal (<i>Rosmarinus officinalis</i>) (23 t) – 12 000 €	Caroubes (63 t) – 10 000 €	Styrax (5,9 t) – 54 000 €
					Branches et brindilles (3 711 t) – 21 000 €
				Caroubes (12 t) – 6 000 €	
				Truffes (395 t) – 500 €	

* Remarque : la chasse et la pêche sportive (en partie basées sur la récolte de produits tangibles) sont incluses lorsque les données sont disponibles, mais ne sont estimées que par le nombre de chasseurs/pêcheurs, et non par la valeur réelle du gibier ou des poissons ; les valeurs monétaires estimées (en €) sont ajustées aux prix de 2001.

3.2.3.2 Services écologiques : eaux, sols, santé et sécurité

Les forêts méditerranéennes fournissent une large gamme de services écologiques liés à la protection et à l'entretien des eaux, des sols et de la santé. Les forêts régulent les flux hydrologiques et la qualité de l'eau, interceptent et stockent les eaux pluviales et l'humidité, et fournissent de l'eau (drainage de surface et infiltration vers les eaux souterraines), régulent le débit des rivières, ralentissent l'érosion due à l'eau et au vent et ainsi réduisent les pertes de sols et la sédimentation (FAO, 2003 ; Farley *et al.*, 2005 ; Albergel *et al.*, 2011).

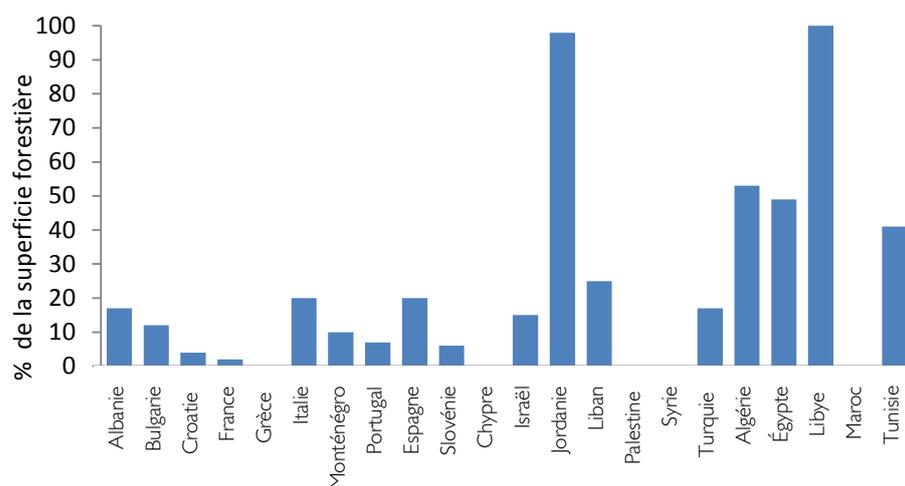
Comme Croitoru et Liagre (2013) le précisent, dans un environnement aussi fragile que la Méditerranée, le rôle des forêts dans la protection des ressources en eau, la régulation des flux d'eau et la préservation des sols est particulièrement important. Cependant, il est difficile d'évaluer ces bénéfices, principalement en raison des relations de cause à effet qui restent assez floues entre les forêts et l'eau, et de la complexité des fonctions liées à l'eau. À court terme, et particulièrement dans les zones sèches présentant une géologie poreuse, les arbres peuvent dans une certaine mesure réduire localement la disponibilité en eau, en raison des grandes quantités d'eau qu'ils consomment.

Néanmoins, en général, la couverture forestière est bénéfique pour les eaux souterraines et de surface. En effet, en comparaison des terres agricoles traditionnelles, les bassins versant boisés alimentent les populations situées en aval en eau de très bonne qualité. Dans des pays tels que la Syrie, la protection des bassins versants est le bénéfice fourni par les forêts ayant le plus de valeur, tandis que dans les pays du Maghreb, elle arrive après les pâturages (Croitoru et Liagre, 2013).

La couverture forestière et les systèmes racinaires jouent un rôle important dans la rétention et la formation des sols. Par exemple, les racines stabilisent le sol et le rendent moins susceptible de se désintégrer, prévenant ainsi des pertes et des glissements de terrain. Elles exercent également une influence mécanique et chimique sur les sols et les roches, contribuant ainsi à la formation des sols. De plus, les feuillages, les branches et la litière interceptent en partie les eaux pluviales, réduisent la vitesse des gouttes de pluie et leur impact sur le sol, limitant ainsi le compactage et les pertes de sols, et la chute et la décomposition des feuilles contribuent à l'enrichissement des sols en matières organiques et à l'amélioration de la fertilité.

Reconnaissant le rôle que les forêts jouent dans la protection des sols et des eaux, des « forêts de protection » ont été désignées à travers le monde pour prévenir l'érosion des sols et préserver les ressources en eau (FAO, 2010 ; Forest Europe, UNECE et FAO, 2011). Selon les données officielles, elles représentent environ 80 millions d'ha en Méditerranée, mais leur couverture diffère nettement entre les pays (voir la figure 3.5).

Figure 3.5 Pourcentage de la superficie forestière principalement désignée pour la protection des sols et des eaux dans les pays méditerranéens en 2010 (adaptée de FAO, 2010)



Les forêts méditerranéennes bénéficient également à la santé et à la sécurité de l'homme, par une combinaison de processus et de services : elles atténuent les inondations, la sécheresse et les glissements de terrain, elles contribuent à la dépollution de déchets et de composés nocifs (ex : elles assimilent les contaminants, filtrent les particules aériennes), fournissent des substances pharmaceutiques à usage médical (leur potentiel est souvent inexploité) et représentent pour nombre d'entre nous une composante essentielle de notre santé mentale et de notre bien-être.

3.2.3.3 Services biosphériques : régulation du climat, préservation de la biodiversité

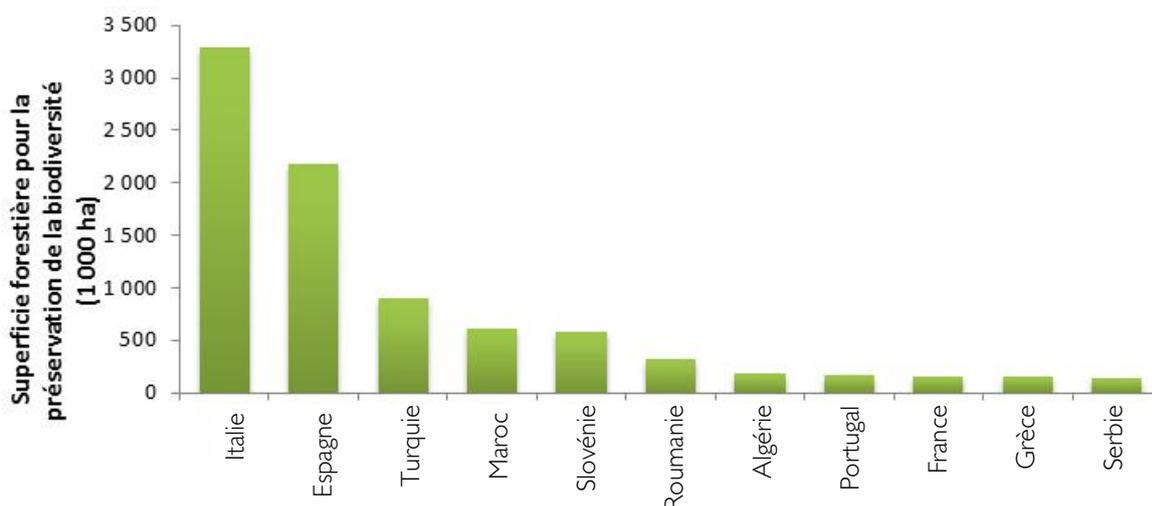
Les services biosphériques comprennent la contribution des forêts à la protection, la préservation et la création de la biodiversité au niveau des gènes, des espèces, des peuplements et des écosystèmes, ainsi que leur rôle dans la régulation du climat (c'est-à-dire le maintien de conditions climatiques et météorologiques favorables à la vie humaine) et dans la régulation des gaz (c'est-à-dire leur influence sur la composition chimique de l'atmosphère et des océans, y compris l'absorption et la séquestration du CO₂, et la réduction du réchauffement climatique associé).

La variabilité géographique et topographique frappante ainsi que la bi-saisonnalité climatique prononcée sont deux des raisons de l'exceptionnelle valeur de biodiversité globale des forêts méditerranéennes, cette biodiversité étant une composante essentielle de tous les autres services fournis. En effet, elles abritent plus de 25 000 espèces de plantes, 60 % d'entre elles étant endémiques (près de 13 000 espèces) (Myers *et al.*, 2000 ; Thompson *et al.*, 2005 ; Cuttelod *et al.*, 2009). La densité des vertébrés est également très élevée, avec environ 200 espèces de mammifères terrestres, dont 25 % sont endémiques. Un grand nombre d'espèces, 350, peut être décompté pour les communautés d'oiseaux (Scarascia-Mugnozza *et al.*, 2000).

Les forêts méditerranéennes présentent près de deux fois plus d'espèces ligneuses que les autres forêts européennes (247 contre 135) ; 158 espèces de ces forêts méditerranéennes sont exclusives à la région ou très largement préférentielles, alors que seulement 46 espèces sont exclusives aux forêts du centre et du nord de l'Europe. Leur préservation est donc une priorité. La FAO (2010) a estimé à 1,7 millions d'ha (2 % de la superficie totale des forêts) la superficie des forêts dites « primaires », c'est-à-dire les « forêts composées d'espèces natives dans lesquelles il n'y a pas d'indication clairement visible d'activité humaine et, également, où les processus écologiques n'ont pas été significativement perturbés ».

Pour illustrer cela, en 2010, près de 8,5 millions d'ha de forêts en région méditerranéenne ont été désignées pour la préservation de la biodiversité (figure 3.6), c'est-à-dire 10 % de la superficie forestière totale, et au cours des deux dernières décennies (1990-2010), cette superficie a augmenté de 3 % (FAO, 2010). De plus, la superficie des forêts au sein des zones protégées a également augmenté, atteignant 18 millions d'ha en 2010, avec une augmentation annuelle de 2,3 % entre 1990 et 2010.

Figure 3.6 Superficie forestière dédiée à la préservation de la biodiversité en région méditerranéenne, par pays, en 2010. Remarque : les pays ayant une superficie inférieure à 100 000 ha ne sont pas représentés (FAO, 2010).



En termes d'absorption et de séquestration de carbone, à la fois dans la biomasse souterraine et aérienne, les estimations indiquent que les forêts méditerranéennes sont des puits de carbone importants et précieux, piégeant au total entre 0,01 et 1,08 t C ha⁻¹ par an (Croitoru et Merlo, 2005 ; Ding *et al.*, 2011), c'est-à-dire entre 0,8 et 90 millions t C par an. En 2010, elles ont stocké environ 5 milliards de tonnes de carbone, c'est-à-dire 1,6 % du stock total de carbone forestier mondial (FAO, 2010), la France, l'Italie, l'Espagne et la Turquie en stockant environ 65 %, et ce stock a augmenté de 1,3 % au cours des deux dernières décennies.

Cependant, le comportement puits/source des forêts diffère d'une zone de la région méditerranéenne à une autre, en fonction des conditions naturelles (climat, croissance des forêts, feux, etc.) et des pressions anthropiques (déforestation, abandon, surexploitation, etc.). En 2001, tandis que les forêts du nord et de l'ouest de l'Europe étaient des puits nets de carbone, les forêts de quelques pays du sud et de l'est (Maroc, Algérie, Liban) étaient des sources nettes de carbone,

pendant entre 0,1 et 0,5 t C/ha/an, en raison de leur croissance lente et des pressions anthropiques et environnementales fortes (UNECE et FAO, 2000).

3.2.3.4 Services sociaux : écotourisme, loisirs, sports, chasse, etc.

Les services sociaux font référence aux multiples opportunités que les forêts offrent pour l'écotourisme (observation des oiseaux, de la faune, de la flore, etc.), la relaxation, les loisirs via la pratique de sports (VTT, randonnées pédestres ou équestres, grimpe d'arbres), la pêche/chasse, etc.

La qualité des loisirs et des paysages des forêts méditerranéennes a toujours été prisée, mais la demande pour ces services a considérablement augmenté en raison de la croissance des revenus, de l'urbanisation de la population, de l'amélioration des moyens de transport et de la baisse de leur coût. Le bassin méditerranéen, et tout particulièrement son littoral, est l'une des principales destinations touristiques mondiales, et le tourisme est un moteur essentiel de l'activité socio-économique ainsi qu'une source majeure de revenus et d'emploi. Par exemple, en 2007, les pays méditerranéens ont accueilli 275 millions de touristes internationaux, ce qui représente environ 30 % du tourisme mondial. Et d'ici 2025, les afflux sont susceptibles d'atteindre 637 millions de touristes, dont 312 millions dans les régions littorales (Plan Bleu, 2013). Le tourisme méditerranéen est dominé par la France, l'Espagne et l'Italie, qui ont reçu en 2010 près de 60 % de l'afflux touristique (respectivement 26 %, 18 % et 15 %) et 70 % des dépenses réalisées. Les six parcs naturels espagnols situés dans la région méditerranéenne ont accueilli 1,6 millions de visiteurs en 2008, et les visites ont augmenté de 40 % au cours des dix dernières années (Mavsar et Varela, 2010). Les dépenses touristiques représentent entre 1,5 et 2 % du PIB de la région méditerranéenne, bien qu'il existe d'importantes disparités nationales et locales. En 2010, par exemple, les dépenses des touristes étrangers ont constitué 13 % du PIB au Liban contre 0,7 % en Turquie.

La chasse est une autre activité importante liée aux forêts dans de nombreux pays méditerranéens (parfois une source de subsistance bienvenue dans le sud, et davantage une activité de loisirs dans le nord). Les administrations régionales ou locales vendent des permis de chasse et réinvestissent une partie des revenus générés dans la gestion des forêts. Le braconnage est un problème préoccupant dans certains pays (ex : au Maroc et au Liban), qui menace de dégrader les populations de gibier.

3.2.3.5 Aménités : services spirituels, culturels, historiques

Les forêts méditerranéennes offrent une multitude d'aménités qui couvrent une large gamme de services sociaux, spirituels, culturels et historiques, liés à la complexité, à la structure, à l'esthétique et à la beauté des forêts, des paysages et de leurs composantes (faune et flore) et à leur usage pour la relaxation, l'éducation, la réflexion, les rituels et les rassemblements religieux/spirituels, les événements historiques, les symboles nationaux (le cèdre du Liban par exemple), le folklore, les mythes, etc. Elles représentent des composantes très précieuses de l'héritage culturel national qui ont été façonnées pendant des siècles et transmises de générations en générations. Elles inspirent indéniablement la créativité artistique (peinture, dessins, etc.) et constituent un terrain de jeu environnemental et éducatif précieux pour les élèves et les étudiants qui peuvent interagir avec leur environnement et étudier les processus écosystémiques. Ces valeurs sont particulièrement fortes dans les vestiges de forêts antiques qui abritent une biodiversité très riche en plus d'informations, et de savoir-faire, par exemple relatifs aux activités et aux stratégies de gestion et de préservation dans le but d'améliorer la résilience et l'adaptation aux menaces telles que le changement climatique ou les feux de forêt (Mansourian et al., 2013).

La manière dont l'homme perçoit les forêts, les bénéfices qu'il en attend et les biens et services qu'il en tire réellement sont liés aux valeurs, aux besoins et aux perceptions des gens, et sont façonnés par le contexte socio-économique et politique, l'organisation de la société, les niveaux de vie et la disponibilité des alternatives de consommation. En Méditerranée, globalement, l'amélioration des conditions de vie et du bien-être a rendu plus pertinents et plus précieux les services sociaux et les aménités rendus par les forêts.

3.2.4 Bénéficiaires des biens et services forestiers, et différences à travers le bassin méditerranéen

Les biens et services rendus par les forêts bénéficient à des usagers multiples, à la fois directement et indirectement, et non uniquement à ceux qui vivent ou agissent au sein ou à proximité des forêts. Les communautés locales et rurales, les ouvriers forestiers, mais également les populations urbaines, le secteur agricole et l'industrie tirent tous, dans une certaine mesure, des bénéfices des forêts. Aussi, les bénéfices sont effectivement en croissance à l'échelle des bassins versants, mais également à l'échelle régionale et nationale, bien que l'étendue complète des bénéficiaires des forêts soit rarement bien connue. Néanmoins, l'identification de ces bénéficiaires est la clé du ralentissement de la perte de biens et services forestiers et du développement de mécanismes pertinents pour financer la production durable, que ce soit dans le domaine public ou privé (ex : permis d'usager, incitations fiscales, financement direct, partage de la réduction des émissions, systèmes de certification, redistribution partielle des bénéfices économiques, plans de compensation pour la biodiversité, etc.).

L'état des forêts méditerranéennes peut être mieux compris s'il est observé à la lumière des différences régnant au niveau du développement socio-économique et de l'équilibre entre zones urbaines et rurales. La distinction entre l'Europe du Sud, l'Afrique du Nord et le Proche-Orient pourrait ouvrir la voie à un certain apprentissage par les échecs des pays d'Europe du Sud.

L'exode rural qui a commencé à la fin des années 1960 dans le nord de la région méditerranéenne a entraîné l'abandon de terres agricoles, qui ont progressivement été recouvertes par une végétation boisée composée d'arbustes et de jeunes arbres, qui eux-mêmes engendreront à terme un reboisement naturel à la suite d'une succession secondaire. Ce processus est également favorisé par la réduction du pâturage en forêt qui inhibait auparavant la croissance du sous-étage. Les produits forestiers tels que le bois d'œuvre et le bois de feu, mais également le fourrage, la gomme et l'essence de térébenthine qui ne sont plus rentables aujourd'hui, ont perdu de leur importance et de leur qualité marchande. À l'opposé, les fonctions écologiques, récréatives et paysagères des forêts ont augmenté leur intérêt, qui influence les décisions politiques dans le sens du développement de mécanismes adaptés pour préserver les forêts et les gérer en conséquence.

Cependant, dans la mesure où elles ne procurent aucun revenu à leurs propriétaires, privé ou communal, cela réduit encore leur intérêt à cultiver et à entretenir leurs forêts, et augmente le risque de catastrophes naturelles tels que l'érosion des sols, les glissements de terrain et les feux de forêt. Le type de propriété des forêts impacte fortement la manière dont les forêts sont exploitées et préservées. En Europe du Sud, les forêts sont principalement privées et les propriétés sont très fragmentées. Le manque de rentabilité (coût du travail élevé, difficulté d'accès, etc.) et d'incitations (manque de valeur marchande et de valeur ajoutée des produits récoltés) ainsi que les difficultés à trouver un accord entre les différents propriétaires mettent en danger la mise en place de plans de gestion partagée pour la valorisation de ces forêts. Cela induit également des externalités négatives, comme l'augmentation du risque et des dommages causés par les feux, la baisse de qualité des paysages, l'utilisation plus intensive de matériaux non renouvelables, etc. Dans ces régions, la demande de la société pour des bénéfices de non usage est plus élevée.

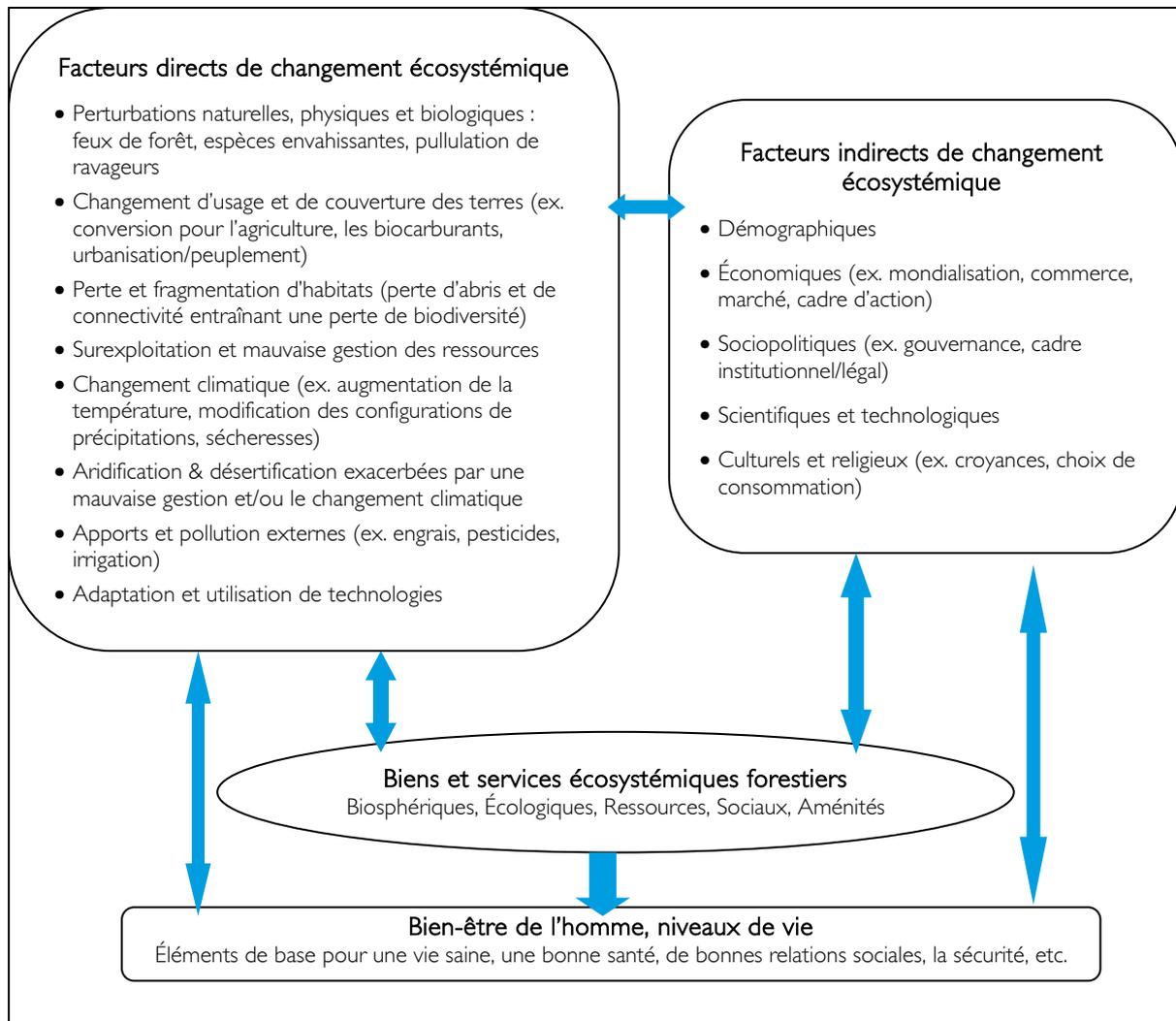
À l'opposé, les PSEM font face à une situation très différente. Concernant la propriété, les forêts appartiennent pour la plupart à l'Etat (Scarascia-Mugnozza *et al.*, 2000). En général, les communautés locales sont autorisées à les exploiter, de manière réglementée (pour la collecte de pâturages, de bois de feu, de fourrage, etc.). Cependant, le niveau de pauvreté rurale et la forte dépendance des populations aux services forestiers pour leur subsistance et la génération de revenus exercent de fortes pressions sur les écosystèmes forestiers, entraînant un surpâturage, une surrécolte de bois d'œuvre et de produits forestiers non ligneux, et la conversion des terres boisées en terres agricoles (Merlo et Croitoru, 2005), avec des conséquences dramatiques telles que l'érosion, les émissions de CO₂, une perte de biodiversité, etc.

Certains des problèmes auxquels doivent faire face les forêts des PSEM sont liés à la surexploitation, au surpâturage et la compétition avec d'autres usages des terres. Ces menaces freinent la productivité et réduisent la fourniture de services environnementaux (Croitoru et Liagre, 2013). Dans de nombreux pays, il est probable que la dégradation des forêts représente un problème plus important que la déforestation elle-même (CIFOR, 2009). Cependant, il faut garder à l'esprit que, bien que la déforestation nette au niveau mondial semble avoir ralenti, ce n'est que la conséquence de l'augmentation de la superficie des terres plantées (FAO, 2010b). Croitoru et Liagre (2013) ont recueilli des résultats d'études qui permettent d'estimer le coût de la déforestation et de la dégradation des forêts en termes de PIB national, par exemple 0,2 % du PIB pour le Maroc (Ellatifi, 2005) ou 0,7 % du PIB pour l'Iran (Croitoru et Sarraf, 2010).

3.2.5 Facteurs de changement en forêts méditerranéennes, et leurs impacts sur les biens et services fournis par ces écosystèmes

Malgré leur apparente fragilité, les paysages forestiers méditerranéens ont été façonnés par les activités humaines pendant des siècles, et ont démontré leur forte résilience aux changements anthropiques et aux catastrophes naturelles. Les écosystèmes forestiers sont façonnés en continu par de multiples facteurs de changement (directs ou indirects), les plus prédominants étant la déforestation, le surpâturage, le changement climatique, la mauvaise gestion ou l'abandon, et les feux. Exposées à ces pressions, ils subissent d'importants changements, qui en retour ont des répercussions notables sur les biens et services rendus, et au final sur le bien-être de la société, à l'échelle locale, régionale et mondiale, ainsi que à court et long terme (figure 3.7).

Figure 3.7 Interactions entre les facteurs de changement, les services écosystémiques et le bien-être de l'homme (adapté de MEA, 2005). Remarque : les flèches bleues indiquent des interactions possibles



Comme souligné plus haut, les situations au sein de la région méditerranéenne sont assez contrastées : en effet, dans les PSEM, les forêts souffrent de pressions anthropiques relativement fortes, alors que dans les pays du nord, elles sont plutôt soumises à une gestion passive voire laissées à l'abandon.

3.2.5.1 Impact du changement climatique sur les biens et services forestiers et possibilités d'atténuation

Des changements drastiques sont attendus en région méditerranéenne, en conséquence des manifestations du changement climatique, à savoir une baisse des volumes de précipitations et une variation de leur distribution saisonnière, des événements extrêmes plus fréquents, une augmentation de la température, des sécheresses répétées, une augmentation de l'évapotranspiration, un stress hydrique et un dépérissement voire une mortalité de la végétation, des feux de forêt naturels plus fréquents et plus intenses, des pullulations d'insectes et de maladies et des invasions d'espèces exotiques, etc. Globalement, le changement climatique est susceptible de réduire la capacité des forêts méditerranéennes à s'adapter de manière autonome à des perturbations de plus en plus nombreuses, comme l'augmentation de la fréquence et du risque d'éclosion de pathogènes, les feux non maîtrisés et d'autres perturbations à grande échelle (FAO/Silva Meditanea, 2010).

La région méditerranéenne représente une zone de transition entre les régions arides et humides du monde, avec une grande partie de ses forêts à la limite de leur distribution biogéographique. C'est pourquoi elle est l'une des régions les plus sensibles et vulnérables au changement climatique, et il est probable que les changements s'intensifient et s'accroissent (IPCC, 2007a, b ; Regato, 2008 ; FAO, 2011 ; Vayreda *et al.*, 2012).

Le changement climatique altère déjà de manière significative la croissance, la dynamique et les fonctions des forêts, ainsi que les ressources génétiques et la biodiversité de manière générale. Il aura une influence marquante sur la fourniture des biens et services écosystémiques forestiers tels que la régulation du cycle de l'eau, le stockage et l'émission de carbone (et le comportement en tant que source ou puits des terres boisées), et la fourniture de produits et de services ligneux et non ligneux à moyen et long terme (MEA, 2005 ; Martínez-Vilalta *et al.*, 2008 ; Palahi *et al.*, 2008 ; FAO, 2013). On s'attend à ce que des conditions plus sèches et plus chaudes et une réduction de la disponibilité en eau favorisent l'expansion de systèmes semi-arides et arides, et induisent des variations substantielles d'aires de répartition des espèces et l'isolation de populations (IPCC, 2007a, b ; Loarie *et al.*, 2009 ; FAO, 2010).

Néanmoins, la sensibilité et donc la réponse des forêts au changement climatique dépend de plusieurs facteurs connexes, tels que le type, l'âge, la structure et la localisation de la forêt, les espèces d'arbres et de plantes prises en compte (diversité et interactions), les facteurs environnementaux (eau, température, nutriments, lumière, etc.), l'exposition aux ravageurs, aux maladies et aux feux, la gestion (les pratiques d'éclaircissement par exemple), etc.

En fait, le changement climatique pourrait influencer l'expansion des forêts de manière positive ou négative, en favorisant ou en freinant la croissance des arbres et le stockage du carbone dans des compartiments souterrains et aériens : l'enrichissement en CO₂ pourrait stimuler la croissance des arbres, alors qu'une augmentation de la température et des sécheresses plus intenses et répétées pourraient provoquer des pertes de carbone stocké dans le sol ainsi qu'un dépérissement et une mortalité des arbres. En 2003, par exemple, l'Europe a connu un été exceptionnellement sec et chaud dans les régions occidentales et centrales, ce qui a déclenché une augmentation considérable des flux de carbone depuis la terre vers l'atmosphère (Jones et Cox, 2005).

En Europe méditerranéenne, la plupart des forêts sont composées d'espèces sclérophylles et de quelques espèces caduques qui s'adaptent plutôt bien aux déficits d'eau rencontrés dans les sols en été. Aussi, l'augmentation de température que nous connaissons actuellement pourrait favoriser l'expansion de quelques espèces d'arbres thermophiles (le chêne tauzin, ou *Quercus pyrenaica*, par exemple) si la disponibilité en eau n'est pas un facteur trop limitant (IPCC, 2001).

On s'attend également à ce que le changement climatique favorise les pullulations d'insectes et de maladies ainsi que le dépérissement d'arbres, ce qui pourrait avoir des effets non négligeables sur la mortalité des arbres, la diversité et par conséquent sur les services forestiers. La processionnaire du pin (*Thaumetopoea pityocampa*), qui s'attaque à plusieurs espèces (pin d'Alep *Pinus halepensis*, pin maritime *P. pinaster*, pin noir *P. nigra*, pin sylvestre *P. sylvestris*, cèdre *Cedrus sp.*, etc.), est d'ores et déjà un ravageur économiquement important dans plusieurs pays méditerranéens (Espagne, France, etc.) et ses impacts pourraient s'aggraver.

Encadré 3.1 La forêt et le carbone

Concernant les possibilités d'atténuation du changement climatique et de réduction de la déforestation, seules quelques initiatives existent et sont probablement sous-exploitées à l'heure actuelle. Par exemple, plusieurs mécanismes flexibles basés sur des projets sont mis en œuvre pour encourager la réduction des émissions de gaz à effet de serre ou la séquestration du carbone dans le cadre du Protocole de Kyoto, comme le mécanisme de mise en œuvre conjointe (MOC) et le mécanisme pour un développement propre (MDP) (UNFCCC, 2013), le système communautaire d'échange de quotas d'émissions (SCEQE) (EU, 2013) ou le programme des Nations Unies pour la réduction des émissions dues à la déforestation et à la dégradation des forêts (REDD/REDD+) (UN-REDD, 2013). Les perspectives du marché des réductions d'émissions de carbone sont prometteuses et les marchés mondiaux du carbone connaissent une croissance rapide, mais de nombreux défis demeurent, comme le financement, le suivi, la double comptabilisation des crédits, etc.

Cependant, la réduction des émissions provenant de la séquestration du carbone ne représente qu'une faible part des marchés, et le carbone des forêts n'est généralement pas suffisamment pris en compte dans les programmes existants. Les marchés volontaires et les marchés publics sont prometteurs pour le secteur forestier, car les acheteurs sont plus enclins à utiliser des crédits-carbone pour restaurer des terres dégradées et encourager l'agroforesterie à grande échelle. Les perspectives de crédits dans le cadre de REDD+, pour éviter la déforestation et la dégradation des forêts, améliorer les stocks de carbone et promouvoir une gestion durable, sont également d'un intérêt croissant et pourraient jouer un rôle important dans la préservation et l'expansion des forêts.

3.2.5.2 Impact des feux de forêt sur les biens et services forestiers

Des études évolutives et paléobotaniques indiquent que les feux sont un phénomène naturel dans le bassin méditerranéen. Cependant, certaines études suggèrent que les régimes de feux actuels sont induits par l'homme et surpassent de loin les régimes naturels. Le feu peut provoquer des catastrophes dans le sens où il induit des changements communautaires ou d'importantes pertes de sols (Pausas *et al.*, 2008).

De plus, les feux de forêt introduisent un fort risque de dommages directs pour l'homme et les structures dans la plupart des pays méditerranéens fortement peuplés, notamment dans les régions côtières. Leur impact est fortement influencé par les conditions météorologiques (ex : des températures élevées, une faible hygrométrie et des vents forts) mais également par le type, la structure et la gestion de la forêt, la disponibilité et les caractéristiques du combustible, et l'intervention des instruments de lutte contre l'incendie.

Les scénarios de changement climatique prévoient une augmentation de l'intensité et de la fréquence des feux de forêt de forte intensité dans un avenir proche (Flannigan, 2000 ; IPCC, 2007a, b), ce qui entraînera des pertes de carbone plus élevées et diminuera fortement la capacité de récupération de la végétation dans les zones brûlées, en raison de la récurrence des feux de forêt et de la dégradation des sols.

Par conséquent, afin de limiter les impacts négatifs des feux sur les services forestiers, il semble essentiel de gérer activement les forêts d'une manière intégrée, de promouvoir la création de peuplements forestiers et de paysages plus résilients aux feux de forêt. Cela implique l'utilisation de pratiques d'éclaircissement pour réduire la densité des arbres ou la création de discontinuités dans les paysages afin de ralentir la progression des feux et atténuer leur intensité.

Cependant, supprimer totalement les feux de l'écosystème est un objectif impossible à atteindre et non souhaitable. Il serait préférable d'adopter une approche de gestion intégrée des feux (Rego *et al.*, 2010). Ce concept englobe des systèmes de planification et opérationnels impliquant des évaluations sociales, économiques, culturelles et écologiques, avec pour objectif de minimiser les dommages causés par les feux et de maximiser leurs bénéfices. Ces systèmes incluent une combinaison de stratégies et de techniques de prévention et de suppression qui intègrent l'utilisation de feux techniques et régulent le brûlage traditionnel, par exemple via l'utilisation de feux dirigés pour contrôler la disponibilité en combustible et réduire le risque de méga-incendies (Kashian, 2006 ; Rego *et al.*, 2010 ; Silva *et al.*, 2010 ; Vericat *et al.*, 2012).

3.2.5.3 Impact des ravageurs et des maladies sur les biens et services forestiers

Les forêts méditerranéennes sont très affectées par les ravageurs, les maladies et les espèces ligneuses envahissantes (tableau 3.2), ainsi que par l'abrutissement des animaux sauvages, les plantes parasites (ex : le gui d'Europe, *Loranthus europaeus*, et le gui de chêne, *Viscum album*), et d'autres perturbations abiotiques (ex : la pollution de l'air, les tempêtes, les sécheresses) qui ont des impacts économiques importants. On s'attend à ce que leur récurrence et leurs impacts s'aggravent avec le changement climatique et l'introduction d'espèces et de souches non indigènes.

Tableau 3.2 Exemples de ravageurs, maladies et espèces ligneuses envahissantes affectant les pays partenaires du projet

Type de ravageur	Nom du ravageur	Pays*	Ordre : Famille	Hôte principal
Insecte	<i>Diprion pini</i>	TR	Hymenoptera : Diprionidae	Pin
	<i>Ips sexdentatus</i>	TR	Coleoptera : Scolytidae	Pin
	<i>Ips typographus</i>	TR	Coleoptera : Scolytidae	Épicéa
	<i>Leptocybe invasa</i>	DZ, LB, MA, TN, TR	Hymenoptera : Eulophidae	Eucalyptus
	<i>Lymantria dispar</i>	DZ, LB, MA, TN, TR	Lepidoptera : Lymantriidae	Chêne
	<i>Neodiprion sertifer</i>	TR	Hymenoptera : Diprionidae	Pin
	<i>Ophelimus maskelli</i>	TN, TR	Hymenoptera : Eulophidae	Eucalyptus
	<i>Orthotomicus erosus</i>	MA, TN, TR	Coleoptera : Scolytidae	Pin
	<i>Phloeosinus aubei</i>	TN	Coleoptera : Curculionidae	Cyprès
	<i>Phoracantha recurva</i>	MA, TN	Coleoptera : Cerambycidae	Eucalyptus
	<i>Phoracantha semipunctata</i>	DZ, LB, MA, TN, TR	Coleoptera : Cerambycidae	Eucalyptus
	<i>Thaumetopoea bonjeani</i>	DZ, MA	Lepidoptera : Thaumetopoeidae	Cèdre
	<i>Thaumetopoea pityocampa</i>	DZ, MA, TN, TR	Lepidoptera : Thaumetopoeidae	Pin
	<i>Thaumetopoea wilkinsoni</i>	LB	Lepidoptera : Thaumetopoeidae	Pin
	<i>Tomicus destruens</i>	TN	Coleoptera : Scolytidae	Pin
	<i>Tomicus piniperda</i>	LB	Coleoptera : Scolytidae	Pin
Maladie	<i>Tortrix viridana</i>	TN	Lepidoptera : Tortricidae	Chêne
	<i>Cryphonectria parasitica</i>	TN, TR	Champignon : Ascomycota (chancre du châtaigner)	Châtaigner
	<i>Ophiostoma ulmi</i>	TN	Champignon : Ascomycota	Orme
Arbre envahissant	<i>Miconia calvescens</i>	DZ	Arbre	NA
	<i>Triadica sebifera</i>	DZ	Arbre	NA
	<i>Acacia saligna</i>	MA, TN, DZ	Arbre	NA
	<i>Leucaena leucocephala</i>	MA, TN	Arbre	NA
	<i>Robinia pseudoacacia</i>	TR	Arbre	NA

*DZ : Algérie ; LB : Liban ; MA : Maroc ; TN : Tunisie ; TR : Turquie ; Sources : FAO, 2010 ; Global Invasive Species Database, 2013

En listant les dix pullulations d'insectes et maladies les plus importantes survenues depuis 1990, les pays méditerranéens font état d'un total de 89 insectes ravageurs et 34 maladies (FAO, 2010) (tableau 3.3). Cependant, les indicateurs de santé des forêts ne sont souvent pas suivis de manière systématique et les lacunes sont importantes, ce qui requiert des efforts supplémentaires pour dresser un bilan précis.

Tableau 3.3 Superficie moyenne de forêt affectée annuellement par des insectes, des maladies, d'autres agents biotiques et des perturbations abiotiques dans les pays méditerranéens (2005)

Pays	Superficie de forêt affectée 1 000 ha			
	Insectes	Maladies	Autres agents biotiques	Facteurs abiotiques
Albanie	1	1	101	0
Algérie	217	-	-	-
Ancienne République yougoslave de Macédoine	44	3	-	-
Bulgarie	82	32	1	7
Chypre	6	0	4	0
Croatie	27	10	8	19
Égypte	1	0	0	0
France	-	-	-	0
Israël	3	0	0	0
Italie	347	591	323	584
Liban	1	1	0	2
Maroc	33	-	16	-
Portugal	604	143	44	51
République arabe syrienne	1	-	-	-
Serbie	118	-	-	-
Slovénie	1	0	0	1
Tunisie	10	0	0	0
Turquie	172	12	-	11
TOTAL	1 668	794	498	675

Source : FAO, 2010

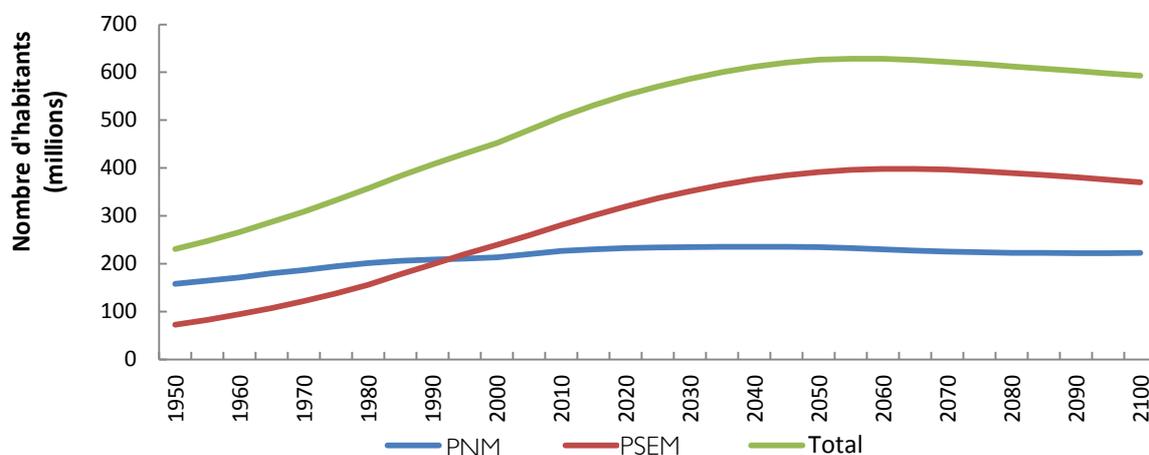
3.2.5.4 Impact des changements socioéconomiques sur les biens et services forestiers

Tendances démographiques générales en Méditerranée

Les tendances et scénarios démographiques, influencés par les contextes macro-économiques et politiques nationaux et locaux, varient fortement à travers la région méditerranéenne (Groenewold *et al.*, 2012), et en conséquence les pressions résultantes sur les écosystèmes et les ressources sont également très variables.

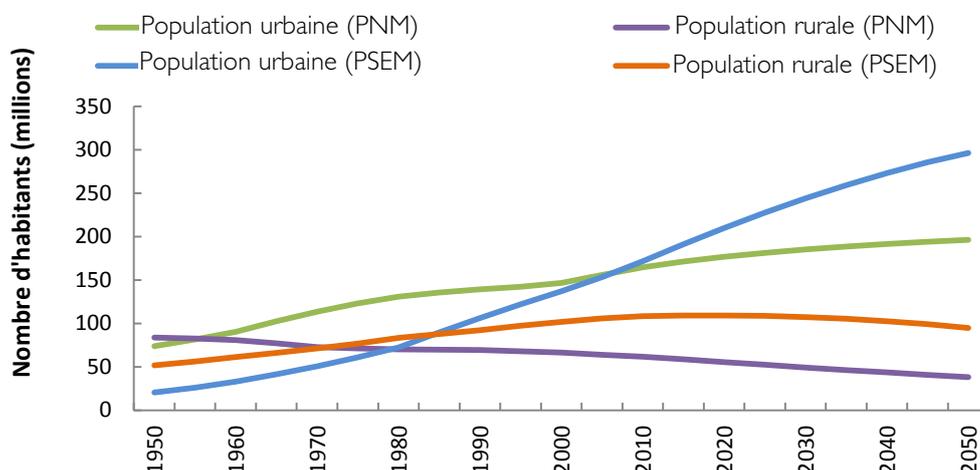
La population totale de la région méditerranéenne a doublé entre 1955 et 2010, passant de 220 millions à 500 millions d'habitants environ. Les pays du sud et de l'est ne représentaient qu'un tiers de la population de la région en 1955, mais plus de la moitié en 2010 (UN-DESA-PD, 2011). De plus, selon les projections, il est prévu que la population totale continue de s'accroître pendant encore quelques décennies, au moins jusqu'en 2050, où elle pourrait atteindre plus de 620 millions d'habitants. Il est également prévu qu'elle commence à diminuer à partir de 2030 dans les pays du nord, et à partir de 2060 dans les pays du sud et de l'est (figure 3.8).

Figure 3.8 Accroissement de la population dans les pays méditerranéens, 1950-2100 (source : Nations Unies, Département des affaires économiques et sociales, Division de la population, 2011)



Les taux d'accroissement de la population varient entre les pays du nord et du sud/de l'est de la Méditerranée, mais ils semblent converger. Les pays du sud et de l'est sont en effet caractérisés par une population plus jeune, de plus forts taux de natalité et un taux d'accroissement annuel d'environ 2 à 3 %, actuellement en régression en raison de la baisse de la natalité. Les pays de l'ouest et du nord de l'Europe, en revanche, sont caractérisés par une population vieillissante et une légère diminution de la population, ce qui pourrait entraîner une pénurie de main-d'œuvre dans le futur. La part de la population urbaine augmente dans tous les pays. Cependant, même si la population rurale diminue dans les pays du nord, elle continue de s'accroître dans les pays du sud, où elle pourrait commencer à diminuer d'ici 2020 (figure 3.9).

Figure 3.9 Tendances démographiques dans les pays méditerranéens, 1950-2050 (source : Nations Unies, Département des affaires économiques et sociales, Division de la population, 2011)



Une empreinte écologique croissante et une évolution de la demande

En région méditerranéenne, l'*empreinte écologique* de la consommation (EE) (demande de l'homme, exprimée en hectares globaux (hag) par habitant) (Ewing *et al.*, 2010) a augmenté de 52 % entre 1961 et 2008 (de 2,1 à 3,1 hag par habitant, principalement en raison de l'augmentation de la composante carbone). Simultanément, la *biocapacité* par habitant (l'« offre » de la Terre, c'est-à-dire la capacité des zones terrestres et marines biologiquement productives à produire des matériaux et des services utiles à l'homme, exprimée en hag) a diminué de 16 % (de 1,5 à 1,3 hag). Le déficit écologique, c'est-à-dire la différence entre la biocapacité et l'EE de la consommation d'une région ou d'un pays, qui est supérieure dans les pays du nord, a augmenté de 230 %. Cette tendance non durable se poursuit, et l'EE de tous les pays méditerranéens dépasse leur biocapacité, et est à présent supérieure à la biocapacité moyenne mondiale (1,8 hag/habitant) (GFN, 2012).

L'augmentation de la pression démographique, des cultures vivrières, de la consommation d'eau et d'énergie, de la production de déchets et de la pollution, ainsi que les changements d'objectifs et de stratégies de production, stimulent la conversion et la fragmentation des terres boisées pour d'autres usages (ex : l'urbanisation, la production agricole, les plantations commerciales ou la production de biocarburants), entraînant une perte drastique de biens et de services écosystémiques. Par exemple, le défrichement et la mise en culture de terres marginales, la surexploitation du bois de feu, le surpâturage, l'augmentation de la consommation d'eau ou la dégradation des sols sont quelques unes des nombreuses pressions qui menacent les biens et services écosystémiques.

En 2007, la Méditerranée a représenté 8 % de la consommation d'énergie mondiale, et la consommation par habitant a été supérieure de 13 % à la moyenne mondiale, la région émettant 8 % des émissions de CO₂ mondiales en 2006 (Plan Bleu, 2009). En 2009, la puissance installée de la région s'élevait à 496 GW, 33 % provenant du gaz naturel, 18 % de l'hydroélectricité, 14 % du nucléaire, 13 % du charbon, 12 % du pétrole et 10 % de sources renouvelables non-hydro (Observatoire Méditerranéen de l'Énergie, 2011). L'amélioration des technologies ainsi que le développement et la progression des énergies renouvelables dans des contextes ruraux pourraient diminuer encore la demande en bois de feu, et en conséquence réduire la pression sur les forêts.

Les populations urbaines représentent une part grandissante de la population totale, tout comme leur EE, et le passage d'une population principalement rurale à une population principalement urbaine a de profondes influences sur les relations entre l'homme et son environnement, et plus particulièrement sur la manière dont il considère et traite les ressources naturelles.

L'amélioration globale du niveau de vie en région méditerranéenne, comme illustré par l'augmentation progressive de l'indice de développement humain (IDH) (UNDP, 2011), entraînera une augmentation des ressources financières et du temps de loisirs pour ces populations, et pourrait déclencher un accroissement de la demande en aménités et en services sociaux (écotourisme, sports, relaxation, etc.), ce qui souligne l'importance de l'aspect non marchand des forêts. À terme, cette amélioration globale pourrait favoriser la valorisation de ces écosystèmes et promouvoir leur préservation. En conséquence, la demande croissante en biens et services forestiers peut également être vue comme une occasion de promouvoir de manière plus affirmée la gestion durable de ces écosystèmes.

Des pressions croissantes sur les ressources en eau

La pression sur les ressources en eau est également en augmentation dans les pays méditerranéens, en raison de l'accroissement de la population et de son usage pour le tourisme et l'agriculture, et cette tendance est exacerbée par le changement climatique. La disponibilité en eau par habitant dans les pays du sud et de l'est est déjà très limitée, et elle diminue rapidement. Dans tous ces pays, à l'exception de la Turquie (dont la disponibilité en eau est d'environ 3 500 m³/habitant/an), la disponibilité en eau est inférieure à 1 000 m³/habitant/an (le seuil caractérisant les pays « pauvres en eau »), et même inférieure à 500 m³/habitant/an dans six pays (Malte, Jordanie, Cisjordanie, Israël, Algérie, Tunisie), et inférieure à 94 m³/habitant/an en Lybie. Dans les conditions du changement climatique, il est projeté que tous les PSEM subissent de graves stress hydriques (Plan Bleu, 2006, 2011, 2013 ; Blinda, 2012 ; FAO, 2013).

Il ne fait aucun doute que les forêts ont des effets positifs globaux sur le cycle de l'eau et la préservation des sols, en limitant l'évaporation en provenance du sol, en augmentant les infiltrations et les recharges d'aquifères, en ralentissant les débits d'eau et en freinant l'érosion des sols. Elles contribuent également grandement à l'amélioration de la qualité de l'eau, dans la mesure où elles sont généralement moins exposées aux pesticides et aux engrais, et où elles retiennent et transforment les polluants.

Néanmoins, les zones boisées offrent généralement de meilleurs taux d'interception, d'évapotranspiration et d'infiltration que les terres urbaines et agricoles, donnant lieu à de plus petites quantités d'eau de surface directement utilisables pour la consommation de l'homme en aval du bassin versant. Cet impact n'est pas bien connu et est souvent sujet à débats, en raison des difficultés à évaluer avec précision l'équilibre hydrique des bassins versants boisés.

Les forêts sont donc dans une certaine mesure en compétition avec l'homme pour l'eau, plus ou moins selon les espèces d'arbres qui les composent. Les acacias par exemple, lorsqu'ils deviennent envahissants, peuvent réduire de manière significative les ressources en eau pour les communautés voisines, en raison de leur fort besoin en eau. À l'opposé, le pin

ignon (*Pinus pinea*) ou le chêne (*Quercus spp*) ont des besoins en eau inférieurs et sont capables de croître dans des environnements plus secs, ce qui a un impact positif sur les bassins versants et les sols, et affectent la consommation humaine dans une moindre mesure. En conséquence, d'importants arbitrages sont impliqués en termes de fourniture de biens et de services, et ils doivent être bien pris en compte dans la planification territoriale, la gestion des ressources et pour guider les activités sylvicoles propres à un site.

Le fait de reconnaître et de capturer de manière collective les multiples valeurs des forêts méditerranéennes, les arbitrages potentiels entre les biens et services qu'elles fournissent, et leur importance dans le soutien aux populations rurales et urbaines sont essentiels pour les protéger et les gérer de manière adaptée et durable.

4 Méthodes d'évaluation

Ce chapitre a pour objectif général de fournir un aperçu des deux principales méthodes d'aide à la prise de décision pouvant être utilisées pour l'évaluation des alternatives de gestion forestière. L'analyse coûts-bénéfices (ACB) compare les impacts positifs et négatifs de la mise en œuvre d'une alternative de gestion en termes monétaires. L'analyse multicritères (AMC) compare les performances des alternatives de gestion selon un ensemble de critères d'évaluation sélectionnés.

Les décisions environnementales sont souvent complexes, multi-facettes et impliquent de nombreuses parties prenantes ayant des priorités ou des objectifs différents. La sélection d'approches de gestion ou de processus de régulation adaptés implique souvent des critères multiples comme la distribution des coûts et bénéfices, les impacts environnementaux pour différentes populations, la sécurité, le risque écologique ou les valeurs humaines (Kiker *et al.*, 2005). Pour prendre les bonnes décisions, la situation, les préférences des parties prenantes et les conséquences des différentes alternatives disponibles doivent être bien appréhendées (Gregory *et al.*, 2012).

Cependant, les recherches sur les jugements humains et les prises de décisions montrent que les simplifications faites pour faciliter le traitement de problèmes complexes ne fonctionnent pas bien. Les gens ont tendance à être biaisés par l'évaluation d'alternatives pouvant être plus facilement reliées à ce qui leur est familier (*heuristique de représentativité*) et à être indûment influencés par une expérience récente, mémorable ou réussie (*heuristique de disponibilité*) (Dodgson *et al.*, 2001).

Ainsi, afin de faciliter le processus de prise de décision, différentes méthodes peuvent être appliquées pour évaluer les résultats, les forces et les faiblesses des approches de gestion alternatives. Les outils d'aide à la prise de décision les plus couramment utilisés pour évaluer des alternatives visant à atteindre un certain objectif sont l'*analyse coût-efficacité* (ACE), l'*analyse coûts-bénéfices* (ACB), l'*analyse multicritères* (AMC) et l'*analyse de cycle de vie* (ACV) (Ozdemiroglu *et al.*, 2006).

Dans ce rapport, les méthodes d'évaluation (chapitre 4) et les méthodes d'estimation (chapitre 5) sont différenciées. L'**évaluation** est considérée comme le processus visant à déterminer les performances d'une alternative par rapport aux objectifs, et les résultats d'une telle action ayant été réalisée. L'**estimation** est le processus visant à estimer la valeur d'un bien ou service.

L'ACB est une méthode d'aide à la prise de décision visant à comparer tous les coûts et bénéfices pertinents (en termes monétaires) d'une alternative (projet, politique ou programme), y compris les impacts sur les biens et services environnementaux. Elle peut être appliquée avant (*ex ante*) et après (*ex post*) qu'une action ne soit entreprise. Son application à une quelconque catégorie environnementale naturelle est limitée par la disponibilité des données nécessaires sur la valeur économique du bien ou service environnemental affecté.

L'ACE est une méthode d'aide à la prise de décision qui compare les coûts de différentes alternatives conduisant à des résultats identiques ou similaires à une mesure de leurs résultats. L'ACE est notamment équivalente à une dimension de l'ACB dans le sens où elle peut répondre à la question : « quelle est la manière la plus efficace d'atteindre un objectif donné ? ». Cependant, l'ACE ne tient pas compte des bénéfices que les différentes alternatives peuvent fournir. L'ACE peut être utilisée pour des évaluations *ex ante* et *ex post*, et peut potentiellement intégrer des mesures de valeur à la fois économiques, délibératives et participatives pour quantifier les coûts et l'efficacité. Lorsque l'efficacité est exprimée comme un mélange d'unités monétaires et d'autres unités, les comparaisons peuvent être effectuées si une notation et une pondération sont appliquées, ces dernières pouvant être réalisées par l'intermédiaire d'approches délibératives et participatives. L'ACE peut également constituer une partie d'un exercice de classement dans une AMC.

L'AMC est un terme qui regroupe un grand nombre de méthodes impliquant : a) le développement d'un ensemble de critères pour les options de comparaison ; b) l'évaluation des performances de chaque option par rapport à chaque critère ; c) la pondération de chaque critère selon son importance relative ; et d) l'agrégation des options pour la production d'une évaluation globale. La plupart des méthodes impliquent une certaine forme de pondération ou d'évaluation inter-individus et utilisent des approches délibératives et participatives, bien que les expressions monétaires issues des méthodes d'estimation économique puissent également être utilisées dans une AMC. Certaines extensions (mapping multicritères, analyse de décision des parties prenantes, et plus récemment mapping participatif) intègrent une AMC au sein d'un processus délibératif plus large, dans le but de compenser certaines lacunes de l'AMC en exploitant ses forces pour améliorer les discussions des parties prenantes.

L'ACV est une méthode analytique qui évalue les impacts sur l'environnement, les ressources naturelles et la santé de l'homme (la quantité de ressources extraites et d'émissions par exemple) associés à toutes les étapes de vie d'un produit

(c'est-à-dire de l'extraction des matériaux bruts à leur transformation, fabrication, distribution, utilisation, réparation et maintenance, et leur mise au rebut ou leur recyclage) (Wrisberg *et al.*, 1997). L'objectif de l'ACV est de fournir une base numérique pour la comparaison des différentes méthodes visant à réaliser une fonction ou un service spécifique. En général, l'ACV est un outil indépendant du site et du temps, qui ne tient compte ni du lieu ni du moment où les émissions se produisent. Cependant, les applications les plus récentes cherchent à introduire des facteurs dépendant du site qui reflètent les types d'environnement et les situations de production (ex : voir Finnveden et Nilsson, 2005).

Les sections suivantes présentent l'AMC et l'ACB, qui sont les méthodes d'aide à la prise de décision les plus couramment utilisées pour l'évaluation des projets de gestion forestière et environnementale (Myllyviita *et al.*, 2011). De plus, considérant le contexte, les ressources et le temps limités du projet, elles sont considérées ici comme les plus adaptées.

4.1 ANALYSE MULTICRITERES

L'analyse multicritères (AMC) est une méthode d'aide à la prise de décision qui peut être utilisée pour évaluer différentes alternatives. Ces alternatives peuvent être très larges (ex : différentes options de politiques) ou être des cas concrets d'application d'instruments politique. L'application de l'AMC permet de comparer les alternatives selon leurs performances par rapport à un ensemble de critères d'évaluation sélectionnés. Ces performances sont présentées dans une matrice appelée « matrice de performance », ou un tableau de conséquences. Dans cette matrice, chaque colonne représente une alternative (cas) et chaque ligne décrit les performances de l'alternative par rapport à chaque critère (voir l'encadré 4.1, page 39). Dans la forme de base de l'AMC, cette matrice de performance peut être le produit final et chaque utilisateur peut utiliser cette matrice pour faire son propre choix (pour plus de détails, voir le manuel de l'analyse multicritères du *Department for Transport* du Royaume-Uni¹ ou les recommandations d'EuropeAid en matière d'analyse multicritères²).

L'AMC est la méthode de choix dans la planification des ressources forestières dans les cas suivants :

- Besoin de structurer un problème de décision complexe ;
- Les problèmes sont multi-objectifs ou ont plusieurs critères à prendre en compte ;
- Certains ensembles de critères utilisés sont hétérogènes ;
- Des objectifs contradictoires sont considérés ;
- Plusieurs alternatives de gestion doivent être comparées ;
- Il y a besoin d'une analyse plus rationnelle, transparente et exhaustive (ex : participation du grand public) ;
- Certaines données qualitatives et quantitatives à des échelles différentes sont incluses dans le modèle de décision.

Des AMC plus complexes permettent de convertir les informations indiquées dans la matrice de performance en valeurs numériques cohérentes. Généralement, cette conversion est réalisée à l'aide du processus de notation et de pondération et grâce à l'application de routines mathématiques où les scores et les pondérations estimés sont cumulés pour obtenir des scores globaux pour chaque alternative.

4.1.1 Étapes d'une analyse multicritères

Les principales étapes d'une AMC sont les suivantes :

Étape 1 : Définition des objectifs de l'AMC et identification des décideurs et des autres parties prenantes

Avant de commencer l'AMC, il est important de définir clairement l'objectif de l'AMC (pourquoi réaliser l'AMC) et de sélectionner les personnes à impliquer dans le processus (ex : les décideurs et autres parties prenantes).

Étape 2 : Identification des alternatives

Une fois les objectifs et les parties prenantes identifiés, les alternatives à évaluer (les différentes approches de gestion par exemple) doivent être listées.

Étape 3 : Définition des critères (et des objectifs associés) qui reflètent les conséquences pertinentes de chaque option

Cette étape permet de définir les critères d'évaluation. Les critères sont des mesures de performance appliquées pour évaluer les alternatives. L'étude des régimes et alternatives de gestion forestière en vue de l'évaluation de leurs bénéfices spécifiques et de leur durabilité de manière générale a donné lieu à l'utilisation de critères et d'indicateurs (C&I) (Prabhu *et al.*, 1996 ; Van Bueren et Blom, 1997).

Selon Prabhu *et al.* (1999), un *critère* est un principe ou une norme selon le ou laquelle un problème est jugé, et un *indicateur* est défini comme une variable ou un composant d'un écosystème forestier, utilisé pour déduire l'état d'un

1 https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/7612/1132618.pdf

2 http://ec.europa.eu/europeaid/evaluation/methodology/examples/too_cri_res_fr.pdf

critère particulier. Les approches critères et indicateurs (C&I) sont très efficaces pour mesurer des aspects de la gestion forestière durable (GFD) au niveau régional, national et d'une unité de gestion forestière. Une force supplémentaire de l'approche C&I est qu'elle peut être utilisée pour collecter et présenter des informations au sein d'un système (ex : GFD) qui est généralement caractérisé par des lacunes de connaissances, des incertitudes et des données manquantes concernant les impacts, les dépendances et les retours d'expérience (Rametsteiner, 2001 ; Brang *et al.*, 2002). L'utilité de l'approche C&I est limitée dans les cas suivants : a) définitions considérées peu claires, b) manque de fiabilité, c) aucunes valeurs cibles ou seuils fournis, ou d) simplification trop importante d'un élément complexe par un système C&I (Brang *et al.*, 2002).

Par exemple, le processus ForestEurope (Forest Europe, 2013) a permis de développer un ensemble de C&I pour la GFD, qui peuvent être utilisés pour faciliter l'évaluation du progrès vers une GFD, tant au niveau régional que national. Ces C&I sont les suivants :

- Maintenance et amélioration adaptée des ressources forestières et de leur contribution aux cycles du carbone au niveau mondial ;
- Maintien de la santé et de la vitalité des écosystèmes forestiers ;
- Maintien et encouragement des fonctions productives des forêts (ligneuses et non ligneuses) ;
- Maintien, préservation et amélioration adaptée de la biodiversité des écosystèmes forestiers ;
- Maintien, préservation et amélioration appropriée des fonctions protectives dans la gestion forestière (notamment les sols et l'eau) ;
- Maintien d'autres fonctions et conditions socio-économiques.

En revanche, le choix d'une alternative peut être fait selon d'autres critères n'étant pas directement liés à la GFD, notamment les critères suivants :

- **Efficacité** : fait référence à la capacité d'une alternative de gestion à atteindre avec succès certains objectifs (ex : l'amélioration de la fourniture d'un service forestier non marchand). L'efficacité d'une alternative de gestion doit être évaluée par rapport à des objectifs prédéfinis.
- **Rendement économique** : dans l'idéal, une alternative de gestion doit être conçue de manière à permettre l'allocation optimale des ressources ce qui, dans la pratique, signifie généralement la capacité à atteindre un objectif prédéfini à un coût plus faible. Une attention particulière devra être apportée aux coûts directs (ex : les coûts de gestion) ainsi qu'aux coûts indirects de renonciation à des opportunités.
- **Complexité de mise en œuvre** : fait référence à la facilité de conception et de mise en œuvre de la gestion. Cette complexité peut être décomposée en deux facteurs :
 - **Intensité de l'information**, qui représente la quantité d'information (ex : données, compétences en modélisation prédictive) nécessaire pour concevoir une alternative de gestion.
 - **Faisabilité administrative**, qui fait référence à la facilité de suivi et d'application de la gestion ainsi qu'aux coûts associés.

La complexité de mise en œuvre est étroitement liée au critère du rendement économique dans la mesure où un coût administratif élevé fait augmenter le coût total associé au choix de gestion.

- **Flexibilité** : fait référence à la simplicité d'adaptation aux changements externes au niveau des marchés, de la technologie, des connaissances et des conditions sociales, politiques et environnementales.
- **Considérations politiques** : affectent le choix de l'alternative de gestion au moins autant que tout autre argument associé à leurs mérites relatifs par rapport aux dimensions susmentionnées. Ce critère prend en compte plusieurs dimensions, notamment les suivantes :
 - **Acceptabilité** : il est important que les groupes cibles acceptent l'alternative de gestion qui leur est imposée. Dans le cas contraire, les résultats ciblés par la gestion peuvent ne pas être obtenus.
 - **Équité** : différentes alternatives de gestion auront différentes conséquences distributives pour les différents groupes d'intérêt, tant pour une génération donnée que pour plusieurs générations. Par exemple, dans le cas où des propriétés communes ou des ressources libres d'accès deviendraient moins accessibles, une attention particulière devra être apportée aux individus dont les droits d'accès historiques seront affectés. L'équité nécessite une analyse approfondie des coûts imposés par le choix de gestion, tant pour les acteurs directement affectés (ex : propriétaires forestiers) que pour les autres parties concernées (ex : population locale, etc.).
 - **Conformité aux cadres institutionnels** : la gestion doit être conforme aux principes de politiques majeurs, tels que le plan régional de gestion forestière et la politique forestière.

La définition des critères est une étape majeure de l'AMC. Les critères doivent être sélectionnés en fonction de toutes les caractéristiques importantes des alternatives évaluées (ex : quelles caractéristiques permettent de différencier une bonne alternative d'une mauvaise) et ils doivent être opérationnels (ex : est-il possible d'évaluer, de manière pratique et à l'aide du critère sélectionné, le niveau de performance d'une alternative). Les critères doivent également faciliter l'évaluation de la performance des alternatives (ex : les efforts requis pour mettre en œuvre et appliquer le choix de gestion dans une région spécifique). Lors de la sélection des critères, un équilibre doit être trouvé entre la complétude

des critères appliqués (considération de tous les aspects d'évaluation importants) et la facilité de réalisation et la transparence de l'évaluation (la complexité de l'évaluation augmente avec le nombre de critères appliqués). Tous les critères susmentionnés ne sont donc pas à appliquer.

Une fois les critères sélectionnés et les tests de complétude, de redondance, opérationnels, d'indépendance, de doublons, de quantité (etc.), réalisés, les critères peuvent être regroupés. Les principaux avantages du regroupement des critères sont les suivants : a) faciliter le processus de contrôle des critères sélectionnés quant à leur adéquation vis-à-vis de l'objectif de l'évaluation ; b) faciliter le calcul de pondération des critères dans le cadre de larges champs d'application (il peut être utile d'évaluer les pondérations au sein de groupes de critères liés, mais aussi entre groupes de critères).

Étape 4 : Description de la performance de chaque alternative en fonction des critères de la matrice de performance et définition de la matrice des scores (notation)

L'étape suivante consiste à évaluer la performance des alternatives à l'aide des critères sélectionnés. Ce processus s'appelle la notation. Cependant, avant de réaliser la notation, toutes les alternatives évaluées doivent être décrites sur la base des critères sélectionnés. Ces descriptions doivent être réalisées de manière neutre et objective afin de ne pas influencer le processus d'évaluation.

Une fois que la description est terminée, la performance de chaque alternative se voit attribuer un score (notation). La notation permet d'évaluer la performance d'une alternative selon des critères prédéfinis. La notation est un score compris dans une échelle de valeur, entre 0 et 100 par exemple, où 0 représente le plus faible niveau de performance et 100 le plus élevé. Mais très souvent, des échelles plus simples et plus fiables sont appliquées.

En principe, la notation reflète le jugement subjectif de chaque usager (ou groupe d'usagers) de l'AMC. Il est donc conseillé d'inclure dans l'AMC plusieurs usagers représentant différents groupes de parties prenantes. L'analyse peut ainsi associer et comparer les scores de plusieurs usagers (parties prenantes) pour obtenir des résultats plus fiables.

Étape 5 : Attribution de pondérations à chaque critère afin de prendre en compte leur importance relative (pondération)

L'étape suivante consiste à pondérer les critères. Cette étape introduit la notion d'importance relative des critères et ajoute une nouvelle dimension au processus d'évaluation.

Les usagers pris en compte dans le cadre de l'AMC peuvent non seulement avoir des avis différents concernant la performance selon certains critères, mais aussi concernant l'importance relative qu'ils attribuent aux différents critères. Il est donc nécessaire de pondérer chaque critère. Puisque le score d'une alternative (ex : un choix de gestion) est calculé sur la base de la moyenne pondérée de ses scores de critères (voir l'étape suivante), la pondération est absolument nécessaire pour agréger des scores (ex : pour évaluer la performance d'une seule alternative de gestion de manière globale).

Étape 6 : Combinaison des pondérations et des scores pour chacune des options afin d'en déduire des valeurs globales

Cette étape implique la procédure de calcul, où les scores de performance pour chaque critère sont combinés avec les pondérations d'importances respectives. L'équation générale s'écrit comme suit :

$$S_i = p_1s_{i1} + p_2s_{i2} + \dots + p_ns_{in} = \sum_{j=1}^n p_j s_{ij}$$

où s_{ij} est le score de performance de l'alternative i pour le critère j , p_j est la pondération du critère j et S_i est le score total pour l'alternative i .

L'exemple de l'encadré 4.1 indique comment les pondérations de critères sont converties en pondérations relatives, dont la somme est égale à 1. L'utilisateur peut donc appliquer tout indicateur ou nombre qui représente l'importance relative qu'il attache au critère.

Encadré 4.1 Exemple de calcul d'un score total pour un mécanisme financier

Dans ce cas d'évaluation d'un choix de gestion alternatif, trois critères d'évaluation sont utilisés. La performance de chaque critère peut être notée -1, 0 et +1 alors que les pondérations attribuées aux critères vont de 0 à 2. De plus, l'exemple part du principe que trois usagers ont réalisé la notation, attribuant les scores et les pondérations suivants :

Alternative 1	Personne 1		Personne 2		Personne 3	
	Score	Pondération	Score	Pondération	Score	Pondération
Critère A	+1	1	0	1	+1	1
Critère B	0	1	+1	1	-1	0
Critère C	-1	1	0	2	+1	1
Score total	0		0,25		1	

Pour calculer le score total par usager, il faut multiplier le score d'un critère par la pondération qui lui est attribuée. Les résultats pour tous les critères sont additionnés puis divisés par la somme des pondérations pour obtenir un score total pour le critère en question.

Pour la personne 1, tous les critères sont d'importance égale. Toutes les pondérations sont donc égales à 1 et le score du critère est égal à $(1 \times 1 + 0 \times 1 + (-1) \times 1) / 3 = 0 / 3 = 0$.

Pour la personne 2, le critère C est deux fois plus important que les autres critères. Le score total est donc $(0 \times 1 + 1 \times 1 + 0 \times 2) / 4 = 1 / 4 = 0,25$.

La personne 3 estime que le critère C est trois fois plus important que les autres sous-critères, le score total du critère est donc $(1 \times 1 + 0 \times (-1) + 1 \times 1) / 2 = -2 / 2 = -1$

Étape 7 : Analyse des résultats

L'analyse des résultats et la comparaison des alternatives peuvent être réalisées en comparant les scores totaux ou en comparant les scores d'un seul critère. Enfin, selon les résultats obtenus, des recommandations peuvent être émises concernant l'alternative la plus adaptée (de manière générale) ou la plus performante sur un critère en particulier.

4.1.2 Forces et faiblesses de l'analyse multicritères

Forces de l'analyse multicritères :

- Permet de prendre en compte les impacts d'un projet pour lesquels des valeurs monétaires ne sont pas faciles à obtenir.
- Facilite l'implication des parties prenantes.
- Rend le processus de diagnostic et de prise de décision plus transparent.

Faiblesses de l'analyse multicritères :

- Aucune valeur standard intégrée, n'applique que des valeurs spécifiques à chaque projet (critères et pondérations).
- Comparaison très limitée entre des études réalisées à l'aide de critères d'estimation et de pondérations différents.
- Nécessite des processus de participation très élaborés et s'appuie fortement sur la volonté de participer des parties prenantes.

4.1.3 Exemple d'application d'une AMC

Espelta et al. (2003) ont analysé plusieurs méthodes de défrichage (mécanique, brûlage dirigé ou pâturage), de préparation des sols (sous-solage ou trous de plantation) et de méthodes de reboisement (semis à la volée, localisé et plantation) pour restaurer les forêts de pins noirs (*Pinus nigra*). À l'aide d'une AMC, ils ont comparé ces pratiques en matière d'établissement des plants, mais également au niveau de leurs coûts économiques et de leur impact écologique. Cette étude a été réalisée sur trois sites incendiés dans les régions de Bages et Berguedà en Catalogne (Nord-Est de l'Espagne). Sur chacun des sites, ils ont testé quatre traitements de défrichage (pâturage, brûlage dirigé, défrichage mécanique et aucun défrichage), deux méthodes de reboisement (plantation et semis) et deux méthodes de préparation des sols (sous-solage et trous de plantation). Différentes combinaisons des traitements susmentionnés ont été appliquées.

Pour évaluer les combinaisons de traitement (alternatives), cinq critères ont été utilisés :

- Coût financier : le coût financier des différentes combinaisons de méthodes de défrichage et de préparation des sols réalisées ;
- Survie des plants de pins noirs : densité des plants de pins noirs à la fin de l'expérience ;
- Croissance en hauteur des plants de pins noirs : moyenne absolue de croissance en hauteur des plants de pins noirs entre le début et la fin de l'expérience ;

- Densité des petits mammifères : calculée comme la différence d'abondance de petits mammifères identifiée par parcelle entre le lancement de l'étude et son terme, deux années plus tard ;
- Diversité des petits mammifères : calculée comme la différence de l'indice de Shannon (diversité) au sein de la communauté des petits mammifères entre le lancement de l'étude et son terme, deux années plus tard.

Tableau 4.1 Matrice alternatives-critères utilisée pour comparer les différentes méthodes de reboisement

Critères	Combinaison de traitements*							
	P+S	P+F	B+S	B+F	M+S	M+F	C+S	C+F
Coût financier (€)	1020	1500	1200	1680	1320	1800	1020	1500
Survie des pins noirs (nombre)	560	630	644	490	798	434	602	728
Croissance en hauteur des semis de pins noirs (cm)	7	8	6	7	7	9	7	8
Diversité des petits mammifères**	±bonne	±bonne	±mauvaise	±mauvaise	mauvaise	mauvaise	±bonne	±bonne
Densité des petits mammifères**	bonne	bonne	±mauvaise	±mauvaise	modérée	modérée	bonne	bonne

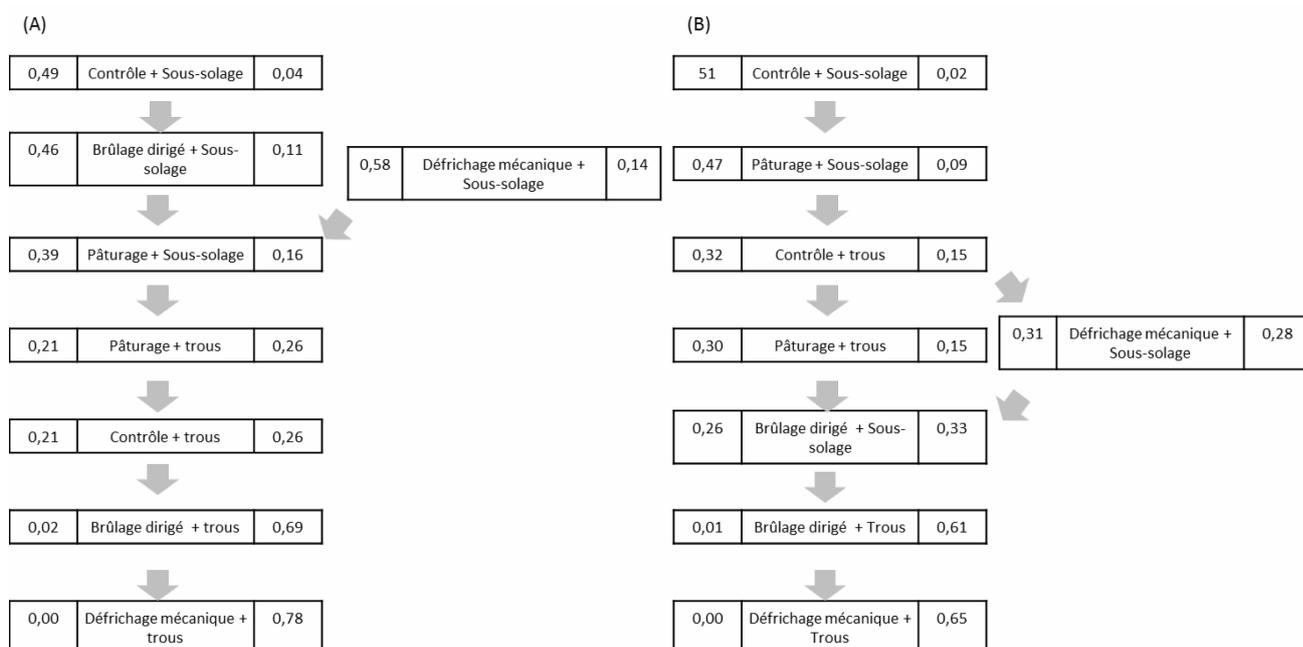
* Traitements - P : pâturage (bétails) ; B : brûlage dirigé ; M : défrichage mécanique ; C : contrôle (non nettoyée) ; S : Sous-solage ; F : trous de plantation

** La densité et la diversité des petits mammifères ont été estimées sur une échelle de 1 à 9 (allant de parfait à extrêmement mauvais). Le signe ± signifie « plus ou moins ».

Source : Espelta *et al.*, 2003

En fonction des performances obtenues (tableau 4.1), les alternatives de traitement ont été classées (figure 4.1) comme suit : a) coût financier, survie et croissance en hauteur des plants de pins noirs et b) cumul de l'impact sur la diversité et la densité de la communauté des petits mammifères.

Figure 4.1 Classement des alternatives



Note : Valeurs de gauche : classement basé sur la supériorité relative des alternatives (valeurs entre 0 et 1, indiquant dans quelle mesure une alternative est meilleure que les autres). Valeurs de droite : classement basé sur l'infériorité relative des alternatives (valeurs entre 0 et 1, indiquant dans quelle mesure une alternative est moins bonne que les autres).

Les résultats indiquent que l'établissement de plants après le semis a été très faible et n'a pas été influencé par le défrichage. Pour les plantations et après avoir étudié tous les traitements de défrichage (sauf le traitement par contrôle), la survie des plants s'est révélée être meilleure dans le cas du traitement par sous-solage que dans celui par trous de plantation. Néanmoins, les coûts économiques plus élevés associés au traitement par trous de plantation ainsi que l'impact négatif du défrichage mécanique et du brûlage dirigé sur la communauté de petits mammifères font que les différences indiquées en matière de survie des plants ne sont pas pertinentes. L'AMC a donc révélé que les deux options les plus adaptées étaient les plantations sur des sols non défrichés ou légèrement défrichés par pâturage associées à un traitement par sous-solage.

4.2 ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES (ACB)

L'analyse coûts-bénéfices (ACB) est une technique d'évaluation de la désirabilité relative de plusieurs alternatives concurrentes (événements, projets, mesures de gestion ou politiques). L'évaluation consiste à comparer la situation actuelle (*scénario de référence*) à une ou plusieurs *alternatives* en considérant les différences entre le scénario de référence et les alternatives. Par exemple, pour évaluer l'impact de l'éclaircie sur la production de biens et services forestiers dans une forêt particulière, le scénario de référence (sans éclaircie) serait comparé au scénario alternatif (avec éclaircie). L'analyse se concentrerait alors sur les différences de coûts et de bénéfices entre les situations avec et sans la mesure de gestion. L'ACB compare les coûts et bénéfices mesurés en termes monétaires.

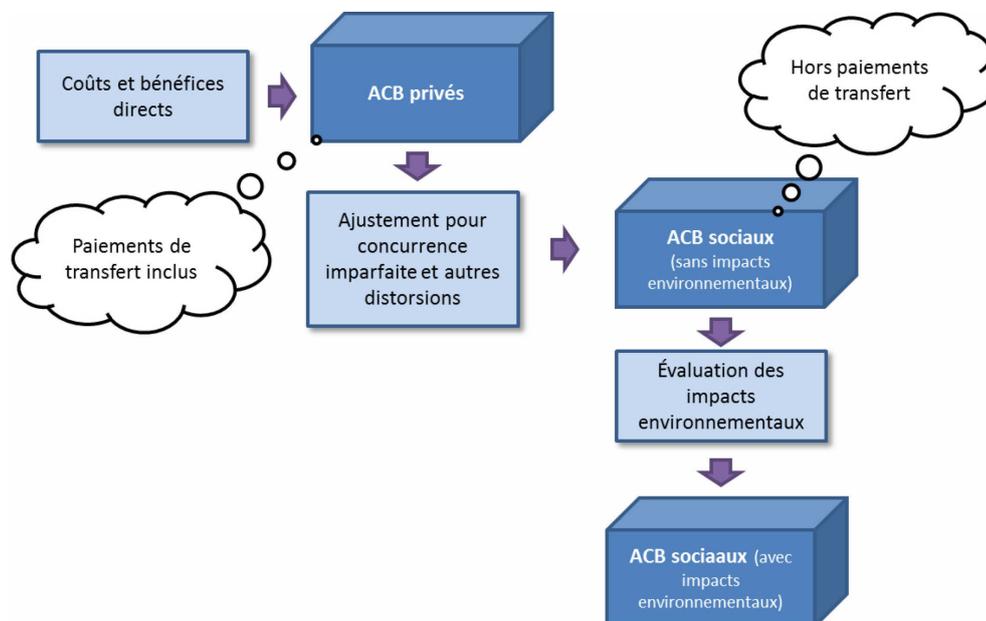
L'analyse coûts-bénéfices peut être réalisée selon différentes approches (figure 4.2). L'*analyse coûts-bénéfices privés* ne considère que les coûts et bénéfices issus de l'alternative analysée, qui sont imposés ou qui profitent à un agent privé (un individu ou une entreprise par exemple). Elle prend donc aussi en compte les paiements de transfert (subventions ou taxes, par exemple) que l'agent privé reçoit ou paie à l'administration. Ce type d'ACB est également souvent appelé *évaluation financière*.

L'*analyse coûts-bénéfices sociaux* cherche quant à elle à évaluer l'impact global d'une alternative sur le bien-être de la société toute entière, plutôt que sur celui de l'agent chargé de la mise en œuvre du projet. L'analyse sociale diffère de l'analyse privée en termes : a) d'ampleur d'identification et d'évaluation des données d'entrée et de sortie, et b) de mesure des coûts et bénéfices. L'ACB sociaux considère les coûts et bénéfices qui sont imposés ou qui profitent à la société toute entière. Les coûts et bénéfices sociaux diffèrent généralement des coûts et bénéfices privés en raison des imperfections existant sur le marché, qui peuvent prendre les formes suivantes :

- Concurrence imparfaite sur le marché (monopole par exemple) ;
- Intervention gouvernementale sur le marché (par exemple, taxes, subventions, régulation des prix) ;
- Externalités³ et biens publics.

Par ailleurs, une ACB sociaux ne prend pas en compte les paiements de transfert, comme les subventions ou les taxes, dans la mesure où ils constituent à la fois des bénéfices et des coûts. Par exemple, une subvention est un bénéfice pour le propriétaire d'une forêt, mais c'est un coût pour les contribuables. C'est pourquoi, d'un point de vue social, il s'agit d'un transfert neutre entre deux agents, qui n'affecte pas le bien-être global de la société.

Figure 4.2 Différentes approches de l'analyse coûts-bénéfices



Idéalement, l'ACB sociaux devrait prendre en compte tous les impacts de l'alternative analysée, y compris les impacts difficiles à mesurer (par exemple, ceux qui sont habituellement liés aux externalités environnementales).

3 Une externalité est définie comme une action non intentionnelle causée par un agent économique et qui influence l'utilité d'un autre agent (externe) sans être totalement ou directement reflétée par les prix de marché (Merlo et Croitoru, 2005).

4.2.1 Étapes d'une analyse coûts-bénéfices

La mise en œuvre d'une ACB se déroule selon les étapes suivantes :

Étape 1 : Définition de l'événement, du projet ou de la politique

La première étape visant à établir un cadre de travail pour l'analyse consiste à décrire l'événement, le projet ou la politique de manière suffisamment détaillée pour permettre de déterminer les bénéfices et coûts pertinents. À cette fin, les éléments suivants doivent être définis, à minima :

- Événement, projet ou politique : doit clairement décrire l'enjeu, quel(s) problème(s) pourraient survenir suite à l'événement, ou quel(s) problème(s) le projet cherche à atténuer, quel(s) objectifs sont visés, qu'est-ce qui sera réalisé, le cas échéant, où, quand, comment et par qui. La nature du problème ou de l'objectif déterminera ses bénéfices et ses bénéficiaires. Les effets et les parties affectées non attendus devront également être identifiés, même si l'ACB ne les prend pas en compte.
- But de l'ACB : l'identification du but de l'analyse permet de définir le niveau de détail nécessaire à l'étude. Il s'agira donc de répondre aux questions suivantes : l'analyse sera-t-elle utilisée pour déterminer si un projet doit être mis en œuvre ? Sera-t-elle utilisée pour déterminer quel projet doit être choisi parmi un groupe de projets, ou lequel doit être prioritaire ? Sera-t-elle utilisée pour définir l'impact d'un événement ?
- Scénario de référence et alternatives : le scénario de référence est la situation qui surviendra si l'événement ne se produit pas, si le projet n'est pas mis en œuvre ou si la politique n'est pas appliquée. Les alternatives proposées correspondent aux événements spécifiques pouvant se produire ou aux actions spécifiques pouvant être entreprises.
- Horizon temporel : il démarre avec les premières dépenses liées au projet et se termine à la fin de la durée de vie utile du projet ou de son alternative de plus grande durée, ou à une certaine date à laquelle il n'est plus possible d'obtenir une estimation sensée des effets. Les coûts et bénéfices sont comparés et évalués sur cet horizon temporel. Les principes généraux pour le choix de l'horizon temporel sont les suivants :
 - Il doit être suffisamment long pour capturer la majorité des coûts et bénéfices ;
 - Il doit être cohérent avec l'horizon temporel utilisé pour d'autres analyses de l'événement/projet ;
 - Il doit être cohérent pour toutes les alternatives ;
 - Tous les coûts et bénéfices subis ou gagnés sur cet horizon temporel doivent être inclus dans l'analyse.

Étape 2 : Identification des impacts pertinents du projet

Une fois l'événement, le projet ou la politique défini(e), l'étape suivante consiste à identifier les impacts de sa survenue ou de sa mise en œuvre, à la fois tangibles et intangibles. Il s'agit tout d'abord de spécifier les ressources utilisées dans la mise en œuvre du projet (par exemple la main d'œuvre, les matériaux, etc.). Il faut ensuite identifier les effets du projet sur les prix de marché et les niveaux de production des biens ou services marchands concernés, les niveaux d'emploi locaux, les prix de marché des biens et services associés, ainsi que les impacts sur l'environnement proche.

Les impacts positifs, appelés *bénéfices*, se réfèrent aux augmentations en termes de quantité et de qualité de biens et services générant une utilité positive ou une réduction du prix auxquels ils sont vendus. Les impacts négatifs incluent également l'usage de ressources (intrants de production) pour le projet, dans la mesure où elles ne peuvent pas être utilisées simultanément dans un autre projet.

Les analyses coûts-bénéfices et coût-efficacité se basent sur des coûts et bénéfices incrémentaux. Un concept important dans ce domaine est celui d'*additionnalité*, qui se réfère aux impacts nets du projet (Hanley et Spash, 1993). Il signifie que les coûts du projet qui sont pertinents pour l'évaluation sont ceux qui seraient dus si le projet était mis en œuvre, mais qui ne seraient pas dus autrement.

Le *coût d'opportunité* du projet mesure la perte de la meilleure option alternative à laquelle on renonce en raison de la mise en œuvre du projet. De même, le bénéfice du projet est le gain (en termes d'argent, de temps, etc.) qui serait obtenu pour un bien si le projet était mis en œuvre, en comparaison à la situation où il ne le serait pas (Sugden et Williams, 1978).

Dès lors que la mise en œuvre d'un certain projet a un impact sur l'environnement représentant des externalités positives ou négatives, ces effets externes doivent être pris en compte dans le processus d'évaluation du projet. Les effets environnementaux sont généralement associés à la qualité de l'air, au changement climatique, à la qualité de l'eau, du sol et des eaux souterraines, à la dégradation de la biodiversité et des paysages, et à d'autres risques naturels.

Les impacts d'un projet proposé peuvent être répartis de manière non homogène entre différents individus et groupes de population, de même qu'entre différentes régions géographiques affectées par le projet. Si ces effets de répartition doivent être pris en compte dans l'ACB, les coûts et bénéfices pour les différents groupes d'agents doivent être déterminés afin d'identifier les populations favorisées et lésées dans le cadre de cette proposition de projet.

Étape 3 : Quantification physique des impacts pertinents

Cette étape implique la détermination des flux de coûts et de bénéfices en termes de quantités physiques pour un projet (ex : en termes de jours-hommes de travail, de tonnes de CO₂, etc.), et l'identification de la date à laquelle ils se produiront. Par exemple, dans le cas des coûts et bénéfices d'une meilleure gestion forestière, il s'agirait d'estimer les quantités qui entraîneraient une augmentation de la production de bois. L'incrément annuel de bois (ex : en m³/ha) pourrait être estimé avant et après l'amélioration de la gestion. Par ailleurs, il faudrait estimer le temps (ex : en nombre d'années) nécessaire pour atteindre l'augmentation de production de bois souhaitée.

Étape 4 : Estimation monétaire des impacts pertinents

Afin que les mesures physiques des impacts soient comparables, elles doivent être estimées en termes d'unités communes (l'euro par exemple). L'ACB estime tous les coûts et bénéfices en unités monétaires. Le principe général de l'estimation monétaire en ACB est d'évaluer les impacts en termes de *coût social marginal* ou de *bénéfice social marginal*.

Le coût social marginal mesure le coût d'opportunité de la production d'un bien ou service, tandis que le bénéfice social marginal représente le *consentement à payer* (CAP) marginal des consommateurs pour ce bien ou service. Les prix de marché, dans certaines conditions, peuvent contenir de bonnes informations pour les coûts et bénéfices sociaux. Cependant, dans de nombreux cas, les prix ne reflètent pas correctement la vraie valeur d'un bien ou service pour la société.

L'emprise sur le marché, les externalités, les taxes ou les subventions peuvent fausser les prix de marché. Lorsque de telles distorsions existent, on utilise les *prix fictifs* comme estimations des coûts et bénéfices sociaux marginaux afin de refléter la vraie valeur d'un bien ou service.

Dans certains cas, il n'existe aucun prix de marché pour les impacts pertinents. C'est le cas de nombreuses externalités environnementales, comme la qualité paysagère, la qualité de l'air ou la biodiversité. Dans ces cas, des techniques d'estimation doivent être utilisées pour estimer le CAP pour les changements quantitatifs de ces externalités. Les principales techniques d'estimation sont présentées au chapitre 5.

Étape 5 : Actualisation des coûts et bénéfices

Une fois tous les coûts et bénéfices pertinents exprimés en termes monétaires, il est nécessaire de les convertir dans une unité commune, afin d'obtenir leur *valeur actuelle*. Ce processus est également appelé *actualisation*, et il se base sur le fait que les individus ont des *préférences temporelles* entre des consommations à différentes périodes. Selon cette hypothèse, un individu n'est pas nécessairement indifférent par rapport au fait de recevoir 100 € aujourd'hui ou de recevoir ces mêmes 100 € dans dix ans. Ceci est vrai même en l'absence d'inflation, dans la mesure où les 100 € obtenus aujourd'hui peuvent être utilisés de manière productive dans les dix années suivantes, produisant au final une valeur supérieure aux 100 € initiaux. Le taux auquel un individu est prêt à échanger sa consommation actuelle contre une consommation future est appelé le *taux d'actualisation*. Plus le taux d'actualisation est élevé, plus la préférence pour la consommation actuelle est grande.

La valeur actuelle (VA) d'un coût ou d'un bénéfice X reçu à la date t pour un taux d'actualisation r s'exprime de la manière suivante :

$$VA(X) = X(1+r)^{-t} = \frac{X}{(1+r)^t}$$

L'actualisation peut être réalisée selon deux approches, qui doivent aboutir aux mêmes résultats :

- En calculant la valeur nette de la différence entre les bénéfices et les coûts pour chaque période de temps (chaque année par exemple) et en actualisant chacun de ces flux de bénéfices nets annuels sur toute la durée du projet ;
- En calculant la valeur actualisée de chaque élément du projet (coûts et bénéfices) et en additionnant les éléments actualisés obtenus.

Le taux d'actualisation utilisé dans l'ACB sociale est le *taux d'actualisation social* (voir l'encadré 4.2), qui cherche à refléter le point de vue de la société sur la manière dont les coûts et bénéfices futurs devraient être estimés par rapport aux coûts et bénéfices actuels. Ce taux d'actualisation diffère généralement du taux d'actualisation utilisé dans l'ACB privée (diagnostic financier) en raison des imperfections des marchés financiers.

La littérature théorique et les pratiques internationales font état de différentes approches pour le choix de la valeur du taux d'actualisation social à adopter. Cependant, la solution la plus courante consiste à utiliser le taux d'intérêt du marché. Les taux d'emprunt à long terme du gouvernement et le taux de rentabilité avant impôts d'un capital privé sont souvent utilisés comme approximations pour le taux d'actualisation social (Nas, 1996).

Encadré 4.2 Taux d'actualisation social

La littérature théorique distingue plusieurs approches pour l'interprétation et le choix de la valeur du taux d'actualisation social. Ce rapport n'a pas pour objectif de résumer le débat universitaire qui existe sur ce sujet, mais d'introduire brièvement les principaux concepts utilisés pour l'estimation du taux d'actualisation social.

Taux de préférence temporelle sociale (TPTS)

Le TPTS mesure la préférence de la société entre une consommation sur une période et une consommation sur une autre période. La formule approximative du TPTS, basée sur l'article de Ramsey (1928), est la suivante :

$$r = nc + p,$$

où p est le taux de préférence inter-temporelle pure (taux d'actualisation de l'utilité), n est le facteur d'élasticité de l'utilité marginale de consommation et c est le taux de croissance de la consommation réelle par personne. Dans la plupart des pays européens, le taux de préférence inter-temporelle pure est d'environ 1 %, le taux de croissance est d'environ 2 % et le facteur d'élasticité de l'utilité marginale de consommation est compris entre 1 et 2 (CE, 2002). Cela implique que le TPTS est compris entre 3 et 5 %.

Coût d'opportunité du capital

Le coût d'opportunité du capital mesure la valeur de l'injection de ce capital dans la meilleure utilisation alternative possible. Lorsqu'un capital est investi dans un projet particulier, le coût d'opportunité du capital représente la perte de revenus qui serait générée dans le cadre d'un projet alternatif. L'estimation empirique du coût d'opportunité du capital pertinent dépend du projet, du pays et du moment. Selon certains auteurs, le taux d'actualisation social est inférieur au taux de rentabilité du marché sur le capital en raison de la taxation (Hanley et Spash, 1993). Selon d'autres auteurs, l'investissement public marginal devrait avoir le même taux de rentabilité que l'investissement privé (CE, 2002). La Commission européenne suggère d'utiliser un taux de 5 % comme limite inférieure du coût d'opportunité du capital pour les investisseurs privés (CE, 2002).

Source : Hanley et Spash, 1993 ; CE 2002

Pour le diagnostic de projet, différents pays suggèrent d'utiliser des taux d'actualisation compris entre 3 et 5 % (tableau 4.2). Par exemple, la Commission européenne suggère d'utiliser un taux d'actualisation social de 5 % dans le cas des états membres européens (CE, 2002). Ce chiffre est un compromis entre le taux d'intérêt du marché, le coût du capital et les considérations de préférence temporelle sociale (voir l'encadré 4.2).

Tableau 4.2 Taux d'actualisation internationaux réels pour l'analyse coûts-bénéfices

Région/Pays	Agence	Taux d'actualisation (%)
Union européenne	Commission européenne	5,0
France	Commissariat général à la stratégie et à la prospective	4,0
Allemagne	Ministère fédéral des Finances	4,0
Italie	Central Guidance to Regional Authorities	5,0
Norvège		3,5
Pays Bas	Ministère des Finances	4,0
Royaume Uni	Trésor de Sa Majesté	3,5

Source : Snowdon et Harou, 2012

La Banque Mondiale et la BERD ont adopté un taux de rentabilité économique de 10 % (CE, 2002), qui est généralement considéré comme un taux de rentabilité élevé et est souvent justifié par la prise en compte de cas orientés développement. Cependant, dans ce cas, les bénéfices futurs sont considérés comme moins importants (diminution de l'importance des bénéfices pour les générations suivantes).

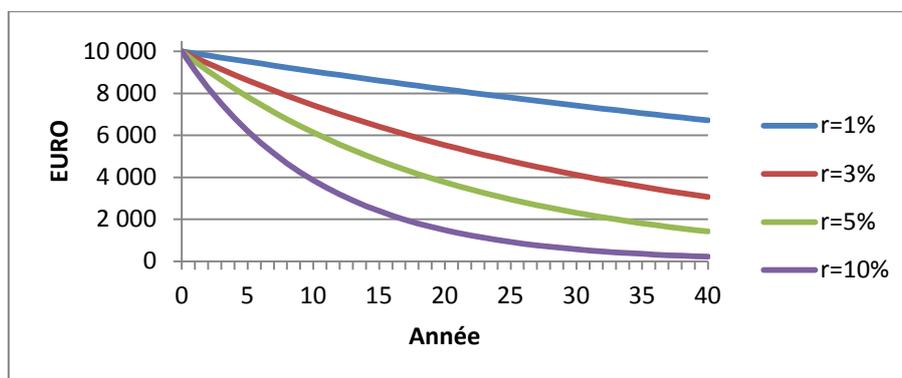
Ainsi, lors d'évaluations de projets à long terme (30 ans et plus), il est suggéré d'appliquer des taux d'actualisation décroissants (tableau 4.3). Les taux d'actualisation inférieurs sur le long terme augmentent la valeur actuelle nette (VAN) des projets qui fournissent des bénéfices nets jusqu'à un futur lointain (ex : plus le taux d'actualisation est faible, plus la valeur actuelle des bénéfices et des coûts rencontrés dans le futur est élevée). Il est donc probable que les VAN des projets forestiers soient souvent supérieures lorsque des taux d'actualisation décroissants sont appliqués.

Tableau 4.3 Taux d'actualisation à long terme décroissants

Période (années)	0-30	31-75	76-125	126-200	201-300	301+
Taux d'actualisation (%)	3,5	3,0	2,5	2,0	1,5	1,0

Source : Snowdon et Harou, 2012

Le choix du taux d'actualisation a un impact critique sur l'analyse. En effet, avec les taux d'actualisation, plus les coûts sont distants et plus les bénéfices sont proches dans le temps, mieux le projet sera évalué. Et cet effet devient de plus en plus prononcé avec des taux d'actualisation élevés. La figure 4.3 montre l'impact du taux d'actualisation sur les estimations de valeurs actuelles. Lors de l'évaluation de projets alternatifs, une *analyse de sensibilité* utilisant une fourchette de taux d'actualisation est généralement utilisée pour déterminer l'importance du taux d'actualisation dans la performance relative des projets.

Figure 4.3 Valeur actuelle de 10 000 € reçus à différentes années avec différents taux d'actualisation r 

Étape 6 : Calcul des indicateurs de performance de l'ACB

Les principaux indicateurs de performance pour l'analyse coûts-bénéfices sont les suivants :

- la valeur actuelle nette ;
- le taux de rentabilité interne ;
- le rapport coûts-bénéfices ;
- le délai de récupération.

L'indicateur (ou le critère) de performance le plus adapté pour le diagnostic d'un projet dépend généralement des circonstances. Dans cette section, l'utilisation de ces indicateurs pour l'évaluation d'alternatives est expliquée.

Valeur actuelle nette

La valeur actuelle nette (VAN) d'un projet est définie comme suit :

$$VAN(S) = \sum_{t=0}^T \frac{S_t}{(1+r)^t} = \sum_{t=0}^T \frac{B_t}{(1+r)^t} - \sum_{t=0}^T \frac{C_t}{(1+r)^t}$$

où S_t est le bénéfice net du projet à la date t , r est le taux d'actualisation et T est le cadre temporel (nombre d'années de durée) du projet. Le bénéfice net des projets est la différence entre les bénéfices (B_t) et les coûts (C_t) associés à l'alternative étudiée.

La valeur actuelle nette est un simple indicateur à la fois utile pour l'identification des projets bénéfiques et pour le choix du meilleur projet parmi plusieurs alternatives. Un projet est accepté dès lors que $VAN > 0$, car ses bénéfices sont supérieurs à ses coûts. Plus la VAN est élevée, plus le projet est souhaitable. Ainsi, les projets alternatifs peuvent être classés en se basant sur leur valeur actuelle nette.

Pour les *projets d'investissement*, pour lesquels les coûts précoces sont suivis de rendements plus tardifs, on pondère les valeurs négatives des premières années avec un coefficient de pondération plus élevé que les valeurs positives des dernières années. Le contraire est effectué pour un projet de désinvestissement. Cela implique que le choix du cadre temporel (T) et du taux d'actualisation (r) est crucial pour la détermination de la VAN.

Taux de rentabilité interne

Le *taux de rentabilité interne* (TRI) est défini comme la valeur critique du taux d'intérêt à laquelle le projet présente une valeur actuelle nulle, ou autrement dit, lorsque tous les coûts sont égaux à tous les bénéfices actualisés par ce taux.

$$TRI = \sum_{t=0}^T \frac{S_t}{(1 + TRI)^t} = 0$$

Le TRI est généralement exprimé en pourcentage. Le calcul du TRI ne requiert pas l'identification du taux d'actualisation. Cependant, il faut se rappeler que tout projet présentant des flux nets positifs très importants dans les premières étapes générera un TRI relativement élevé. Le TRI tend donc à favoriser les investissements à court terme (Klemperer, 1996).

Dans le cas de *projets d'investissement*, l'interprétation du TRI est simple et directe. Le projet est acceptable si et seulement si le TRI est supérieur à la valeur réelle du taux d'intérêt. Pour les *projets de désinvestissement*, dans lesquels les rendements précoces sont suivis de coûts tardifs, l'interprétation du TRI est différente. Dans ce cas, le TRI est interprété comme la valeur la plus basse du taux d'intérêt qui justifierait la mise en œuvre du projet. Dans ce sens, le projet devra être mis en œuvre si le TRI est inférieur à la vraie valeur du taux d'intérêt.

Le TRI est basé sur l'hypothèse selon laquelle les flux de coûts-bénéfices sont réinvestis au taux de rentabilité interne. Pour l'examen de projets mutuellement exclusifs, le TRI peut conduire à des résultats incohérents avec le classement basé sur le critère de VAN. Par ailleurs, le TRI n'est pas un critère approprié en cas d'existence d'une limite d'investissement⁴.

Rapport coûts-bénéfices

Le *rapport coûts-bénéfices* (RCB) est défini comme le rapport entre les bénéfices actualisés et les coûts actualisés :

$$RCB = \sum_{t=0}^T \frac{B_t}{(1+r)^t} / \sum_{t=0}^T \frac{C_t}{(1+r)^t}$$

Si $RCB > 1$, les bénéfices actualisés sont supérieurs aux coûts actualisés, ce qui signifie que le projet entraîne des gains nets pour la société. Plus le RCB est élevé, plus les bénéfices sont élevés par rapport aux coûts. En revanche, le RCB est insensible à l'ampleur des bénéfices nets, et il peut donc favoriser les projets présentant des coûts et bénéfices faibles par rapport à des projets présentant des bénéfices plus élevés.

Période de retour sur investissement

La période de retour sur investissement indique le temps mis pour que les bénéfices accumulés dépassent les coûts accumulés. Afin de déterminer la période de retour sur investissement, les coûts et bénéfices doivent être actualisés et les coûts et bénéfices accumulés doivent être calculés pour chaque année. La première année au cours de laquelle les bénéfices accumulés dépassent les coûts accumulés est ce qu'on appelle la période de retour sur investissement.

Si tous les autres indicateurs/critères sont égaux, le meilleur investissement est celui qui présente la période de retour sur investissement la plus courte. Par exemple, si un projet coûte 100 000 € et est supposé rapporter 20 000 € par an, la période de retour sur investissement sera de cinq ans (100 000 €/20 000 €).

Étape 7 : Réalisation de l'analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité est une méthode permettant d'examiner de quelle manière le résultat de l'ACB change en fonction des variations de données d'entrée, d'hypothèse ou de préparation de l'analyse. Une analyse de sensibilité doit typiquement être réalisée lorsque les paramètres suivants varient (Hanley et Spash, 1993) :

- Le taux d'actualisation ;
- La quantité et la qualité physique des données d'entrée et de sortie ;
- Les prix fictifs de ces données d'entrée et de sortie ;
- La durée de vie du projet.

L'analyse de sensibilité a pour objectif d'identifier les variables et les paramètres critiques du modèle, c'est-à-dire ceux auxquels la VAN est la plus sensible.

L'analyse de sensibilité peut être réalisée soit variable par variable, soit en changeant des groupes de variables en même temps à l'aide d'analyses de scénarios. Un bref aperçu de la manière dont ces analyses peuvent être utilisées dans l'ACB est présenté ci-dessous, ainsi que les avantages et inconvénients de l'analyse de sensibilité.

4 La limite d'investissement se réfère à la situation dans laquelle un budget de capital fixe est utilisé et ne peut être dépassé.

Analyse variable par variable

Cette approche vise à isoler l'effet de la variation d'une variable sur les indicateurs de performance de l'ACB (la VAN, le RCB, etc.). Elle se déroule en quatre étapes :

1. Tous les facteurs importants affectant les flux de coûts-bénéfices doivent être listés.
2. Pour chaque facteur, une fourchette de valeurs possibles doit être définie. Par exemple, les estimations pour chaque facteur peuvent être préparées selon des scénarios « de réussite (optimiste) », « le plus probable » ou « de la pire éventualité (pessimiste) ». En pratique, ces valeurs sont généralement basées sur des expériences passées avec des évaluations de projet ou des opinions d'experts similaires. De plus, cette fourchette de valeurs s'exprime souvent comme un ou deux écarts-types autour d'une moyenne (ou d'une valeur attendue).
3. Pour chaque valeur de chaque facteur, les indicateurs de performance pertinents doivent être calculés en maintenant les valeurs de tous les autres facteurs inchangées.
4. Les indicateurs de performance obtenus doivent être examinés pour déterminer le degré de variation globale, et quel(s) facteur(s) sont les plus responsables de la variation des estimations.

Analyse de scénarios

L'analyse de scénarios repose sur l'hypothèse selon laquelle les facteurs affectant les flux de coûts-bénéfices n'agissent pas indépendamment les uns des autres, comme on le suppose dans l'approche variable par variable. Dans l'analyse de scénarios, les états potentiels futurs du monde sont divisés en scénarios de réussite, de la pire éventualité et le plus probable. Le scénario de réussite se base sur la plus faible estimation des coûts et l'estimation la plus optimiste des bénéfices. Le scénario de la pire éventualité se base sur l'estimation la plus pessimiste des coûts et des bénéfices.

Avantages et inconvénients de l'analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité présente plusieurs avantages. Tout d'abord, il est relativement facile de calculer l'information nécessaire à chaque approche. Par ailleurs, dans de nombreux cas, l'analyse peut être basée sur la fourchette de valeurs délimitant le scénario le plus probable, sans avoir à effectuer une grande quantité de travail. Par ailleurs, l'analyse de sensibilité fournit des informations supplémentaires pour la prise de décision. Elle fournit en particulier une idée de l'impact et de l'importance de l'incertitude pour l'ACB. Enfin, l'interaction potentielle entre les facteurs est révélée lorsque l'analyse de scénarios est utilisée.

Le principal inconvénient de l'analyse de sensibilité est lié à la précision des informations à partir desquelles les valeurs qui correspondent aux variations des facteurs clés sont déterminées. Les méthodes visant à déterminer les estimations pessimistes, optimistes et les plus probables sont dans de nombreux cas subjectives. Ensuite, l'absence de méthode systématique pour la détermination de la combinaison appropriée de facteurs utilisés pour définir les scénarios limite la fiabilité de l'analyse de sensibilité. Pour résumer, l'approche variable par variable n'est pas adaptée pour prendre en compte l'interaction entre les facteurs, tandis que l'approche par scénarios ne considère en général qu'un petit nombre de scénarios potentiels.

4.2.2 Forces et faiblesses de l'analyse coûts-bénéfices

Forces de l'analyse coûts-bénéfices :

- Basée sur des fondements théoriques bien compris.
- Utilise une valeur standard prédéfinie (en termes monétaires).
- Inclut seulement les bénéfices correspondant aux bénéficiaires, ce qui permet d'estimer leur impact réel.
- Les études d'ACB s'appuient sur une méthodologie commune, ce qui permet de facilement transférer les retours d'expérience d'une étude à une autre.
- Bien adaptée aux transferts de bénéfices : permet d'estimer les bénéfices d'une situation par extrapolation ou interpolation de données issues d'études précédentes présentant des situations similaires.

Faiblesses de l'analyse coûts-bénéfices :

- Limitée aux impacts pouvant être estimés en termes monétaires.
- Forte influence des paramètres d'ACB sélectionnés sur les résultats (par exemple, taux d'actualisation, durée du projet, coûts et bénéfices considérés).

4.2.3 Exemples d'application de l'analyse coûts-bénéfices

Ce chapitre a pour objectif de présenter comment appliquer l'analyse coûts-bénéfices dans le cadre de l'évaluation d'un projet. L'exemple d'application utilisé dans ce chapitre est tiré de l'étude de Mavsar (2012).

L'objectif de l'ACB de cette étude était d'analyser les bénéfices sociaux d'un projet de boisement dans une région d'Espagne, côté Méditerranée. Les travaux de boisement ont été réalisés sur un site agricole abandonné, en vue d'obtenir les impacts suivants :

- Impacts positifs (bénéfices) :
 - Augmentation de la superficie boisée ;
 - Augmentation de la séquestration du carbone ;
 - Augmentation de la biodiversité végétale ;
 - Accès à des activités de loisirs.
- Impacts négatifs (coûts) :
 - Investissement initial ;
 - Augmentation des coûts de maintenance.

Trois scénarios de boisement différents ont été définis (voir le tableau 4.4), chacun présentant des caractéristiques différentes en termes de superficie de boisement, de nombre d'espèces végétales introduites dans la région, d'accès à des activités de loisirs et de quantité supplémentaire de carbone séquestré.

Tableau 4.4 Scénarios de boisement

Bénéfice	Alternative 1	Alternative 2	Alternative 3
Superficie boisée	+ 5 % (140 000 ha)	+ 15 % (420 000 ha)	+ 25 % (700 000 ha)
Nombre d'espèces végétales introduites	+ 40	+ 90	+ 140
Accès à des activités de loisirs	Non	Oui	Oui
Quantité supplémentaire de carbone séquestré	+ 9 320 t de CO ₂	+ 18 640 t de CO ₂	+ 27 960 t de CO ₂

Source : Mavsar (2012)

Pour chaque bénéfice, la valeur marginale a été estimée (c'est-à-dire la valeur d'une unité supplémentaire pour le bien ou service en question). Ces valeurs ont été obtenues dans le cadre d'une étude d'estimation par expérimentation des choix où les participants devaient exprimer leurs préférences concernant des projets de boisement et la production de différents biens et services forestiers (Mavsar 2012). L'expérimentation des choix a été réalisée sur tout le territoire espagnol et 800 personnes ont été interrogées. Les résultats (valeurs marginales pour les bénéfices) de l'expérimentation des choix sont présentés dans le tableau 4.5.

Tableau 4.5 Valeurs marginales des bénéfices de boisement

Bénéfice	Unité	Valeur marginale (€/an/personne)
Superficie boisée	ha	9,58
Végétation	Espèces	0,65
Loisirs	Accès	38,60
CO ₂	t CO ₂	0,0053

Pour réaliser une ACB, les hypothèses suivantes ont été prises en compte :

- Le boisement est mis en œuvre la première année (année 0). Les coûts de boisement moyens sont estimés à 10 669 €/ha. Les coûts de boisement sont basés sur les données utilisées par la Commission européenne pour l'Espagne dans le cadre de la Politique de développement rural pour la période 2007-2013 (UE, 2005).
- L'investissement initial est réalisé à l'année 0. Tous les 5 ans, des coûts de maintenance sont à prévoir dont le montant s'élève à 5 % de l'investissement initial.
- Les bénéfices seront obtenus seulement 25 ans après le boisement. Cette estimation se base sur l'hypothèse selon laquelle une jeune forêt n'est pas en mesure de fournir tous les bénéfices (ex : taux de séquestration du carbone) qu'une forêt plus âgée ou plus mature.
- La durée du projet a été limitée à 46 ans, ce qui correspond à une période de rotation normale pour les forêts de pins méditerranéennes en Espagne (Palahi *et al.*, 2007).
- Le taux d'actualisation était de 3 % (voir l'encadré 4.2).

Les résultats des calculs sont détaillés au tableau 4.6. Pour cet exemple, seuls les résultats de l'alternative 3 sont présentés.

Tableau 4.6 Analyse coûts-bénéfices de l'alternative 3

Année	Coûts (en €)	Valeur actualisée nette du coût (en €)	Bénéfice (en €)	Valeur actualisée nette du bénéfice (en €)	Valeur actualisée nette (en €)
0	10 688,8	10 688,8	0,0	0,0	-10 688,8
1	0,0	0,0	0,0	0,0	-10 688,8
2	0,0	0,0	0,0	0,0	-10 688,8
3	0,0	0,0	0,0	0,0	-10 688,8
4	0,0	0,0	0,0	0,0	-10 688,8
5	534,4	461,0	0,0	0,0	-11 149,8
6	0,0	0,0	0,0	0,0	-11 149,8
7	0,0	0,0	0,0	0,0	-11 149,8
8	0,0	0,0	0,0	0,0	-11 149,8
9	0,0	0,0	0,0	0,0	-11 149,8
10	534,4	397,7	0,0	0,0	-11 547,4
11	0,0	0,0	0,0	0,0	-11 547,4
12	0,0	0,0	0,0	0,0	-11 547,4
13	0,0	0,0	0,0	0,0	-11 547,4
14	0,0	0,0	0,0	0,0	-11 547,4
15	534,4	343,0	0,0	0,0	-11 890,5
16	0,0	0,0	0,0	0,0	-11 890,5
17	0,0	0,0	0,0	0,0	-11 890,5
18	0,0	0,0	0,0	0,0	-11 890,5
19	0,0	0,0	0,0	0,0	-11 890,5
20	534,4	295,9	0,0	0,0	-12 186,4
21	0,0	0,0	0,0	0,0	-12 186,4
22	0,0	0,0	0,0	0,0	-12 186,4
23	0,0	0,0	0,0	0,0	-12 186,4
24	0,0	0,0	0,0	0,0	-12 186,4
25	534,4	255,3	17 597,6	8404,7	-4036,9
26	0,0	0,0	17 597,6	8159,9	4123,0
27	0,0	0,0	17 597,6	7922,3	12 045,3
28	0,0	0,0	17 597,6	7691,5	19 736,8
29	0,0	0,0	17 597,6	7467,5	27 204,3
30	534,4	220,2	17 597,6	7250,0	34 234,1
31	0,0	0,0	17 597,6	7038,8	41 273,0
32	0,0	0,0	17 597,6	6833,8	48 106,8
33	0,0	0,0	17 597,6	6634,8	54 741,5
34	0,0	0,0	17 597,6	6441,5	61 183,1
35	534,4	189,9	17 597,6	6253,9	67 247,0
36	0,0	0,0	17 597,6	6071,8	73 318,8
37	0,0	0,0	17 597,6	5894,9	79 213,7
38	0,0	0,0	17 597,6	5723,2	84 936,9
39	0,0	0,0	17 597,6	5556,5	90 493,4
40	534,4	163,8	17 597,6	5394,7	95 724,3
41	0,0	0,0	17 597,6	5237,5	100 961,8
42	0,0	0,0	17 597,6	5085,0	106 046,8
43	0,0	0,0	17 597,6	4936,9	110 983,7
44	0,0	0,0	17 597,6	4793,1	115 776,8
45	534,4	141,3	17 597,6	4653,5	120 289,0

Les indicateurs d'ACB estimés sont fournis au tableau 4.7. Les valeurs actualisées nettes (VAN) sont positives pour les trois alternatives. Cependant, lorsque l'on applique différents taux d'actualisation (par exemple, 1 %, 3 % et 5 %), les indicateurs de performance changent complètement. Par ailleurs, lorsque le plus fort taux d'actualisation est utilisé, toutes les alternatives ont une VAN positive et un rapport coût-bénéfice (RCB) supérieur à 1. D'un point de vue économique et compte tenu des hypothèses utilisées, le premier programme de boisement (alternative 1) est la meilleure alternative : la performance est optimale quel que soit l'indicateur considéré.

Tableau 4.7 Indicateurs coûts-bénéfices pour les alternatives de boisement

Indicateur	Alternative 1	Alternative 2	Alternative 3
Taux d'actualisation = 3 %			
VAN	184 323	152 116	120 289
RCB	15,0	12,6	10,1
TRI	7,69 %	6,88 %	5,88 %
Taux d'actualisation = 1 %			
VAN	372 281	309 206	246 874
RCB	26,7	22,4	18,1
TRI	10,23 %	9,45 %	8,52 %
Taux d'actualisation = 5 %			
VAN	91 119	74 236	57 550
RCB	8,3	7,0	5,6
TRI	5,04 %	4,15 %	3,02 %

4.3 ANALYSE COÛTS-BÉNÉFICES OU ANALYSE MULTICRITÈRES ?

L'avantage principal de l'AMC est qu'elle permet de prendre en compte les impacts d'un projet dont les valeurs monétaires ne sont pas facilement estimables. L'AMC possède d'autres forces : elle permet de faciliter l'implication des parties prenantes et rend le processus de diagnostic et de prise de décision plus transparent.

En revanche, la capacité de l'AMC à prendre en compte une plus grande gamme d'impacts de projet que l'ACB est le résultat d'une structure théorique beaucoup moins rigide.

La principale force de l'ACB est qu'elle est basée sur des fondements théoriques bien compris, ce qui lui confère un haut degré de cohérence interne. Les études d'ACB s'appuient sur une méthodologie commune. Les retours d'expérience obtenus au cours d'une étude (ou en microéconomie de manière générale) peuvent être facilement transférés à d'autres études, permettant ainsi une accumulation d'expertise.

L'avantage particulièrement marquant de l'ACB est qu'elle possède une valeur standard prédéfinie. Par exemple, les bénéfices sont mesurés à l'aide du montant maximum que les bénéficiaires seraient prêts à payer pour en profiter. Donc pour l'ACB, tout bénéfice ou coût est exprimé en termes de montant monétaire absolu et non sur la base d'un point de vue quelconque sur les objectifs du projet à l'origine de ces bénéfices ou coûts. L'ACB inclut seulement les bénéfices correspondant à une classe de bénéficiaires, ce qui permet d'estimer leur impact réel. Une partie prenante ne peut donc pas décider qu'un type d'impact en particulier est souhaitable ou important.

En revanche, l'AMC ne se base sur aucune valeur standard prédéfinie. On pourrait croire que cela confère à l'AMC une plus grande flexibilité. Pourtant, pour pouvoir réaliser des comparaisons fiables entre des diagnostics, il faut se baser sur un standard de valeur commun. L'AMC applique à un projet un standard de valeur spécifique dans deux sens. Premièrement, les pondérations relatives appliquées aux différentes catégories d'impact sont définies séparément pour chaque projet afin de refléter les enjeux particuliers identifiés par les parties prenantes au niveau du projet. Deuxièmement, le système de notation des impacts utilise des échelles spécifiques à chaque projet. Les scores de différents projets ne sont donc pas comparables, seules les différentes alternatives d'un seul et même projet le sont (différents niveaux de mesures en matière de gestion forestière pour un site en particulier, par exemple). Cela permet d'éviter que les scores ne soient utilisés pour faire un choix entre différents projets, ce qui est l'une des fonctions principales du diagnostic. De même, les incohérences entre projets lors de la prise de décision sont plus difficiles à identifier, ce qui pénalise grandement la transparence comparé à une ACB.

Puisque les ACB utilisent un standard de valeur commun, une large gamme d'études peut être utilisée pour vérifier la crédibilité des résultats d'une étude en particulier. Par ailleurs, les ACB permettent d'accumuler l'expérience. Il est donc possible d'utiliser les méthodes de transfert de bénéfices afin d'estimer les bénéfices d'une situation en extrapolant ou interpolant les bénéfices d'études précédentes présentant des situations similaires (voir chapitre 5 section 5.3.2.3).

Néanmoins, l'AMC et l'ACB peuvent être considérées comme des méthodes complémentaires. Par exemple, dans des cas présentant une large sélection d'alternatives possibles, l'AMC permet de définir une sélection plus réduite d'alternatives et l'ACB peut être utilisée pour les évaluer. Par ailleurs, l'ACB permet de traiter des coûts et bénéfices mesurables alors que l'AMC permet de traiter des coûts et bénéfices qualitatifs. Il ne s'agit donc pas de savoir quelle méthode est la plus adaptée, mais plutôt de savoir comment les combiner de manière efficace.

5 Méthodes d'estimation

Ce chapitre a pour objectif de présenter les concepts de base en matière d'estimation économique des biens et services forestiers, et de décrire les principales méthodes d'estimation. L'estimation économique peut contribuer à l'amélioration du processus de prise de décision puisqu'elle permet de comprendre les préférences sociales pour toute une gamme de biens et services forestiers. Le concept de valeur économique totale a été développé dans le but de s'assurer que tous les bénéfices sont pris en compte de manière systématique, exhaustive et sans double comptabilisation.

Les méthodes d'estimation économique ont pour objectif d'obtenir la valeur monétaire de différents changements quantitatifs et/ou qualitatifs en matière de biens et services environnementaux. Les principaux types de méthodes sont les méthodes des préférences révélées et les méthodes des préférences déclarées. Les méthodes des préférences révélées (la méthode des prix de marché, les méthodes basées sur les coûts, la méthode des prix hédonistes et la méthode des coûts de transport) sont basées sur les comportements réellement observés chez les gens. Les méthodes des préférences déclarées (l'évaluation contingente et la modélisation des choix) sont basées sur les réponses des gens à des questions décrivant des marchés ou des situations hypothétiques.

Une autre méthode utilisée est la méthode de transfert de bénéfices. Il ne s'agit pas d'une méthode d'estimation, mais elle utilise (transfère) les estimations économiques de précédentes études faisant état de changements similaires en matière de biens et services environnementaux pour estimer la valeur des changements environnementaux au niveau du site étudié.

Seule une poignée des nombreux bénéfices rendus par les forêts méditerranéennes est disponible sur les marchés officiels, en général les PFL et certains PFNL (Daly *et al.*, 2010). Pour ces biens et services échangés sur les marchés officiels, les prix fournissent une estimation de leur valeur et de leur rareté. D'autres bénéfices forestiers sont aussi échangés uniquement sur les marchés informels, comme pour de nombreux PFNL (ex : le bois de feu pour une consommation personnelle). L'estimation de leur valeur peut être réalisée par le biais de produits de substitution sur des marchés existants.

Cependant, d'autres biens et services ne peuvent pas être introduits sur des marchés (Merlo et Croitoru, 2005) et bien qu'ils soient consommés par la population et les propriétaires forestiers, ils ne possèdent pas de prix permettant de servir d'indicateur de rareté ou de projeter la demande associée (Sills et Abt., 2004). Ceci indique principalement que les décisions des gestionnaires ne prennent en compte que les biens et services marchands, et qu'elles omettent les aspects non marchands des bénéfices rendus. Ce type de décisions n'est pas optimal, dans la mesure où l'accent est mis sur la production de commodités, et elles peuvent réduire la fourniture de biens et services non marchands, à un degré entraînant une perte nette de bien-être social (les pertes sont supérieures aux bénéfices obtenus par la production de ces commodités) (Holmes, 2004).

Pour corriger cette situation, les économistes ont développé un ensemble de méthodes pouvant être appliquées pour estimer la valeur économique de biens et services non marchands. Ce chapitre présente les méthodes les plus couramment utilisées, leur mise en application ainsi que leurs principales forces et faiblesses.

Dans le cadre de ce projet, les méthodes d'estimation économique fourniront les valeurs d'entrée (ex : les valeurs des biens et services écosystémiques) nécessaires à la réalisation de l'évaluation des différentes possibilités de gestion forestière.

5.1 INTRODUCTION AU CONCEPT DE LA VALEUR ECONOMIQUE TOTALE

Les écosystèmes gérés changent constamment du fait des processus naturels et des interventions de l'homme (Turner, 2000). Comme indiqué dans le chapitre précédent, il est important de pouvoir évaluer l'impact de différents types d'actions ou de stratégies de gestion afin de comparer leur acceptabilité sociale par rapport à d'autres critères tels que l'efficacité environnementale, l'efficacité économique, l'impartialité en matière de respect des intérêts de chacune des parties prenantes (y compris les différentes générations), etc. (Turner, 2000).

Les données nécessaires au suivi du changement environnemental peuvent être classées en trois types de valeurs (Turner, 2000) :

- Valeur primaire d'un écosystème : valeur associée à l'intégrité d'un écosystème en termes de structure, de composition et de fonctions. Cette intégrité doit être évaluée par des indicateurs à la fois quantitatifs et qualitatifs du fait du niveau d'incertitude entourant la compréhension scientifique du fonctionnement des systèmes complexes.
- Valeurs socioculturelles, historiques et symboliques (valeurs inhérentes à certains actifs environnementaux) : lors de l'évaluation d'une action de gestion, la prise en compte du bien-être social doit inclure les changements de propriétés comme le sens d'identité, de culture et d'importance historique des composantes et du paysage d'un écosystème. Dans ce contexte, la compilation de données de valeurs sera un exercice plutôt qualitatif, nécessitant des démarches de groupes d'intérêt délibérées et inclusives telles que des conférences de consensus et des enquêtes auprès de panels de citoyens et de groupes de travail.
- *Valeur économique totale (VET)* attribuée aux produits des fonctions écosystémiques : le concept de VET associe les processus et fonctions écosystémiques à la production de biens et services, auxquels on peut attribuer des valeurs économiques monétaires.

Ce chapitre s'intéresse à la VET et au mécanisme d'attribution des valeurs monétaires aux productions écosystémiques. La VET est un concept anthropocentrique qui identifie les valeurs rendant des bénéfices à l'homme, qu'elles soient directes ou indirectes (Merlo et Croitoru, 2005).

Le large panel de bénéfices rendus par les écosystèmes doit s'inscrire dans un cadre analytique cohérent. Le concept de VET a été développé dans le but de s'assurer que tous les bénéfices sont pris en compte de manière systématique, exhaustive et sans double comptabilisation. Ces dernières années, la VET a été largement utilisée pour quantifier la valeur totale des différentes composantes d'écosystèmes, tels que les forêts (Merlo et Croitoru, 2005).

La VET est la somme des valeurs d'usage et de non usage. Ces deux catégories principales de VET peuvent être décomposées de la manière suivante :

- Valeurs d'usage
 - *Valeur d'usage direct* : comprend l'interaction avec l'écosystème via une utilisation consommatrice de ressource comme la récolte de bois d'œuvre, ou non consommatrice comme les activités de loisirs.
 - *Valeur d'usage indirect* : est dérivée des services écosystémiques, comme la fourniture d'une eau plus propre pour les consommateurs en aval, la séquestration du carbone et la prévention des inondations et de l'érosion.
 - *Valeur d'option* : prend en compte la possibilité d'utiliser une ressource à l'avenir, de manière directe ou indirecte.
- Valeurs de non usage
 - *Valeur altruiste* : est dérivée de la satisfaction de savoir que d'autres personnes ont accès aux bénéfices rendus par la nature.
 - *Valeur de leg* : est associée à l'intérêt de préserver un écosystème ou une espèce en particulier pour les générations futures.
 - *Valeur d'existence* : est dérivée de la connaissance de l'existence d'un écosystème ou d'une espèce en particulier.

Le Tableau 5.1 présente le concept de VET appliqué aux écosystèmes forestiers et son lien avec leurs caractéristiques écologiques. Par le passé, les valeurs d'usage étaient les plus importantes et leur fourniture était l'objectif premier de la gestion forestière. De nos jours, la demande sociale en valeurs de non usage est de plus en plus forte (Kramer et al., 2004).

Tableau 5.1 VET et plusieurs exemples pour des écosystèmes forestiers

VALEUR ÉCONOMIQUE TOTALE (VET)					
VALEURS D'USAGE			VALEURS DE NON USAGE		
Valeur d'usage direct	Valeur d'usage indirect	Valeur d'option	Valeur altruiste	Valeur de leg	Valeur d'existence
Produits de consommation directe	Fonctions écosystémiques	Valeurs d'usage futur direct ou indirect	Valeur pour le plaisir d'autres personnes	Valeur pour les générations futures	Valeur dérivée de l'existence d'autres ressources
Bois d'œuvre, loisirs, chasse	Régulation de l'eau, séquestration du carbone	Biodiversité, habitat préservé	Possibilités d'activités de loisirs optimisées pour d'autres personnes	Habitats, éviter les changements irréversibles	Espèces en voie d'extinction

Lors de l'estimation d'une VET ou d'une valeur particulière, il faut bien considérer **qui en sont les bénéficiaires**. Par exemple, la prévention de l'érosion bénéficie principalement aux populations locales alors que les services de loisirs bénéficient à la fois aux populations locales et aux visiteurs. Pour comprendre les préférences d'un individu, il faut donc examiner le sous-ensemble spécifique de bénéfices qu'il tire des forêts ainsi que les coûts associés à la perpétuation de ces bénéfices.

5.2 ESTIMATION ECONOMIQUE : OBJECTIF, IMPLICATIONS ET LIMITATIONS

5.2.1 Une définition de l'estimation économique

L'estimation économique est un ensemble de techniques et de méthodes permettant de mesurer, en termes monétaires, l'augmentation ou la baisse attendue en matière de bien-être résultant de l'utilisation d'un bien ou d'un service (Romero, 1994).

L'estimation économique est implicitement liée à un choix. La valeur qui en résulte provient de l'interaction entre un sujet et un objet (ex : un bien ou service environnemental). Cette interaction est l'expression des préférences d'un individu et suppose que les changements en matière de fourniture du bien ou service ont un impact sur le bien-être de l'individu. Autrement dit, le bénéfice (ou coût) environnemental correspond au bénéfice (ou coût) pour l'homme, et il s'exprime en unités monétaires.

La substituabilité entre deux biens est également centrale au concept de valeur. Les échanges ou sacrifices réalisés par les individus lorsqu'ils choisissent une quantité plus faible d'un bien donné et le remplacent par d'autres biens en quantité supérieure indiquent la valeur que les individus attribuent à chacun de ces biens (Freeman, 2003).

5.2.2 Objectifs de l'estimation économique

D'après Pritchard (2000) et selon le but de son rapport, les objectifs de la conduite d'une étude d'estimation économique sont les suivants :

- Démontrer que les écosystèmes forestiers sont liés au bien-être de l'homme et qu'ils devraient être représentés dans les processus de prise de décision ;
- Décrire l'importance relative des différents types d'écosystèmes forestiers ;
- Soutenir ou rejeter les décisions en matière de gestion ou de politique qui influencent l'état d'un certain écosystème forestier (via l'utilisation d'analyses coûts-bénéfices par exemple).

Il est important de comprendre que le but fondamental de l'estimation n'est pas de « mettre un prix » sur un certain écosystème forestier, ou sur ses composantes, mais plutôt d'exprimer l'importance que les gens accordent aux changements en matière de fourniture de biens et services écosystémiques, par rapport à d'autres biens et services (Randall, 2002 ; Hanley et Shogren, 2002 in Turner, 2003). En conséquence, l'attribution d'une valeur monétaire correspond davantage à une nécessité d'établir des indicateurs, qui peuvent être utilisés dans les processus de prise de décision, qu'à un besoin de hiérarchiser ces biens et services.

En Méditerranée, de nombreux biens et services écosystémiques forestiers ne sont échangés que sur les marchés informels, ou ne le sont pas du tout. Il est donc pertinent d'estimer ces valeurs lors de prises de décisions relatives à l'allocation de ressources limitées pour la gestion des forêts ou lors d'études de conversion des terres pour d'autres usages.

5.2.3 Hypothèses de base en estimation environnementale

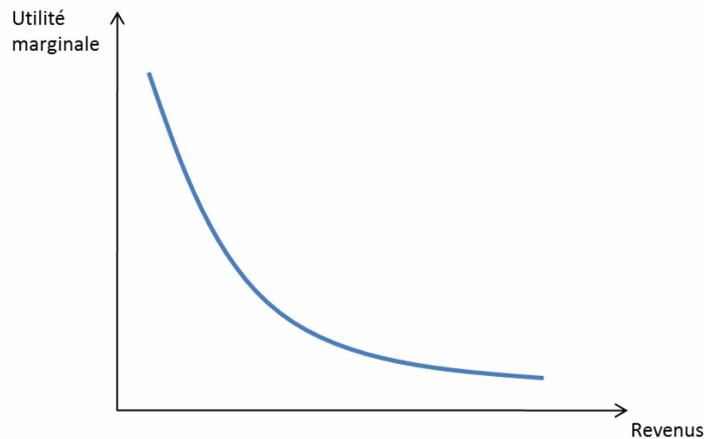
L'estimation environnementale repose sur la théorie néoclassique qui suppose que les individus font leurs choix dans le but de maximiser leur bien-être. Cette maximisation s'effectue toujours en présence de restrictions telles que des revenus, un temps ou une fourniture de biens et services limités. La valeur est alors le résultat des préférences d'un individu avec des moyens limités. Par leurs choix, les individus révèlent un ordre de préférence pour un ensemble de biens et services, qui peut être présenté comme une fonction d'utilité (de bien-être). La théorie économique suppose que les préférences d'un individu sont bien définies et stables. Ces conditions sont nécessaires pour estimer et maximiser le bien-être social (Shapansky *et al.*, 2002).

Les mêmes hypothèses (c'est-à-dire la maximisation des préférences, établies et stables, d'un individu) sont également adoptées dans le cadre de l'estimation environnementale. De plus, l'estimation environnementale suppose qu'un changement en matière de fourniture de biens et services environnementaux a un impact sur le bien-être d'un individu.

Ainsi, l'estimation environnementale évalue la différence en matière de bien-être (utilité marginale) qui résulte d'un changement (augmentation ou diminution) en matière de fourniture de biens et services écosystémiques. Cependant, l'utilité marginale des biens et services n'est pas constante. Elle augmente avec la rareté d'un bien et diminue avec son abondance. Par exemple, l'utilité marginale des revenus (figure 5.1) diminue lorsque les revenus d'un individu augmentent.

Pour une personne à faibles revenus, chaque unité monétaire supplémentaire reçue possède une utilité marginale plus forte que pour une personne à forts revenus.

Figure 5.1 Courbe de l'utilité marginale pour les revenus



En conséquence, les valeurs économiques estimées sont conditionnées, parmi d'autres éléments, par l'échelle du changement et la rareté du bien ou service estimé. Pour autant, l'estimation économique a également été utilisée pour estimer la valeur de la totalité des biens et services d'un écosystème à un instant donné (ex : Costanza *et al.*, 1997). Cette approche a été fortement critiquée (Bockstael, 2000 ; Pearce, 2001 ; Turner, 2003). Par exemple, la suppression de toutes les forêts impliquerait la perte d'un système d'entretien de la vie majeur, et pas seulement des possibilités de loisirs. Les valeurs économiques sont donc applicables aux changements faibles (marginaux) en matière de services écosystémiques.

C'est pourquoi les valeurs monétaires estimées ne peuvent être utilisées que pour refléter des variations marginales en matière de bien-être social, et non pour évaluer une altération à grande échelle du flux de biens et services environnementaux (Azqueta et Tirado, 2008). En réalité, c'est la nature marginale de ces changements en matière de quantité/qualité de ces actifs environnementaux qui est utile dans les processus de prise de décision.

5.2.4 Exigences et limitations de l'estimation environnementale

La première étape de l'application d'une méthode d'estimation environnementale consiste à caractériser le problème de prise de décision et le changement environnemental en jeu.

Pour définir le changement environnemental, certaines questions clés doivent être étudiées, comme les suivantes (Champ, 2003) :

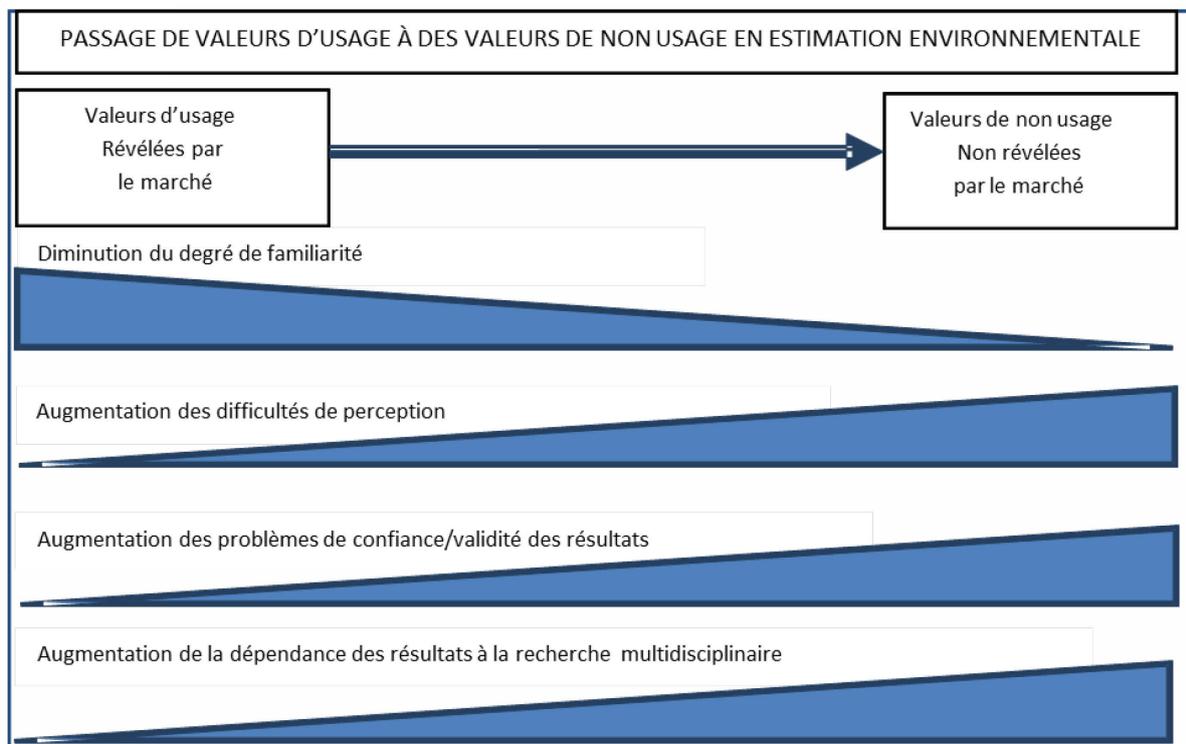
- Le champ d'application géographique et temporel ;
- Les types de valeurs associés ;
- Qui sont les populations favorisées et lésées ;
- Quels types de valeurs sont affectés.

La seconde étape consiste à estimer dans quelle mesure le changement environnemental va impacter le flux de biens et services écosystémiques associés. La nature de la valeur que ces biens et services représentent (que ce soit une valeur d'usage, de non usage, etc.) a un impact important sur le choix de la technique d'estimation.

La troisième étape, directement liée à la précédente, est l'identification des individus affectés par le changement. La distribution des coûts et bénéfices potentiels et l'échelle à laquelle ces bénéfices et coûts sont capturés sont des éléments très importants. Les usagers locaux sont plus affectés par les changements en matière de bénéfices directs (ex : la consommation et/ou la vente de produits forestiers), alors qu'à l'échelle nationale ou internationale les individus accordent plus d'importance aux services indirects (ex : la séquestration du carbone ou la préservation de la biodiversité).

Malgré le potentiel de l'estimation économique environnementale en tant qu'outil d'aide à la prise de décision, certaines contraintes d'utilisation demeurent. Les principaux défis et limitations de l'estimation environnementale se rencontrent dans des situations présentant un manque d'individus bien formés à ces méthodes, ou dans lesquelles certains services ne peuvent être mesurés. La figure 5.2 illustre certaines difficultés et contraintes pouvant apparaître.

Figure 5.2 Défis rencontrés lors du passage de valeurs d'usage à des valeurs de non usage en estimation environnementale



Source : Bateman et Turner, 1993

Comme mentionné plus haut, l'estimation environnementale suppose que les individus aient défini des préférences pour les biens et services estimés. Ceci est particulièrement vrai pour les biens et services les plus connus (ex : le bois, les champignons et les loisirs). Néanmoins, lorsqu'on demande aux individus d'exprimer leurs préférences en matière de biens ou services avec lesquels ils ne sont pas familiers (ex : l'existence d'une espèce de plante, la protection de la biodiversité, l'érosion des sols) (Bateman *et al.*, 2008a,b, 2010), ces préférences ne sont établies que lors du processus d'estimation (Atkinson, 2012).

5.3 METHODES D'ESTIMATION ECONOMIQUE

Un grand nombre de méthodes d'estimation environnementale ont été développées dans le but d'estimer la valeur des biens et services écosystémiques. Les principaux types de méthodes sont les *méthodes des préférences révélées* (MPR) et les *méthodes des préférences déclarées* (MPD) (tableau 5.2).

Tableau 5.2 Méthodes d'estimation présentées dans ce rapport

Groupe de méthodes	Méthode d'estimation
Préférences révélées	Prix de marché
	Basée sur les coûts
	Prix hédonistes
	Coûts de transport
Préférences déclarées	Évaluation contingente
	Modélisation des choix
Transfert de bénéfices	Transfert de valeur unitaire
	Transfert de fonction

5.3.1 Méthodes des préférences révélées

Les méthodes des préférences révélées (MPR) se basent sur les données comportementales réellement observées, et utilisent notamment des techniques qui déduisent les valeurs indirectement du comportement dans les marchés de substitution qui sont supposés avoir une relation directe avec le service écosystémique étudié (Atkinson, 2012). Ces méthodes sont adaptées lorsqu'il existe bien une relation entre les biens et services environnementaux en jeu et un marché fonctionnel et bien établi (Morrison *et al.*, 1996). Par exemple, une partie de la valeur immobilière est souvent

associée à la qualité environnementale (au niveau de pollution notamment). Il est très probable que les MPR sous-estiment la valeur des biens publics, dans la mesure où elles ne peuvent capturer toutes les manières possibles dont les gens en bénéficient (c'est-à-dire les valeurs de non usage).

Il existe un certain nombre de variantes des méthodes des préférences révélées, selon que le bien ou service environnemental et le bien marchand associé sont complémentaires, sont des substituts l'un de l'autre, ou que l'un est un attribut de l'autre. Les sections suivantes décrivent les méthodes des préférences révélées les plus couramment appliquées, à savoir la méthode des prix de marché, les méthodes basées sur les coûts, la méthode des prix hédonistes et la méthode des coûts de transport.

5.3.1.1 Méthode des prix de marché

Généralités

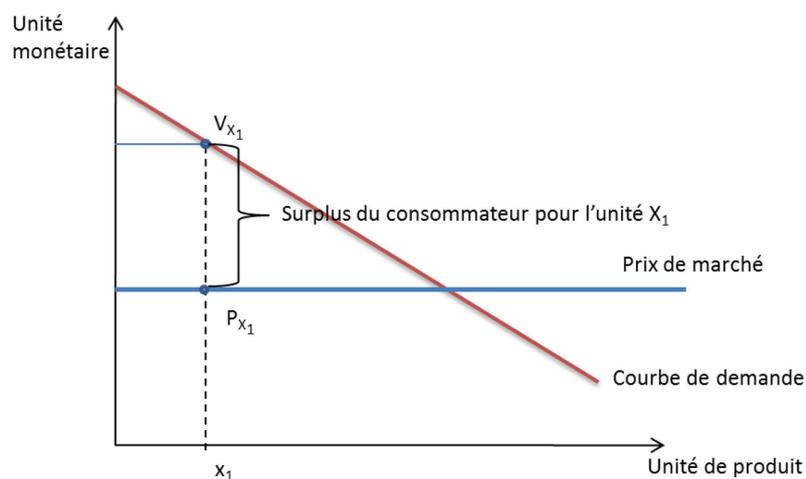
La *méthode des prix de marché* (MPM) est utilisée lorsqu'il existe un marché réel pour le bien ou le service à estimer (ex : le bois d'œuvre, les produits forestiers non ligneux, le carbone). Dans ce cas, l'estimation est réalisée en se basant sur les prix de marché observés. La technique d'estimation des prix du marché utilise les méthodes économiques standards pour mesurer les bénéfices économiques à partir des impacts sur le marché, en se basant sur la quantité demandée et offerte aux différents prix. Lorsque les valeurs de marché existent, la méthode des prix de marché doit être privilégiée par rapport à toutes les autres techniques d'estimation (Riera *et al.*, 2005).

Dans une économie de marché, les unités monétaires (l'euro par exemple) sont une mesure de valeur économique universellement acceptée, parce que le nombre d'unités monétaires qu'un individu est prêt à payer pour un bien ou un service indique combien d'autres biens et services ce même individu serait prêt à abandonner. On appelle souvent cela le consentement à payer (CAP).

Il est souvent supposé à tort que le prix de marché d'un bien mesure sa valeur économique. Le prix de marché n'indique que le montant minimum que les personnes qui achètent le bien ou le service sont prêtes à payer pour l'obtenir (King et Mazzotta, 2000). Lorsque des personnes achètent un bien ou un service, elles comparent la quantité d'argent qu'elles sont prêtes à verser pour ce bien avec son prix de marché. Elles n'achèteront le bien ou le service que si leur CAP est supérieur ou au moins égal au prix. En réalité, de nombreuses personnes sont prêtes à payer plus que le prix de marché pour un bien ou un service, et de ce fait leur valeur économique est supérieure au prix de marché.

La figure 5.3 illustre cette différence, où V_{X_1} représente la valeur (CAP) de l'unité X_1 d'un bien, et où P_{X_1} est le prix de marché que les individus doivent payer pour ce bien. Cette illustration montre clairement que dans le cas de l'unité de produit X_1 , la valeur économique est supérieure au prix de marché. La différence entre le prix réellement payé pour un bien et le montant maximum qu'un individu est prêt à payer pour ce bien est appelée le *surplus du consommateur*.

Figure 5.3 Représentation graphique de la courbe de demande, de la valeur économique, du prix de marché et du surplus du consommateur



Principales étapes de l'application de la méthode des prix de marché

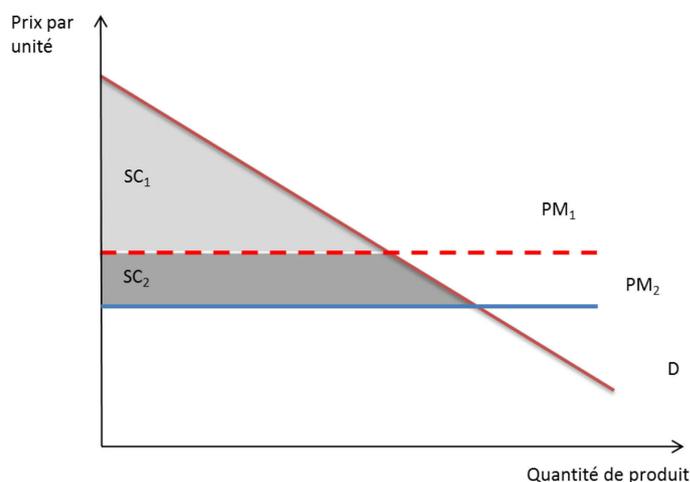
L'objectif est de mesurer le surplus économique total du changement (augmentation ou diminution) en matière de fourniture d'un bien ou d'un service (ex : augmentation de la production de bois grâce à une optimisation de la gestion forestière). Ce surplus économique total est la somme du surplus du consommateur et du surplus du producteur⁵.

La valeur du changement en matière de fourniture d'un bien ou d'un service est ainsi égale à la différence de surplus économique avant et après l'amélioration de la gestion.

Étape 1 : Estimation de la fonction de demande avant le changement en termes de fourniture de biens et services

La première étape de la procédure consiste à utiliser les données du marché pour estimer la fonction de demande du marché⁶ et le surplus du consommateur pour le bien ou service à estimer avant le changement en matière de fourniture. Un exemple est présenté en figure 5.4. Étant donné la courbe de demande D et le prix de marché initial PM_1 , le surplus du consommateur initial est égal à l'aire gris clair SC_1 .

Figure 5.4 Courbe de demande et surplus du consommateur avant et après le changement en matière de fourniture d'un bien ou d'un service



Étape 2 : Estimation de la fonction de demande après le changement en termes de fourniture de biens et services

La seconde étape consiste à estimer la fonction de demande du marché et le surplus du consommateur pour le bien ou service après le changement en matière de fourniture. Dans la figure 5.4, la fourniture du bien ou service estimé est supposée augmenter, ce qui entraînerait une baisse du prix de marché (PM_2), mais laisserait inchangée la fonction de demande (D). Le surplus du consommateur après le changement en termes de fourniture de biens et services serait donc égal à la somme des aires SC_1 et SC_2 .

Étape 3 : Estimation de la variation des bénéfices économiques pour les consommateurs

La troisième étape consiste à estimer le changement (perte ou gain) en matière de bénéfices économiques pour les consommateurs, en calculant la différence de bénéfices avant et après le changement en matière de fourniture. Dans la figure 5.4, la différence (hausse des bénéfices) correspondrait à l'aire SC_2 .

Étape 4 : Estimation de la fonction d'offre avant la variation des bénéfices économiques pour les producteurs

Dans la mesure où il s'agit d'un bien ou d'un service marchand, les variations du surplus du producteur (le propriétaire forestier produisant le bois par exemple) doivent être pris en compte. Comme pour le consommateur, on estime les surplus du producteur avant et après le changement, et on calcule la différence entre les deux.

Par exemple, dans la figure 5.5 illustrant la production d'un bien ou d'un service, O_1 est la fonction d'offre initiale et PM_1 est le prix de marché. Le surplus du producteur résultant est la somme des aires SP_1 et SP_2 .

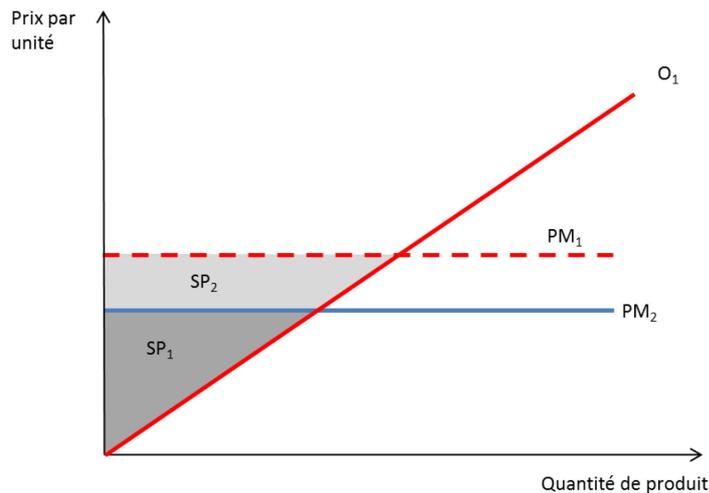
5 La différence entre les montants totaux tirés d'un bien (prix de marché x quantité vendue) et les coûts de production variables.

6 La fonction mathématique qui relie le prix et la quantité demandée pour les biens ou services. Elle indique combien d'unités d'un bien seront achetées aux différents prix.

Étape 5 : Estimation de la fonction d'offre après la variation des bénéfices économiques pour les producteurs

Le surplus du producteur est ensuite mesuré après le changement en matière de fourniture du bien ou service estimé. Dans la figure 5.5, en raison de l'augmentation de l'offre, le prix de marché diminue pour devenir PM_2 . Le surplus du producteur devient donc seulement égal à l'aire SP_1 .

Figure 5.5 Courbe d'offre et surplus du producteur avant et après le changement en matière de fourniture du bien ou service



Étape 6 : Estimation de la variation des bénéfices économiques pour les producteurs

L'étape suivante consiste à calculer la différence de surplus du producteur due au changement en matière de fourniture du bien ou service estimé. Dans la figure 5.5, il s'agirait de la différence entre le surplus du producteur initial ($SP_1 + SP_2$) et le surplus du producteur final (SP_1). Autrement dit, le surplus du producteur après le changement diminuerait de SP_2 .

Étape 7 : Estimation de la variation économique totale

L'étape finale consiste à calculer la variation économique totale due à la modification de fourniture du bien ou service estimé. Ce changement est égal à la somme du nouveau surplus du consommateur et du nouveau surplus du producteur.

Forces et faiblesses de la méthode des prix de marché

Forces de la méthode des prix de marché

- La méthode des prix de marché reflète le CAP d'un individu pour les coûts et bénéfices de biens ou services achetés et vendus sur des marchés, comme le poisson, le bois d'œuvre ou le bois de feu. Les valeurs données par les individus sont donc susceptibles d'être bien définies.
- Les données de prix, de quantité et de coûts sont relativement faciles à obtenir pour les marchés établis.
- La méthode utilise les données de préférence des consommateurs réellement observées.
- La méthode utilise des techniques économiques reconnues.

Faiblesses de la méthode des prix de marché

- Les données du marché peuvent n'être disponibles que pour un nombre limité de biens et services fournis par une ressource écologique et peuvent ne pas refléter la valeur de tous les usages productifs d'une ressource.
- La vraie valeur économique des biens et services peut ne pas être totalement reflétée par les transactions du marché, en raison des imperfections du marché et/ou des échecs de politiques.
- Les variations saisonnières et les autres effets sur le prix doivent être pris en compte.
- La méthode ne peut pas être facilement utilisée pour mesurer la valeur de changements de plus grande ampleur affectant considérablement l'offre ou la demande d'un bien ou d'un service.
- Généralement, la méthode des prix de marché ne déduit pas la valeur marchande des autres ressources utilisées pour mettre les produits écosystémiques sur le marché, et peut donc en surestimer les bénéfices.

Application de la méthode des prix de marché

La méthode des prix de marché utilise les prix en vigueur pour les biens et services échangés sur les marchés, tels que le bois d'œuvre, les champignons, les baies, le liège, les plantes médicinales et aromatiques, les plantes et les matériaux décoratifs, la viande de gibier, les permis de chasse, etc. L'étude menée par Daly *et al.* (2012) fournit un bon aperçu de la

large gamme de biens et services pour lesquels les prix de marché peuvent être utilisés afin d'estimer leur valeur économique.

L'application de la méthode des prix du marché nécessite un certain nombre de données permettant d'estimer le surplus du consommateur et le surplus du producteur. Pour estimer le surplus du consommateur, la fonction de demande doit être estimée. Cela nécessite des données chronologiques sur les quantités demandées aux différents prix, ainsi que des données relatives à d'autres facteurs pouvant affecter la demande, telles que les revenus ou d'autres données démographiques. Pour estimer le surplus du producteur, il est nécessaire de recueillir des données sur les coûts de production variables et sur les revenus tirés du bien ou service. En pratique cependant, ces informations sont rarement disponibles. C'est pourquoi il n'est quasiment possible d'estimer que la valeur d'un changement marginal, en prenant en compte un prix de marché stable.

Par exemple, Daly *et al.* (2012) ont estimé la valeur de la production annuelle de bois des forêts du bassin versant de Barbara. Les forêts couvrent environ 31 % de la superficie totale de ce bassin versant. Le bois est l'un des bénéfices rendus par ces forêts. En 2010, l'augmentation annuelle de production de bois pour la totalité de la superficie a été estimée à 4 516 m³. Une enquête menée dans la région de l'étude a montré que les ménages consommaient en moyenne 1,48 m³ de bois de feu et 155 kg de charbon par an. En multipliant ces quantités par le nombre de ménages de la région, on constate que la consommation totale était de 10 351 m³ de bois (6 650 m³ de bois de feu et 3 701 m³ de bois pour la production de charbon), ce qui est supérieur à la capacité de production annuelle estimée pour les forêts du bassin versant de Barbara. Cela indique clairement l'importance de la prise en compte de la consommation personnelle des produits forestiers par la population.

Pour estimer le bénéfice annuel de la production de bois pour la population locale, le prix de marché du bois de feu a été utilisé, s'élevant en 2010 à 4,35 €/m³ environ. Le bénéfice annuel total a donc été estimé à 45 026 €.

5.3.1.2 Méthodes basées sur les coûts

Généralités

Le groupe des méthodes basées sur les coûts (MBC) est un cas particulier de la méthode des prix de marché. Ce groupe comprend la méthode des coûts de dégradations évitées, la méthode des coûts de remplacement et la méthode des coûts de substitution. Ces méthodes peuvent être utilisées pour estimer la valeur des biens et services forestiers en se basant soit sur les coûts d'évitement des dégradations dues à la perte de biens et services, soit sur les coûts de remplacement des biens et services écosystémiques, soit sur les coûts de fourniture de biens et services de substitution (King et Mazzotta, 2000). Elles sont souvent appliquées pour estimer la valeur de services de protection (ex : la prévention des inondations, la réduction de l'érosion, la sédimentation d'un barrage ou la purification de l'eau).

Cependant, elles ne fournissent pas exactement une mesure des valeurs économiques, qui sont basées sur le CAP des individus pour un bien ou service. Mais elles supposent que les coûts de dégradations évitées, de remplacement ou de substitution de biens ou services écosystémiques sont des estimations utiles de leur valeur. Elles se basent en effet sur la supposition selon laquelle, si les individus s'exposent à des coûts dans le but d'éviter des dégradations causées par la perte de services écosystémiques, ou de remplacer ou substituer des biens et services écosystémiques, alors ces biens et services doivent valoir au moins ce que les individus ont payé pour éviter leur perte, leur remplacement ou leur substitution. Ces méthodes sont bien adaptées aux cas dans lesquels les dépenses liées à l'évitement des dégradations, ou au remplacement ou à la substitution des biens, ont effectivement été, ou seront effectivement, calculées.

Les principales hypothèses sous-jacentes à cette approche reposent sur la possibilité de prévoir l'étendue et la nature des dégradations physiques attendues (en cas de disponibilité d'une fonction de dégradation précise) et sur la possibilité d'estimer les coûts de substitution, de remplacement ou de restauration des actifs endommagés avec un degré de précision raisonnable. On suppose ensuite que les coûts de substitution, de remplacement ou de restauration ne dépassent pas la valeur économique du bien ou du service.

La dernière hypothèse peut ne pas être valide dans tous les cas. La valeur d'un bien ou service peut se révéler inférieure aux coûts de remplacement, de substitution ou de restauration, soit en raison d'un nombre plus restreint d'usagers, soit en raison de l'usage de ce bien ou service dans des activités à faible valeur.

Principales étapes de l'application des méthodes basées sur les coûts

Un exemple est utilisé ici pour illustrer les principales étapes des méthodes basées sur les coûts. Dans cet exemple, une agence publique est supposée restaurer une région forestière dégradée pour améliorer la capacité de ces forêts à protéger la zone agricole environnante contre l'érosion. Avant de mettre en œuvre cette restauration, la valeur de la protection contre l'aggravation de l'érosion doit être estimée afin d'évaluer les bénéfices potentiels.

7 Ce prix a été recalculé à partir du dinar tunisien (TND) en prenant un taux de change de 1 TND pour 0,46 €.

Étape 1 : Évaluation écologique du bien ou service fourni

La première étape consiste à réaliser une évaluation physique du bien ou service écosystémique à estimer (degré d'érosion des sols en tonnes de sols érodés par hectare et par an, par exemple). Cette évaluation doit déterminer le niveau actuel du bien ou service écosystémique, et le niveau attendu en cas de changement au niveau de l'écosystème (la restauration de la forêt dégradée par exemple).

Étape 2 : Estimation des coûts

La méthode des coûts de dégradations évitées peut être appliquée à l'aide de deux approches différentes :

- La première approche consiste à utiliser les informations relatives à la protection contre l'érosion obtenues lors de la première étape ayant estimé les dégradations potentielles causées aux terres agricoles en cas d'érosion. Dans ce cas, on prend en compte la valeur monétaire des dégradations probables des propriétés en cas de non restauration de la forêt.
- La seconde approche consiste à déterminer si les propriétaires des zones environnantes ont dépensé de l'argent pour protéger leurs propriétés contre les dégradations potentielles dues à l'érosion, par exemple en souscrivant à une assurance supplémentaire ou en renforçant la protection de leurs terres agricoles. Ces dépenses d'évitement des dégradations doivent être additionnées sur toutes les propriétés affectées afin de fournir une estimation des bénéfices tirés de la protection contre l'aggravation de l'érosion. Ainsi, la restauration de la forêt ne sera mise en œuvre que si les coûts de dégradations évitées sont supposés être inférieurs aux dégradations potentielles de la zone agricole.

La méthode des coûts de remplacement consiste à estimer les montants qu'il faudrait verser pour remplacer les biens ou services écosystémiques affectés. Dans ce cas, les services de protection contre l'érosion pourraient être directement remplacés par des investissements alternatifs (ex : des murs de protection, la création de terrasses).

La méthode des coûts de substitution consiste à estimer les montants qu'il faudrait verser pour fournir un substitut des biens et services affectés. On estimerait donc les coûts de construction et les coûts liés au maintien de telles mesures de protection. Il s'agirait également de déterminer si la population serait prête à accepter des mesures de protection alternatives à la place de la restauration de la forêt.

Forces et faiblesses des méthodes basées sur les coûts

Forces des méthodes basées sur les coûts

- Ces méthodes peuvent fournir une indication grossière de la valeur économique, soumise à des contraintes de données et de degré de similarité ou de substituabilité entre les biens liés.
- Il est plus facile de mesurer les coûts de production des bénéfices que les bénéfices eux-mêmes, lorsque les biens, services ou bénéfices sont non marchands. Ces méthodes sont donc moins exigeantes en matière de données et de ressources.
- Elles fournissent des mesures substitutives de valeurs qui sont cohérentes avec le concept économique de valeur d'usage, pour les biens ou services pouvant être difficiles à estimer via d'autres moyens.

Faiblesses des méthodes basées sur les coûts

- Ces méthodes supposent que les dépenses versées pour réparer les dégradations ou remplacer les biens et services écosystémiques sont des mesures valides des bénéfices fournis. Cependant, les coûts ne sont généralement pas une mesure exacte des bénéfices, qui devraient être mesurés via le CAP des gens.
- Ces méthodes ne prennent pas en compte les préférences sociales pour les services écosystémiques, ni le comportement des individus en l'absence de ces services.
- Ces méthodes peuvent être incohérentes dans la mesure où peu d'actions et de régulations environnementales sont basées uniquement sur des comparaisons coûts-bénéfices, en particulier au niveau national. Le coût d'une action de protection peut parfois être supérieur aux bénéfices rendus à la société. Il est également probable que le coût des actions déjà entreprises pour protéger une ressource écologique sous-estime les bénéfices d'une nouvelle action visant à améliorer ou à protéger la ressource.
- La méthode des coûts de remplacement nécessite des informations relatives au degré de substitution entre le bien ou le service marchand et la ressource naturelle. Peu de ressources environnementales possèdent de tels substituts directs ou indirects. Les biens ou services de substitution sont peu susceptibles de fournir les mêmes types de bénéfices que la ressource naturelle.
- Les biens ou services remplacés ne représentent probablement qu'une petite portion de la large gamme de services fournis par la ressource naturelle. Aussi, les bénéfices d'une action visant à protéger ou à restaurer la ressource écologique sont sous-estimés.
- Ces méthodes ne devraient être utilisées qu'après la mise en œuvre d'un projet ou si la population a démontré, d'une manière ou d'une autre, son CAP pour le projet (approbation des dépenses pour le projet, par exemple).

Dans le cas contraire, rien n'indique que la valeur du bien ou service fourni par la ressource écologique à la population affectée soit supérieure au coût estimé pour le projet.

- Sans preuve que le public pourrait être en demande d'une alternative, ces méthodes ne sont pas un bon estimateur de la valeur du bien ou service écosystémique, d'un point de vue économique. Néanmoins, en l'absence d'autres alternatives d'estimation (manque de ressources ou d'expertise par exemple), les méthodes basées sur les coûts restent souvent appliquées.

Application des méthodes basées sur les coûts

Dans l'Union Européenne (ex : UE 2005 ; Ciancio *et al.*, 2007), les méthodes basées sur les coûts sont couramment utilisées par les administrations publiques pour réaliser des ACB, des évaluations économiques de politiques, projets ou autres, environnementaux, car l'application de ces méthodes est moins exigeante et les estimations fournies sont relativement robustes (les prix des mesures d'évitement des dégradations sont stables, par exemple). Cependant, dans la plupart des pays méditerranéens, l'application de ces méthodes reste plutôt exceptionnelle, et elles ne sont utilisées que dans les études pilotes ou de recherche (ex : Merlo et Croitoru, 2005 ; Daly *et al.*, 2012).

Voici quelques exemples de cas dans lesquels ces méthodes peuvent être appliquées :

- Estimation de l'amélioration de la qualité de l'eau, en mesurant le coût du contrôle des émissions d'effluent ;
- Estimation des services de protection contre l'érosion d'une forêt ou d'une zone humide, en mesurant le coût de l'enlèvement des sédiments érodés des zones situées en aval ;
- Estimation des services de purification de l'eau par différents écosystèmes, en mesurant le coût du filtrage et du traitement chimique de l'eau ;
- Estimation des services de protection contre les tempêtes, en mesurant le coût de la construction de murs de rétention ;
- Estimation des services d'habitat et de nurserie, en mesurant le coût des programmes d'élevage et de repeuplement.

Une étude menée par Jorio (2011) a été utilisée pour illustrer l'application des méthodes basées sur les coûts. L'étude vise à estimer la valeur économique totale de biens et services fournis par le Parc National de Tazekka, en présentant différents types de biens et services et différentes techniques d'estimation. Dans l'exemple qui suit, seule la méthode des coûts de substitution est présentée.

Le Parc National de Tazekka est situé dans le Moyen Atlas, près de la ville de Taza au Maroc. Le parc a été créé pour protéger les ressources naturelles, en particulier la cédraie de *Cedrus atlantica*. Avec une superficie de 13 730 ha, elle abrite une faune et une flore très variées. Le parc fournit une large gamme de biens et services écosystémiques dans la mesure où il contribue au développement économique local (ex : revenus issus du tourisme, produits agricoles et forestiers).

Les biens et services écosystémiques fournis par le parc ont été divisés en trois groupes :

- Economiques : production agricole, produits forestiers, fourrages, fourniture d'eau ;
- Ecologiques : préservation des sols, réserves et qualité de l'eau, séquestration du carbone, préservation de la biodiversité ;
- Sociaux : de loisirs, de tourisme, culturels, d'éducation et spirituels.

La valeur de la production fourragère de la forêt a été estimée à l'aide de la méthode des coûts de substitution. Les quantités de fourrages produits par la forêt et les coûts de la substitution de ces fourrages par de l'orge ont été estimés. Grâce à cette approche (voir le tableau 5.3), il a été estimé que les 11 006 ha de forêts fournissaient environ 4 millions d'unités fourragères. En considérant que le prix de marché de l'orge est de 0,315 €/kg, la valeur économique totale obtenue pour la production fourragère a été estimée à 1,26 millions d'euros.

Ensuite, les auteurs ont également étudié les dégradations causées par le surpâturage, pour lesquelles ils ont estimé un coût de 32,58 €/ha (tableau 5.3). En soustrayant le coût du surpâturage au bénéfice total de la fourniture de fourrage, le bénéfice net total de la production fourragère a été estimé à 902 775 €, soit environ 82 €/ha.

8 Les valeurs originales ont été indiquées en dirham marocain (MAD) ; nous les avons converties en euro en prenant un taux de change de 1 MAD pour 0,09 €.

Tableau 5.3 Valeur économique estimée pour la production fourragère du Parc National de Tazekka

Superficie de la forêt (ha)	11 006
Quantité de fourrage (unités fourragères, UFL)	4 004 288
Prix de l'orge (€/Kg)	0,315
Valeur des fourrages (€)	1 261 351
Coût des dégradations (€/ha)	32,58
Coût total des dégradations (€)	358 575
Valeur nette (€)	902 775

Source : Jorio, 2011

D'autres exemples d'application de la méthode des prix de marché et des méthodes basées sur les coûts pour différents pays méditerranéens peuvent être trouvés dans Merlo et Croitoru (2005).

5.3.1.3 Méthode des prix hédonistes

Généralités

La *méthode des prix hédonistes* (MPH) se base sur les transactions marchandes de biens différenciés pour estimer les bénéfices ou les coûts associés à la qualité environnementale, notamment à la pollution de l'air, de l'eau, sonore et aux aménités environnementales, comme le paysage (Paterson et Boyle, 2002) et la proximité de sites de loisirs. Elle est couramment appliquée aux variations des prix des logements, qui reflètent la valeur des attributs environnementaux locaux (Taylor, 2003). En conséquence, cette méthode est adaptée à l'étude de l'influence de la vue sur une forêt ou de la proximité d'une forêt sur le prix d'un bien immobilier. Le cadre théorique de la MPH a été développé par Rosen (1974).

La MPH repose sur l'hypothèse de base selon laquelle le prix d'un bien marchand est lié à ses caractéristiques ou aux services qu'il rend. Par exemple, le prix d'un bien immobilier reflète ses caractéristiques, comme le nombre de chambres et la surface d'habitation, ainsi que ses caractéristiques extérieures, soit en termes de proximité des services (école, hôpital, etc.) soit de proximité d'aménités environnementales (parc, lac, forêt, etc.). Les caractéristiques individuelles d'un bien immobilier, ou d'un autre bien, peuvent donc être estimées en évaluant combien les personnes sont prêtes à payer pour ses changements.

$$P = \alpha_1 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 \dots + \beta_n x_n + \beta_{n+1} z_1 + \beta_{n+2} z_2 \dots \beta_{n+m} z_m$$

où la variable dépendante (P) est le prix de vente du bien et où les variables indépendantes sont ses caractéristiques structurelles ($x = x_1, x_2, x_n$), ses caractéristiques environnementales ($z = z_1, z_2, z_m$) et les paramètres de régression ($\alpha_1, \beta_1, \dots, \beta_n, \beta_{n+1}, \dots, \beta_{n+m}$).

En soi, la MPH est une méthode d'estimation indirecte, dans la mesure où la valeur que les personnes attribuent aux caractéristiques est tirée de transactions de marché observables, plutôt que d'estimations directes.

Principales étapes de l'application de la méthode des prix hédonistes

Les étapes suivantes doivent être suivies pour estimer la fonction de MPH :

Étape 1 : Collecte de données sur la valeur et les attributs du bien immobilier, ainsi que sur les attributs de la qualité environnementale

L'objectif est d'estimer la fonction des prix hédonistes afin de calculer les prix implicites, qui sont le CAP marginal pour les attributs évalués du bien immobilier. Il est donc nécessaire de recueillir la valeur du bien (la variable dépendante) ainsi que les attributs du bien et les caractéristiques de la qualité environnementale (variables indépendantes). Lors de la collecte des données, il est important de prendre en compte les problèmes suivants : les sources, la sélection et les biais potentiels.

Pour la valeur du bien, il est courant d'utiliser le prix de marché, mais les valeurs estimées par les propriétaires ou les autorités fiscales peuvent également être prises en compte, avec prudence. La disponibilité et la fiabilité des données dans un pays est un problème crucial. Dans certains pays, les données peuvent ne pas être totalement fiables en raison de la sous-estimation des prix de vente enregistrés dans le but d'éviter le paiement de taxes foncières trop importantes. Il est donc préférable de recourir à des enquêtes directes. Les données collectées par des sociétés privées sont souvent disponibles à la vente. Dans le cadre d'enquêtes spécifiques, il peut être demandé aux propriétaires d'indiquer le prix d'achat de leur bien ainsi que l'année d'achat et les attributs du logement. Bien que ces données puissent être différentes des prix de marché, elles peuvent être considérées comme relativement fiables.

De manière générale, les données qui peuvent être utilisées comme variables indépendantes sont les caractéristiques du bien immobilier, les caractéristiques du quartier et les caractéristiques de la qualité environnementale.

Les données relatives aux caractéristiques du bien immobilier peuvent inclure la superficie du terrain (généralement mesurée en hectares ou en acres), la superficie de l'habitation (généralement mesurée en mètres carrés ou en pieds), le nombre de chambres et de salles de bain, et l'âge des bâtiments. Pour les appartements, d'autres éléments tels que l'étage, la présence d'un ascenseur, d'un garage ou d'une place de parking peuvent jouer un rôle décisif. Les données sont généralement issues des registres des autorités fiscales ou des enquêtes réalisées auprès des propriétaires.

Les caractéristiques du quartier concernent la qualité et l'emplacement. Les caractéristiques de qualité regroupent souvent la qualité de l'école locale, le taux de criminalité, les revenus moyens, l'âge moyen et la composition ethnique. Ces données sont généralement disponibles auprès des bureaux de recensement. Les caractéristiques d'emplacement peuvent être la distance par rapport au centre ville, les centres commerciaux les plus proches, la distance par rapport à la gare, la station de métro ou l'arrêt de bus le plus proche, la sortie d'autoroute la plus proche, etc.

Les caractéristiques environnementales concernent également la qualité et l'emplacement. Les aménités environnementales peuvent être la qualité de l'air (niveau de pollution) ou la clarté de l'eau du lac situé à proximité du bien. On utilise généralement des mesures scientifiques pour ces variables. Les informations relatives à l'emplacement peuvent être : la distance par rapport à un espace vert, une forêt, un parc public, un lac, une décharge, une carrière. Elles sont généralement mesurées en kilomètres et obtenues via un logiciel SIG.

Étape 2 : Échantillonnage

Avant de procéder à l'échantillonnage de la zone, il est important de bien déterminer sa taille et la période sur laquelle les données seront collectées.

La taille de la zone d'échantillonnage est cruciale, car pour obtenir une estimation plus fiable des paramètres de régression (voir également l'étape suivante), il est nécessaire qu'elle présente des caractéristiques environnementales suffisamment variées. Il paraît plus simple d'obtenir des variations au niveau de l'emplacement (ex : la distance par rapport à une jolie forêt) qu'au niveau de la qualité (ex : le niveau de qualité de l'eau). La zone géographique des biens peut impliquer plusieurs marchés. Bien que chaque zone urbaine puisse être considérée comme un seul marché, il peut exister une segmentation du marché au sein de la même zone, selon les aspects sociaux ou l'hétérogénéité des produits.

Par ailleurs, la période de temps sur laquelle l'échantillonnage est effectué doit être suffisamment longue pour garantir des variations suffisantes au niveau des conditions du marché. Par exemple, l'effet de l'amélioration d'une caractéristique environnementale peut être fortement reporté sur le prix des logements juste après l'amélioration, mais il diminuera avec le temps. Cependant, lorsque l'on considère une période de temps plus longue, le taux d'inflation doit également être pris en compte. C'est pourquoi, dans le modèle de régression, on utilise des variables qui représentent (voir l'étape suivante) un indice de prix (ex : les prix relatifs par rapport à une année de référence) ou l'année de la vente du bien.

Étape 3 : Choix du modèle d'estimation et estimation du bien-être

Une fois les données collectées et compilées, l'étape suivante consiste à estimer à l'aide de statistiques une fonction qui relie les valeurs du bien aux caractéristiques du bien, par exemple la distance par rapport à un espace vert. La fonction résultante mesure la portion du prix du bien attribuable à chaque caractéristique.

Le choix de la forme fonctionnelle est très important car il peut fortement influencer les résultats. Dans la mesure où le prix (variable dépendante) est déterminé lorsqu'un équilibre de marché est obtenu entre les vendeurs et les acquéreurs, le choix de la forme fonctionnelle n'obéit à aucune règle spécifique. Les formes fonctionnelles les plus courantes sont (voir le tableau 5.4) : linéaire, semi-logarithmique, log-log, quadratique et Box-Cox quadratique.

Tableau 5.4 Formes fonctionnelles les plus courantes pour l'estimation des prix hédonistes

Forme fonctionnelle	Équation	Prix implicite
Linéaire	$P = \alpha_1 + \sum \beta_n x_n$	$\frac{\partial P}{\partial x_i} = \beta_i$
Semi-log	$\ln P = \alpha_1 + \sum \beta_n x_n$	$\frac{\partial P}{\partial x_i} = \beta_i \cdot P$
Log-log	$\ln P = \alpha_1 + \sum \beta_n \ln x_n$	$\frac{\partial P}{\partial x_i} = \beta_i \cdot \frac{P}{x_i}$
Quadratique	$P = \alpha_1 + \sum_{i=1}^n \beta_i x_i + \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \delta_{ij} x_i x_j$	$\frac{\partial P}{\partial x_i} = \beta_i \cdot \frac{P}{x_i} + \sum_{j \neq i}^n \delta_{ij} x_j + \delta_{ii} x_i$
Box-Cox quadratique	$P^{(\theta)} = \alpha_1 + \sum_{i=1}^n \beta_i x_i^{(\lambda)} + \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \delta_{ij} x_i^{(\lambda)} x_j^{(\lambda)}$	$\frac{\partial P}{\partial x_i} = \left(\beta_i \cdot \frac{P}{x_i^{(\lambda)}} + \sum_{j \neq i}^n \delta_{ij} x_i^{(\lambda-1)} x_j^{(\lambda)} \right) P^{1-\theta}$

Dans la forme fonctionnelle linéaire, le prix implicite de tout attribut particulier (caractéristiques structurelles ou du bien, attributs du quartier et environnementaux) est simplement le coefficient estimé. Les prix implicites⁹ diffèrent selon les attributs, mais sont constants pour chaque attribut. Les formes fonctionnelles linéaires doivent être évitées car elles ne sont pas capables de suivre des variations incrémentales.

L'impact de chaque forme fonctionnelle sur les résultats est très différent et est lié à l'ensemble spécifique de données. Les prix implicites nous renseignent sur la possibilité de capitalisation d'une caractéristique environnementale sur le marché. Ils ne reflètent pas la valeur que les consommateurs attribuent à une variation discrète des caractéristiques environnementales.

Forces et faiblesses de la méthode des prix hédonistes

Forces de la méthode des prix hédonistes :

- Sa principale force est qu'elle peut être utilisée pour estimer les valeurs basées sur des choix réels.
- Les marchés immobiliers sont relativement efficaces en matière de réponses aux demandes d'informations, et ils peuvent donc fournir de bonnes indications de valeur.
- La méthode est polyvalente et peut être adaptée afin d'étudier diverses interactions possibles entre des biens marchands et la qualité environnementale.
- Les registres immobiliers sont généralement très fiables.

Faiblesses de la méthode des prix hédonistes :

- La gamme des bénéfices environnementaux pouvant être mesurés via cette méthode est limitée à ce qui peut être relié au prix des logements.
- Cette méthode ne reflète que le CAP des individus pour des différences perçues en matière d'attributs environnementaux, et leurs conséquences directes. Aussi, s'ils ne sont pas conscients des liens entre les attributs environnementaux et les bénéfices qu'ils peuvent, ou que leur propriétaire peut en retirer, la valeur ne sera pas reflétée dans les prix des logements.
- Cette méthode suppose que les individus ont la possibilité de sélectionner la combinaison de caractéristiques qu'ils préfèrent, en fonction de leurs revenus. Cependant, le marché immobilier peut être influencé par des facteurs extérieurs, comme les taxes, les taux d'intérêts ou autres.
- Les résultats dépendent fortement des spécifications du modèle.
- La méthode nécessite la collecte et la manipulation d'un grand nombre de données.
- Elle est relativement complexe à mettre en œuvre et à interpréter, car elle requiert un haut niveau d'expertise statistique.
- Le temps et le coût d'une application de cette méthode dépend de la disponibilité et de l'accessibilité des données.

Application de la méthode des prix hédonistes

La méthode des prix hédonistes est principalement utilisée pour estimer les valeurs économiques des bénéfices ou coûts associés aux éléments suivants :

- La qualité environnementale, y compris la pollution de l'air, de l'eau ou sonore ;
- Les aménités environnementales, telles que le cadre paysager du bien immobilier ou la proximité de sites de loisirs.

Elle est couramment appliquée aux variations des prix des logements, qui reflètent la valeur des attributs environnementaux locaux, comme par exemple le fait d'habiter près d'un espace vert ou d'un lac.

En Europe et dans la région méditerranéenne, on dénombre très peu d'applications de la méthode des prix hédonistes, en partie en raison de son champ d'application limité, mais principalement en raison de la difficulté à obtenir des données fiables sur les logements. Par exemple, Le Goffe (2002) a appliqué la méthode des prix hédonistes en utilisant les prix de location de gîtes ruraux pour estimer les effets des activités agricoles et forestières sur les revenus générés par le tourisme et le bien-être public. Lovri (2009) a utilisé les prix des logements à Zagreb, en Croatie, pour estimer la valeur des forêts urbaines.

En l'absence d'applications de cette méthode dans les pays méditerranéens, les travaux menés par Tyrväinen (1997) ont été sélectionnés pour illustrer son utilisation. Dans l'étude sélectionnée, les auteurs ont exploré si et comment les bénéfices des forêts urbaines étaient capitalisés dans les prix des biens immobiliers à Joensuu, en Finlande. Comme variable dépendante, les prix de l'immobilier (en €/m²)¹⁰ de 14 zones d'habitation différentes (1 006 observations au total) ont été utilisés, et comme variables indépendantes, différentes caractéristiques des habitations (tableau 5.5) ont été utilisées.

9 Le prix implicite n'est pas affiché ou reporté en tant que prix séparé d'un bien ou d'un service, il ne constitue qu'une partie du prix total.

10 Dans l'article, toutes les valeurs ont été données en marks finlandais (FIM). Pour le présent rapport, les valeurs originales ont été converties en euros en prenant un taux de change de 1 FIM pour 0,168 €.

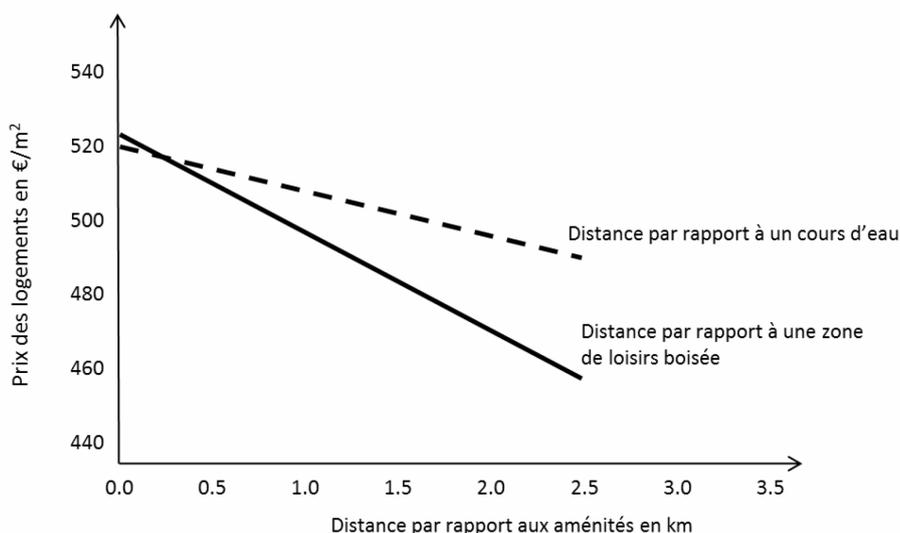
Tableau 5.5 Principaux attributs des habitations et leurs effets attendus sur le prix des logements

Attributs des logements	Influence attendues sur le prix des logements	Attributs des logements	Influence attendues sur le prix des logements
Caractéristiques des appartements (A)		Environnement (E)	
Superficie	+	Cours d'eau	+
Nombre de pièces	-	Aires de loisirs boisées	+
Âge	-	Parc boisé	+
Toit-terrasse	+	Faible densité de population	+
Rénovations	+	Jardin privatif	+
Façade en brique		Bruit de trafic routier	-
		Pollution	-
Emplacement (L)			
Centre ville	+		
École	+		
Commerces	+		
Autres services publics	+		
Zone défavorisée	-		

Source : Tyrväinen, 1997

L'auteur a appliqué des modèles de régression linéaire et semi-logarithmique pour estimer l'impact de l'emplacement des logements et des caractéristiques environnementales sur le prix des logements. Les résultats obtenus indiquent que la proximité de diverses aménités environnementales affecte positivement le prix des logements. Par exemple, une augmentation de 100 m de la distance par rapport à un cours d'eau entraîne une baisse de 25,9 €/m² du prix des logements. De même, une augmentation de 100 m de la distance par rapport à un site de loisirs forestier entraîne une baisse de 7,06 €/m² du prix des logements (figure 5.6).

Figure 5.6 Effet de la distance par rapport aux aménités sur le prix des logements (Tyrväinen 1997)



Source : Tyrväinen 1997

5.3.1.4 Méthode des coûts de transport

Généralités

La *méthode des coûts de transport* (MCT) utilise le coût du trajet, les caractéristiques du site observées et les configurations de trajet observées afin d'estimer les caractéristiques, ou l'existence, d'une aménité environnementale propre au site (par exemple combien les personnes dépensent pour arriver à leur destination et y séjourner, comme une forêt, et ce pour toute la durée de leur visite). Pour cela, la MCT estime les valeurs d'usage d'aménités propres au site, en particulier les valeurs d'usage qui ne peuvent être obtenues qu'en visitant le site. Son utilisation requiert que des frais soient effectivement déboursés et qu'ils varient selon les usagers. Cette méthode est typiquement appliquée pour estimer des destinations de loisirs, pittoresques et culturelles.

En général, la demande d'un individu pour la visite d'un site est modélisée par une fonction du coût d'une excursion vers ce site, le coût des visites des sites de substitution, les caractéristiques du site, les caractéristiques des sites de substitution,

les revenus et d'autres caractéristiques démographiques non financières de l'individu interrogé. Le nombre d'excursions devrait diminuer lorsque le coût de la visite augmente, et augmenter lorsque la qualité du site augmente. L'idée a été développée à l'origine par Hotelling (1947), et mise en œuvre plus tard par Clawson et Knetsch (1966).

Si l'étude ne porte que sur un seul site, le modèle le plus susceptible d'être utilisé est basé sur une fonction de demande :

$$t_{nj} = f(c_t, c_s, y, z)$$

où t est le nombre de visites faites par un individu n sur un site j au cours d'une saison, c_t est le coût du trajet vers le site, c_s est un vecteur des coûts de trajet pour atteindre d'autres sites de substitution, y représente les revenus de l'individu et z est un vecteur des variables socio-économiques.

Il existe plusieurs variantes de la méthode des coûts de transport (King et Mazzotta, 2000) :

- La *méthode des coûts de transport par zone simple*, utilisant principalement des données secondaires (ex : statistiques de visites), avec quelques données simples recueillies auprès des visiteurs : il s'agit de l'approche la plus simple et la moins chère. Elle estime la valeur globale de l'ensemble des services de loisirs du site. Elle ne peut pas être facilement utilisée pour estimer un changement en matière de qualité récréative d'un site, et peut ne pas prendre en compte certains des facteurs pouvant être d'importants déterminants de la valeur. La méthode des coûts de transport par zone s'applique en collectant des informations sur le nombre de visites du site en provenance de différentes distances. Dans la mesure où les coûts de transport et les coûts associés au temps augmentent avec la distance, ces informations permettent au chercheur de calculer le nombre de visites « achetées » à différents « prix ». Ces informations sont utilisées pour construire la fonction de demande du site, et estimer les bénéfices économiques, pour les services de loisirs du site.
- La *méthode des coûts de transport par individu*, utilisant une enquête plus détaillée auprès des visiteurs : elle est similaire à la méthode des coûts de transport par zone, mais utilise des données d'enquêtes réalisées auprès de visiteurs individuels dans l'analyse statistique, plutôt que des données provenant de chaque zone. Cette méthode nécessite donc une plus grande quantité de données et une analyse légèrement plus complexe, mais donne des résultats plus précis. Cette méthode requiert la mise en œuvre d'une enquête visiteurs.
- La *méthode des coûts de transport d'utilité aléatoire*, utilisant des données d'enquêtes et d'autres données, ainsi que des techniques statistiques plus complexes : il s'agit de la méthode des coûts de transport la plus complexe et la plus chère. C'est également la plus récente, et offre une plus grande flexibilité dans le calcul des bénéfices. Elle constitue la meilleure manière d'estimer les bénéfices de caractéristiques spécifiques d'un site, ou de changements en matière de qualité, plutôt que les bénéfices de tout le site pris dans son ensemble. C'est également la méthode la plus adaptée lorsqu'il existe de nombreux sites de substitution. La méthode des coûts de transport d'utilité aléatoire suppose que les individus choisissent le site qu'ils préfèrent parmi tous les sites possibles. Les individus font des compromis entre la qualité du site et le prix du trajet vers le site. En conséquence, ce modèle nécessite des informations sur tous les sites possibles qu'un visiteur pourrait choisir, sur leurs caractéristiques de qualité et sur les coûts de transport vers chaque site.

Ces approches diffèrent dans la manière dont les variables sont définies et mesurées, sur les spécifications du modèle, sur les procédures d'estimation utilisées et sur le calcul du surplus du consommateur. De plus, si l'objectif est d'estimer les changements en matière de caractéristiques de différents sites simultanément, il est nécessaire de spécifier un modèle adapté au traitement de plusieurs sites. En conséquence, quelques décisions préliminaires doivent être prises avant que l'étude ne démarre.

Premièrement, il est important de définir l'objectif exact de l'étude. Les modèles de MCT peuvent être utilisés pour estimer l'accès aux sites, par exemple les effets sur le bien-être de l'élimination d'un site de loisirs, ou pour estimer les caractéristiques d'un site, par exemple un changement en matière de niveau de qualité d'un site. Les modèles diffèrent selon l'objectif de l'étude, qui peut être l'estimation de la perte de bien-être due à un changement d'usage des terres, d'un usage public à un usage commercial, ou la fermeture d'un site au public.

Deuxièmement, les modèles de MCT sont couramment utilisés pour estimer les changements en matière de bénéfices dus à la mise en œuvre d'une politique environnementale visant, par exemple, à réduire le niveau de pollution de l'eau dans un lac, ou à augmenter le nombre et/ou la longueur des sentiers de randonnées dans une forêt. Plus généralement, il pourrait être intéressant d'estimer les changements en matière d'attributs d'un site, en étudiant un ensemble de sites de loisirs, ou de déterminer comment le changement de qualité d'un site affecterait la probabilité de choisir un site plutôt qu'un autre.

Principales étapes de l'application de la méthode des coûts de transport

Bien que les approches de la méthode des coûts de transport soient assez différentes, elles partagent le même schéma d'estimation en termes d'étapes opérationnelles (Riera et Signorello, 2012).

Étape 1 : Définition du site

Un point important est la définition des frontières du site à estimer. Dans certains cas (ex : une forêt urbaine, un parc national), les frontières sont faciles à identifier, alors que dans d'autres cas cela peut s'avérer plus compliqué (ex : une zone de chasse). Il n'est en général pas problématique de définir les frontières des forêts, mais cela dépend de la région dans laquelle elles sont situées.

Étape 2 : Définition de la population cible

La population à laquelle on s'intéresse est composée des usagers réels et des usagers potentiels des sites. Les personnes visitant le site peuvent le faire sur une journée ou rester une nuit sur place. C'est l'un des principaux problèmes que l'on rencontre avec la méthode des coûts de transport, dans la mesure où les trajets vers le site devraient être de même longueur pour toutes les personnes. Il est préférable de ne pas mélanger les visites d'un jour et celles de deux jours ou plus dans la même analyse (Haab et McConnell, 2002). Le plus courant est d'utiliser des données d'excursions d'une journée. Les excursions de deux jours ou plus peuvent être utilisées, mais de manière moins courante.

Pour des zones géographiques importantes, Parsons (2003) suggère de définir des frontières correspondant au trajet d'un jour en voiture.

Les sites offrant de multiples usages de loisirs représentent un autre problème. Cela peut être le cas d'une forêt, où les gens vont se promener, faire de la randonnée, pique-niquer, cueillir des champignons, observer les oiseaux, chasser, simplement se reposer, etc. Une solution peut être de regrouper les activités de loisirs similaires, afin de simplifier la collecte de données et l'analyse, même si ce regroupement doit être fait avec une grande précaution. Une autre solution consiste à identifier le principal but d'une excursion de loisirs, et de demander aux personnes interrogées d'indiquer le nombre d'excursions réalisées en fonction de différents buts. Néanmoins, il existe également des études (ex : Yeh *et al.*, 2006) qui prennent en compte plusieurs activités dans différents sites en spécifiant les fonctions d'utilité qui permettent de séparer les activités. Ceci est particulièrement utile lorsque les sites présentant des attributs similaires offrent un ensemble similaire d'activités (Bowman *et al.*, 2007).

Les gens sont susceptibles de visiter d'autres sites de loisirs aux alentours, de rendre visite à des amis ou de faire autre chose que le but premier de l'excursion. Le problème dans ce cas est le traitement des dépenses, dans la mesure où elles ne sont plus seulement attribuables à la principale expérience récréative.

L'attribution de coûts à différents buts de visite n'est généralement pas faisable, ou est du moins relativement complexe. On peut raisonnablement supposer que les données d'une excursion d'un jour ne soient associées qu'à un seul but, ce qui est plus difficile à supposer pour les données d'excursions de deux jours ou plus. Une solution générale consiste à supprimer les excursions à buts multiples de l'ensemble de données, ou à les traiter séparément.

Étape 3 : Définition de la stratégie d'échantillonnage

Les stratégies d'échantillonnage dépendent de l'objectif de l'étude, de la population concernée et du type de modèle. Il est important de prendre en compte à la fois les usagers réels et les usagers potentiels. Dans le cas d'un échantillonnage sur site, le plus souvent utilisé dans les modèles à un seul site, les visiteurs sont interrogés sur le site. L'avantage dans ce cas est que la taille de l'échantillon peut être plus petite. Pour autant, les personnes interrogées ne faisant aucune excursion ne seront pas pris en compte, dans la mesure où elles biaisent partiellement la fonction de demande, et donc les estimations de bien-être si cette fonction n'est pas corrigée (Parsons, 2003). Il est plus simple d'échantillonner des sites présentant des points d'entrée clairs, ce qui peut ne pas être le cas des forêts.

Dans le cas d'un échantillonnage hors site, les personnes interrogées sont échantillonnées parmi la population générale, ce qui permet à la fois à des usagers et à des non usagers d'être contactés. La plupart des biais décrits plus haut peuvent être évités. D'un autre côté, les échantillons pris hors site peuvent être coûteux en raison de leur faible taux de participation.

Étape 4 : Mise en œuvre de l'enquête

Il est crucial d'utiliser une méthodologie d'enquête adaptée. L'introduction est particulièrement importante pour expliquer l'objectif de l'étude. Quelques questions simples permettent aux personnes interrogées de se familiariser avec l'objet de l'enquête. Les points importants de l'enquête sont : a) une description détaillée de la zone estimée, b) les problèmes potentiels affectant le lieu (ex : les embouteillages, le manque de services), c) la liste des principales aménités (ex : la présence d'arbres particuliers dans la forêt). Les effets possibles des politiques environnementales doivent également être décrits.

Une section doit être dédiée à l'étude des coûts et des excursions, en posant des questions explicites sur le nombre d'excursions réalisées vers ce(s) site(s) sur une période de temps déterminée. Idéalement, les informations devraient être collectées pour chaque excursion vers ce(s) site(s). Comme c'est impossible en pratique, les informations collectées concernent les dernières excursions réalisées vers ce(s) site(s).

Étape 5 : Calcul des coûts de transport et d'autres coûts

Bien qu'il n'existe aucune réponse fixe, concernant les coûts devant être pris en compte, il est généralement admis d'additionner tous les frais liés à une excursion à la journée, c'est-à-dire typiquement les frais de transport, les droit d'entrée et les coûts associés au temps.

Les coûts peuvent être directement demandés aux personnes interrogées, ou être calculés par le chercheur (en utilisant par exemple un logiciel de calcul d'itinéraire, comme Google Maps, pour calculer la distance, et en la multipliant par le coût moyen au kilomètre). Ce dernier cas, qui est le plus courant, permet d'obtenir des données plus uniformes et d'éviter les données manquantes de la part des personnes interrogées.

Les coûts de transport comprennent généralement tous les frais dépensés au cours du voyage. Par exemple, si la plupart des visites sont effectuées en voiture, le coût du trajet aller-retour comprend les frais d'essence, d'entretien et de péage. Les logiciels de calcul d'itinéraire peuvent aider à calculer la distance et les différents frais. Il est important de connaître le nombre de passagers présents dans la voiture afin de calculer correctement les coûts de transport par personne.

Si la visite d'une zone de loisirs est payante, les droits d'entrée doivent être inclus dans le coût de l'excursion. Cela peut-être le cas d'une zone protégée ou d'un parc.

Les coûts des équipements doivent également être pris en compte. Ils peuvent varier fortement selon le type d'activité de loisirs pratiquée. Il peut s'agir par exemple d'activités pouvant être pratiquées dans une forêt, et des équipements associés, comme le fusil d'un chasseur ou le vélo d'un randonneur VTT. Les coûts des équipements sont difficiles à estimer et ne sont généralement pas calculés.

L'un des problèmes les plus importants et les plus souvent discutés est probablement l'estimation du coût d'opportunité associé à l'excursion. Si la valeur du temps de trajet n'est pas prise en compte, cela peut affecter les coûts de transport et, par la suite, les mesures de bien-être, qui peuvent être de ce fait sous-estimées. Il est nécessaire de prendre en compte la valeur des pertes d'opportunités lorsque les visiteurs passent du temps à atteindre le site, à le visiter et à revenir chez eux. Dans la mesure où les coûts associés au temps sont généralement liés aux revenus d'une personne, ils sont souvent estimés en multipliant le salaire horaire par le temps de trajet vers le site.

Étape 6 : Modèle d'estimation et estimation du bien-être

Le choix du modèle est strictement lié aux données et à l'objectif de l'estimation.

Modèles de régression des coûts de transport vers un seul site

Les modèles de régression pour des données chiffrées sont principalement utilisés dans le cas d'applications de la MCT à un seul site, et ce pour deux raisons : premièrement, la variable dépendante (nombre d'excursions) est un nombre positif ou nul et entier, et deuxièmement, un grand nombre de personnes n'effectuent aucune ou qu'un petit nombre d'excursions. La régression de Poisson, qui est le modèle de base, estime la probabilité (Pr) d'observer un individu effectuer t excursions sur une période de temps déterminée :

$$\text{Pr}(t) = \frac{\exp(-\lambda) \cdot \lambda^t}{t!}$$

où le paramètre λ est le nombre prévu d'excursions, supposé être une fonction des variables spécifiées dans le modèle de demande. Une version très simple d'une telle fonction pourrait être :

$$\lambda = \alpha + \beta \cdot TC$$

où le nombre d'excursions (λ) est une fonction des coûts de transport (CT), et α et β sont des paramètres de régression.

Le modèle de Poisson est caractérisé par une forte hypothèse selon laquelle la chance d'effectuer une excursion est distribuée de manière aléatoire, et tous les individus ont une chance égale d'effectuer le même nombre d'excursions. Cette hypothèse peut néanmoins s'avérer incorrecte : on peut observer qu'un nombre relativement plus important d'individus effectue un plus grand nombre d'excursions que ce que prédit le modèle. Le modèle binomial négatif et le modèle binomial négatif généralisé sont des variantes du modèle de Poisson, mais qui allègent cette contrainte.

L'estimation du surplus du consommateur peut être exprimée de différentes manières : comme une valeur saisonnière moyenne par personne, comme une valeur saisonnière totale pour la population, et comme une moyenne par excursion et par personne. La valeur moyenne par excursion et par personne basée sur le modèle de régression de Poisson s'écrit :

$$SC_t = 1 / -\beta_{CT}$$

où SC est le surplus du consommateur (bénéfice) par excursion et β est le paramètre de régression lié aux coûts de transport (CT).

Modèle de régression des coûts de transport d'utilité aléatoire

Le modèle d'utilité aléatoire de base est un modèle de régression logit multinomial (MNL) qui prétend que la probabilité (Pr) de visite d'un site choisi j dépend des attributs de ce site et des attributs de tous les autres sites compris dans l'ensemble de choix :

$$\Pr(j) = \frac{\exp(\beta_c c_j + \beta_p p_j)}{\exp(\alpha_0 + \alpha_1 k) + \sum_{j=1}^c \exp(\beta_c c_i + \beta_p p_i)}$$

Par exemple, la perte de bien-être exprimée en diminution des possibilités de choix due à la fermeture de trois autres forêts s'écrit :

$$SC_n = \frac{\ln\{\exp(\hat{\alpha}_0 + \hat{\alpha}_1 k) + \sum_{j=4}^c \exp(\hat{\beta}_c c_i + \hat{\beta}_p p_i)\} - \ln\{\exp(\hat{\alpha}_0 + \hat{\alpha}_1 k) + \sum_{j=1}^c \exp(\hat{\beta}_c c_i + \hat{\beta}_p p_i)\}}{-\hat{\beta}_c}$$

Pour l'estimation d'un modèle multi-sites, d'autres modèles plus complexes peuvent être utilisés (par exemple le modèle logit emboîté ou le modèle logit mixte). L'avantage de ces modèles plus complexes est leur capacité à lever certaines contraintes fortes du modèle MNL. La contrainte la plus courante est l'indépendance des alternatives non pertinentes, qui implique que la probabilité du choix entre deux sites n'est pas influencée par les modifications impliquant d'autres sites du même ensemble de choix. Cela signifie que la diminution d'un attribut de qualité d'une forêt devrait entraîner une augmentation proportionnelle de la probabilité de visite de tous les autres sites, en supposant que toutes les autres forêts sont de bons sites de substitution.

Forces et faiblesses de la méthode des coûts de transport

Forces de la méthode des coûts de transport

- La méthode des coûts de transport simule très bien les techniques empiriques qu'utilisent les économistes pour estimer les valeurs économiques basées sur les prix de marché.
- La méthode se base sur le comportement réel des gens (ce qu'ils font réellement), plutôt que sur le CAP déclaré (ce que les gens disent qu'ils feraient dans une situation hypothétique).
- Les enquêtes sur site permettent d'obtenir des échantillons de grande taille, dans la mesure où les visiteurs tendent à être intéressés à y participer.
- Les résultats sont relativement simples à interpréter et à expliquer.
- La méthode est relativement peu coûteuse à appliquer.

Faiblesses de la méthode des coûts de transport

- La méthode des coûts de transport suppose que les gens perçoivent et répondent aux changements en matière de coûts de transport de la même manière qu'ils répondraient à des changements en matière de droits d'entrée.
- La méthode des coûts de transport est limitée dans son champ d'application car elle requiert la participation des usagers. Elle ne peut pas être utilisée pour attribuer des valeurs à des caractéristiques et fonctions environnementales sur site que les usagers du site n'estiment pas comme étant « de valeur ». Elle ne peut pas être utilisée pour estimer des valeurs hors site supportées par le site. Plus important encore, elle ne peut pas être utilisée pour mesurer des valeurs de non usage. Ainsi, les sites présentant des qualités uniques et qui sont estimés par des non usagers seront sous-estimés.
- Les approches standard de la méthode des coûts de transport fournissent des informations sur les conditions actuelles, mais pas sur les gains ou les pertes causés par des changements anticipés en matière de conditions de ressources.
- Les modèles les plus simples supposent que les individus effectuent une excursion dans un seul but, pour visiter un site de loisirs particulier. Aussi, si une excursion présente plusieurs buts, la valeur du site peut être surestimée. Il peut être difficile de répartir les coûts de transport entre les différents buts.
- La disponibilité des sites de substitution affecte les valeurs. Par exemple, si deux personnes voyagent sur la même distance, les sites sont supposés avoir la même valeur. Cependant, si une personne a la possibilité de choisir entre plusieurs sites de substitution mais voyage vers ce site parce qu'elle le préfère, la valeur de ce site pour cette personne est en réalité supérieure. Quelques modèles parmi les plus complexes tiennent compte de la disponibilité des sites de substitution.
- Les personnes qui apprécient certains sites peuvent choisir de vivre à proximité. Dans ce cas, elles ont de faibles coûts de transport, mais attribuent des valeurs élevées au site que la méthode ne capture pas.
- Le fait d'interroger les visiteurs sur le site peut introduire un biais d'échantillonnage dans l'analyse.
- Il peut être difficile de mesurer la qualité récréative et de relier cette qualité récréative à la qualité environnementale.

- Il peut être problématique de définir et de mesurer le coût d'opportunité associé au temps, ou la valeur du temps passé à voyager. Dans la mesure où le temps passé à voyager pourrait avoir été utilisé à d'autres fins, il présente un coût d'opportunité. Celui-ci doit être ajouté au coût de transport ; sans cela la valeur du site est sous-estimée. Il n'existe cependant aucun consensus autour de la mesure appropriée (le salaire horaire d'une personne, une partie de ce taux horaire, etc.) et la valeur choisie peut avoir un effet important sur l'estimation des bénéfices. De plus, si les personnes apprécient le trajet en lui-même, alors le temps de trajet devient un bénéfice et non un coût, et la valeur du site est surestimée.
- Afin d'estimer la fonction de demande, il est nécessaire qu'il y ait suffisamment de différences entre les distances parcourues pour affecter les coûts de transport, et de différences entre les coûts de transport pour affecter le nombre d'excursions effectuées. La méthode n'est donc pas bien adaptée aux sites situés à proximité de zones très peuplées dans la mesure où de nombreuses visites pourraient se faire en provenance de « zones d'origine » très proches les unes des autres.
- Comme dans toutes les méthodes statistiques, certains problèmes statistiques peuvent affecter les résultats. Cela inclut le choix de la forme fonctionnelle utilisée pour estimer la courbe de demande, le choix du modèle d'estimation, et le choix des variables incluses dans le modèle.

Application de la méthode des coûts de transport

La méthode des coûts de transport est utilisée pour estimer la valeur des bénéfices récréatifs générés par les écosystèmes. Elle suppose que la valeur du site ou de ses services de loisirs est reflétée par la somme que les gens sont prêts à payer pour s'y rendre. La méthode des coûts de transport peut être utilisée pour estimer les bénéfices ou coûts économiques résultant des éléments suivants :

- Changements en matière de coûts d'accès à un site de loisirs ;
- Elimination d'un site de loisirs existant ;
- Création d'un nouveau site de loisirs ;
- Changements en matière de qualité environnementale d'un site de loisirs.

La MTC a souvent été utilisée pour estimer des biens et services forestiers dans la région méditerranéenne, du moins depuis le milieu des années 1990. Des exemples d'application peuvent être trouvés dans des études réalisées en Tunisie (Daly *et al.*, 2012), au Maroc (Jorio, 2001), en France (Scherrer, 2003), en Espagne (Riera *et al.*, 1995 ; Caparrós et Campos, 2002 ; Bujosa et Riera, 2008) et en Italie (Tempesta *et al.*, 2002). La MTC est principalement utilisée pour estimer les services de loisirs forestiers d'usage direct, comme les pique-niques, le tourisme, les sports (Bujosa et Riera, 2008, Jorio, 2011, Daly *et al.*, 2012), les événements culturels et spirituels (Jorio, 2011), ainsi que les services de non usage comme les valeurs de biodiversité ou paysagères (Bujosa et Riera, 2008). Lorsque l'objectif principal n'est pas commercial, certains usages des forêts tels que la cueillette de champignons peuvent être inclus aux services de loisirs d'usage, dans la mesure où leur principale composante peut être d'apprécier la forêt en elle-même (Martínez de Aragón *et al.*, 2011).

Pour illustrer l'application de la MTC, l'étude de Martínez de Aragón *et al.* (2011) a été utilisée. Dans cette article, les auteurs ont appliqué une MCT par individu afin d'estimer les bénéfices de la cueillette de champignons dans une région méditerranéenne rurale. Les données ont été recueillies via un échantillon de 300 cueilleurs de champignons dans les forêts de la région du Solsonès en Catalogne, au nord-est de l'Espagne. Afin d'estimer les bénéfices tirés par les cueilleurs de la collecte de champignons, des données ont été recueillies sur les attitudes des personnes interrogées et leurs connaissances mycologiques, sur les dépenses réalisées au cours des excursions, la fréquence des excursions, la quantité de champignons cueillis et les données socio-économiques des personnes interrogées (pour plus de détails, voir le tableau 5.6).

Tableau 5.6 Variables utilisées dans le modèle des coûts de transport

Variable	Description
Variable dépendante	
Nombre d'excursions	Nombre d'excursions effectuées par un individu au cours d'une saison de la cueillette de champignons donnée dans les forêts du Solsonès
Variables explicatives	
Coûts de transport	Dépenses réalisées par un individu pour effectuer l'excursion (en €)
Espèces	Nombre d'espèces de champignons comestibles que l'individu est capable de reconnaître
Quantité	Nombre de kilogrammes de champignons que l'individu espérait cueillir en décidant d'effectuer cette excursion
Âge	Âge de la personne interrogée

Source : Martínez de Aragón *et al.*, 2011

Le tableau 5.7 synthétise les résultats obtenus à partir de l'estimation économétrique du modèle de Poisson. Le coût de l'excursion (CT) a été relié par une relation inverse au nombre d'excursions. Le fait de connaître davantage d'espèces de champignons (Espèces) et de prévoir la cueillette d'une plus grande quantité de champignons (Quantité) a augmenté la probabilité d'effectuer d'autres excursions. Le même résultat a été trouvé pour l'Âge, suggérant que les personnes jeunes n'effectuaient pas autant d'excursions de cueillette de champignons que les personnes plus âgées.

Tableau 5.7 Estimation économétrique du modèle de Poisson

Variables	Coefficient (b)	Erreur standard (Es)	b / Es	P[- Z N z]	Intervalle de confiance à 95 %
Constante	1.1159	0.1548	7.21	0.000	0.8124; 1.4193
CT	- 0.0255	0.0028	- 8.98	0.000	- 0.0310; -0.0199
Espèces	0.0528	0.0528	3.21	0.001	0.0206; 0.0851
Quantité	0.1189	0.1189	5.14	0.000	0.0736; 0.1642
Âge	0.0053	0.0022	2.43	0.015	0.0010; 0.0095
Pseudo R2 = 0,12		Moyenne des excursions = 4,57			

Source : Martínez de Aragón et al., 2011

Le bénéfice (surplus du consommateur) d'une excursion supplémentaire pour cueillir des champignons dans la région du Solsonès a été calculé selon l'équation $1/\beta_{CT}$, où β_{CT} est le paramètre de régression pour les coûts de transport.

Le surplus du consommateur a donc été estimé à $-1/ -0.0255 = 39.26$ €/excursion. Les auteurs ont dénombré un total de 18 000 champignons cueillis au cours de la saison. Le surplus du consommateur total a donc été de 710 000 € pour la saison de la cueillette des champignons. Le surplus du consommateur a deux composantes dans la mesure où les individus basent à la fois leurs décisions sur l'expérience de loisirs dont ils profitent et sur les produits qu'ils espèrent cueillir. Pour estimer le surplus récréatif, la valeur des champignons cueillis a été déduite du surplus total. La valeur du produit a été estimée par les gains qu'un individu pourrait obtenir sur le marché en vendant les champignons récoltés au prix de marché. La valeur moyenne du marché des champignons cueillis par excursion a été estimée à environ 7 €. Le surplus récréatif a donc été estimé à 32,43 €/excursion ou à environ 586 000 €/saison.

5.3.2 Méthodes des préférences déclarées

Les *méthodes des préférences déclarées* (MPD) utilisent des enquêtes pour simuler un marché hypothétique pour les biens ou services en jeu. Ces enquêtes visent à extraire les préférences des individus et à obtenir directement ou indirectement des estimations monétaires de la part des personnes interrogées. Ces estimations se réfèrent couramment au consentement à payer (CAP) ou (moins couramment) au consentement à recevoir (CAR). Le principal avantage de ces méthodes est qu'elles peuvent être appliquées pour l'estimation de valeurs d'usage et de non usage (Riera et al., 2012), alors que les méthodes des préférences révélées (MPR) restent principalement limitées aux valeurs d'usage.

Les MPD sont généralement regroupées en deux catégories : la *méthode d'évaluation contingente* (MEC) et la famille de *méthodes de modélisation des choix* (MMC). Dans les questionnaires de MEC, on présente aux personnes un changement hypothétique en matière de fourniture de biens et/ou services, et on leur demande de déclarer leur CAP (ou CAR). Dans un questionnaire de MMC typique en revanche, on propose aux personnes interrogées plusieurs alternatives et on leur demande (dans la plupart des cas) de choisir leur alternative préférée (Riera et al., 2012) ; cette variante de la MMC est connue sous le nom de *méthode d'expérimentation des choix* (MECH).

Puisque dans les études liées aux forêts la MECH est la plus couramment utilisée au sein de la famille des MMC, cette section se focalise sur la description de la MECH. Le choix entre la MEC et la MECH dépend de plusieurs critères, tels que l'objectif de l'étude et la nature du changement à estimer. Lorsque le changement est multidimensionnel et qu'il affecte plusieurs biens et services, il est préférable d'utiliser la MECH.

La MEC est une méthode pertinente pour l'estimation des biens et services forestiers dans la mesure où les écosystèmes forestiers fournissent des biens et services en « offres groupées » qui ne peuvent pas être facilement séparés en caractéristiques ou attributs¹¹ distincts. En fait, elle constitue un outil adapté pour l'estimation des composantes d'une forêt qui fonctionnent, se comportent et se déplacent toutes en même temps. La MEC conduit donc à une approche plus holistique que la MECH qui se concentre sur des composantes isolées (Kramer et al., 2004). La MEC ne fournit qu'une seule estimation du CAP (CAR) pour le changement complet, alors que la MECH fournit un CAP (CAR) marginal pour chacune des composantes.

11 En estimation économique, les caractéristiques d'un bien ou service écosystémique donné sont appelées « attributs ». Par exemple, la biodiversité d'un écosystème forestier peut être décrite en termes du nombre de mammifères, de plantes et d'insectes. Chacun d'entre eux est dans ce cas un des attributs de biodiversité de cet écosystème forestier.

Dans la MEC, le terme « contingente » indique que les résultats dépendent du marché hypothétique simulé pour le bien ou service en jeu.

La MECH se concentre sur la valeur d'un certain nombre d'attributs pertinents pour la définition des politiques ou la gestion des forêts (Holmes et Boyle, 2004) plutôt que sur la valeur totale (holistique) des écosystèmes forestiers. Cette approche est plus adaptée aux décisions de gestion qui concernent des changements de niveaux d'attributs qu'à l'estimation du changement global en matière de fourniture de biens et services environnementaux (Hanley *et al.*, 2001b).

Dans la MECH, les biens et services écosystémiques sont caractérisés en termes de nombre et de niveaux de ses attributs. Ces attributs sont ensuite combinés en scénarios hypothétiques (également appelés « alternatives »), et ces alternatives sont combinées en ensembles de choix. Dans un ensemble de choix typique, une des alternatives représente la situation actuelle, illustrant le niveau actuel de divers attributs sans coût additionnel, tandis que les autres alternatives représentent d'autres scénarios possibles en termes de niveaux et de coûts d'attributs (voir la figure 5.7 ci-après) (Bennet et Adamowicz, 2001).

Ces ensembles de choix sont ensuite montrés aux personnes interrogées de manière non aléatoire. Il est demandé aux personnes interrogées de choisir leur alternative préférée parmi toutes les alternatives proposées.

Ainsi, lorsque les personnes interrogées font leur choix, elles font implicitement des compromis entre les niveaux des attributs des différentes alternatives présentées dans un ensemble de choix (Alpizar *et al.*, 2003). Étant donné qu'un des attributs représente le coût monétaire, il est possible d'estimer combien de personnes sont prêtes à payer pour atteindre un certain niveau d'attribut. Par ailleurs, il est possible d'utiliser les résultats pour déduire la somme que les personnes sont prêtes à payer pour passer de la situation actuelle de niveau d'un attribut à une alternative spécifique.

5.3.2.1 Principales étapes de l'application des méthodes des préférences déclarées

Les principales étapes de l'application des MPD sont les suivantes (Riera et Signorello, 2012) :

Étape 1 : Définition de l'objectif de l'estimation économique

La première étape consiste à définir clairement l'objectif de l'estimation. Cela consiste notamment à déterminer quels biens ou services doivent être estimés et pourquoi cette estimation est nécessaire. L'objectif est de spécifier clairement la question de l'estimation et les changements marginaux à estimer. Par exemple, la question sous-jacente à l'estimation pourrait être « quelle est la valeur que les individus de la région A accordent à l'amélioration de la gestion de la forêt X, qui pourrait améliorer la diversité des plantes ? ». Dans ce cas, le changement marginal serait l'ajout d'espèces de plantes dans la forêt X.

Si la question sous-jacente à l'estimation implique de n'estimer que le changement d'un bien ou service, alors la MEC est la méthode la plus adaptée, pour évaluer par exemple le changement en matière d'espèces menacées. En revanche, si l'objectif est d'estimer les changements de plusieurs biens et services (par exemple la diversité des plantes, la séquestration du carbone, l'accès aux loisirs), la MECH est plus adaptée.

Étape 2 : Sélection du type d'enquête

La sélection du type d'enquête dépend de la population cible (c'est-à-dire de la taille de la population qui sera directement ou indirectement affectée par les changements estimés), des caractéristiques de l'échantillon, du type de questions, des sujets de l'étude d'estimation, du taux de réponses attendu, ainsi que du budget et du temps disponibles pour mener l'étude. Les types d'enquêtes les plus courants sont présentés dans les paragraphes suivants.

Les enquêtes en face à face sont les plus coûteuses en termes d'argent et de temps. Cependant, elles fournissent généralement la meilleure qualité de données, car elles facilitent l'interaction avec les personnes interrogées (ex : lors d'une enquête en face à face, la personne interrogée est plus concentrée sur ses réponses aux questions que si elle répondait à une enquête sur internet). Elles permettent également de présenter des sujets plus complexes, et de capturer les préférences de personnes qui n'auraient sans doute pas été prises en compte dans l'échantillon d'autres types d'enquête (les personnes n'ayant pas d'accès téléphonique ou internet par exemple).

Les enquêtes par voie postale sont en général moins coûteuses et permettent la présentation de sujets d'estimation complexes (ex : instructions détaillées et description des sujets pouvant être proposés aux personnes interrogées), mais elles demandent plus de temps et obtiennent la plupart du temps de faibles taux de participation (le taux de réponses varie typiquement entre 5 et 50 %).

Les enquêtes par téléphone sont moins coûteuses en termes d'argent et de temps. Cependant, elles ne sont adaptées qu'à des questionnaires simples, dans lesquels le sujet d'estimation est bien connu des personnes interrogées. Elles limitent également l'échantillon aux individus bénéficiant d'un accès téléphonique. Les enquêtes par téléphone sont souvent combinées à des enquêtes par voie postale (ex : la personne interrogée est d'abord contactée par téléphone et les documents de l'enquête sont ensuite envoyés par courrier).

Enfin, les questionnaires sur internet sont relativement peu coûteux et rapides. Cependant, ils présentent l'inconvénient de limiter la population échantillonnée aux personnes bénéficiant d'un accès internet, ce qui peut ne pas être représentatif de la population générale (les personnes des tranches d'âge supérieures, de plus de 60 ans, peuvent par exemple être sous-représentées dans ce type d'enquêtes).

Étape 3 : Élaboration du questionnaire

Les MPD sont basées sur des questionnaires. C'est pourquoi l'élaboration du questionnaire d'estimation est une des étapes les plus importantes pour l'obtention de bonnes estimations de valeurs.

Tout d'abord, un projet de questionnaire d'estimation est préparé. Il contient la description des sujets d'estimation (par exemple la situation actuelle, les changements possibles, les biens et services qu'ils affecteront) et la question sous-jacente à l'estimation. La question sous-jacente à l'estimation doit être claire et crédible, afin que les personnes interrogées n'aient aucune difficulté à la comprendre et qu'elles pensent qu'il est réellement possible que le changement envisagé se produise.

La manière de présenter la question sous-jacente à l'évaluation dépend de la méthode d'estimation. Dans le cas de la MEC, il est directement demandé aux personnes interrogées d'indiquer leur CAP ou CAR. Par exemple :

« Cette forêt consacrée aux loisirs manque actuellement de jeunes arbres, en raison du pâturage intensif. Seriez-vous prêt à payer un droit d'entrée de 2 € qui permettrait de financer la création d'une zone clôturée dans laquelle les jeunes arbres seraient mieux protégés ? »

Dans le cas de la MECH, il est demandé aux personnes interrogées de répondre à une série de questions pour lesquelles elles devront choisir une alternative préférée parmi un ensemble de choix (voir l'exemple de la figure 5.7).

Figure 5.7 Exemple de question sous-jacente à l'estimation dans un questionnaire de MECH

	STATU QUO (aucune gestion)	ALTERNATIVE 1	ALTERNATIVE 2
Parmi les trois options suivantes (situation actuelle, alternative 1, alternative 2), laquelle préféreriez-vous voir mise en œuvre dans le cadre d'une gestion active des forêts de pins d'Alep de Catalogne ?			
TROIS ESPÈCES (niveau de biodiversité)	 1 espèce d'arbres (pin d'Alep) Faible niveau de biodiversité	 7 espèces d'arbres Niveau de biodiversité très élevé	 3 espèces d'arbres Niveau de biodiversité moyen
% de FORÊTS DE PINS D'ALEP ADAPTÉES A DES ACTIVITÉS DE LOISIRS	 10 %	 25 %	 55 %
STOCKAGE DE CARBONE ÉQUIVALENT AUX ÉMISSIONS DE	 10 000 citoyens/an	 25 000 citoyens/an	 40 000 citoyens/an
COÛTS ADDITIONNELS	0 €/an	100 €/an	60 €/an

Source : Mavsar et Varela, 2010

Un questionnaire type est composé de plusieurs sections (Carson, 2000) :

- La première section est dédiée à l'introduction de l'objectif de l'enquête, au contexte d'une prise de décision.
- La seconde section fournit une description claire et détaillée du bien ou service à estimer. Cette section recueille également généralement des données relatives aux connaissances antérieures des personnes interrogées, et à leurs attitudes par rapport au bien ou service à estimer.
- La troisième section présente les scénarios d'estimation incluant la situation actuelle ou d'origine (également appelée « statu quo ») et les futurs états possibles du bien ou service écosystémique en cas d'absence de changement (aucun de changement en matière de gestion par exemple).
- Dans la quatrième section, ou la section de déclaration, il est demandé aux personnes interrogées d'indiquer leur CAP maximum pour l'obtention du bien ou service environnemental, ou leur CAR minimum pour l'abandonner.
- La cinquième section analyse la compréhension des personnes interrogées et le degré de certitude des réponses fournies.
- La dernière question est dédiée à la collecte de quelques questions de débriefing portant sur les caractéristiques socio-démographiques des personnes interrogées.

L'alternative zéro

Lors de la création d'une étude de MPD, un des éléments importants à considérer est « qu'est-ce qu'il adviendra si le projet n'est pas mis en œuvre ». Autrement dit, l'*alternative zéro* est cruciale. Cet élément permet de clarifier les enjeux de l'étude d'estimation. L'alternative zéro doit être clairement définie. Sa définition dépend du contexte, mais elle fait typiquement référence à la situation de non intervention expliquant ce qu'il adviendra si le projet n'est pas mis en œuvre. L'alternative zéro est fréquemment appelée le *maintien du statu quo*.

Dans le cas de la MEC, une étude peut estimer le CAP pour une amélioration en matière de qualité ou de quantité environnementale, ou le CAR si cette amélioration hypothétique ne se produit pas.

Dans la MECH, l'alternative zéro est une alternative que la personne interrogée peut sélectionner parmi un ensemble de choix. Chaque ensemble de choix, ou question sous-jacente à l'estimation, est composé typiquement de la situation de référence et d'au moins un scénario alternatif, tant que ce dernier reste identique à la séquence d'estimation (voir la figure 5.7).

L'instrument de paiement

Dans un questionnaire d'estimation par la MPD, un marché hypothétique est établi et il est demandé aux individus d'indiquer leur CAP maximum ou CAR minimum pour un changement environnemental donné. Afin de fournir un contexte pertinent pour l'estimation, les personnes sont interrogées sur leur CAP ou CAR via un *instrument de paiement*. Un instrument de paiement définit la manière dont la somme d'argent que les personnes interrogées seraient prêts à payer serait collectée. Les taxes (impôts sur les revenus, taxes foncières...), les frais de services publics (factures d'eau...), les droits d'entrée et les dons sont quelques uns des instruments de paiements typiquement utilisés dans les questionnaires de MPD.

L'instrument de paiement utilisé doit être réaliste et pertinent. Par exemple, il ne serait pas réaliste de mettre en place un droit d'entrée pour une forêt si une politique d'accès libre est actuellement en vigueur. De même, il ne serait pas pertinent d'interroger les personnes sur une éventuelle augmentation des impôts sur les revenus si les personnes ne payent pas d'impôts car elles ont de faibles revenus.

Les paiements pourraient être exprimés en termes de montants nominaux totaux, ou de pourcentage de revenus ou d'impôts. Si la personne interrogée n'est supposée payer qu'une partie du montant et que l'autre partie sera payée par une autre entité (une administration publique par exemple), le questionnaire doit le préciser.

Selon le but d'utilisation de l'estimation de valeur, les paiements pourraient être effectués de manière périodique, par exemple pour une durée de cinq ans, ou pour une durée indéfinie, en une seule fois. Que ce soit un paiement périodique ou en une seule fois, il doit être clairement indiqué si la valeur est exprimée en prix nominaux ou réels. Par ailleurs, il doit être précisé si le paiement concerne le ménage entier ou la personne interrogée seule.

Problèmes spécifiques à l'élaboration d'un questionnaire de MEC

L'un des aspects les plus importants de l'élaboration d'un questionnaire de MEC est le choix du format de réponse puisque les informations soumises aux personnes interrogées dans ce format peuvent influencer leurs réponses. La quantité d'informations fournie puis recueillie auprès des personnes interrogées varie également d'un format de réponse à un autre. De manière générale, il est important de comprendre que tous les formats de réponse influencent, d'une façon ou d'une autre, le CAP déterminé et peuvent fortement influencer le bien-être estimé (Riera et Signorello, 2012). Voici quelques exemples de formats de réponse (Riera et Signorello, 2012) :

- *Format ouvert* : les personnes interrogées se voient poser une question directe concernant leur CAP maximum pour le changement en matière de fourniture du bien concerné. Ce format est très instructif mais ne propose aucun

indice aux personnes interrogées concernant leur CAP potentiel. L'inconvénient est que ce type de format n'incite pas à répondre et peut entraîner des données nulles ou aberrantes.

- *Choix discret (CD)* : format de question posée aux personnes interrogées demandant leur consentement à payer un certain montant pour un changement spécifique en matière de fourniture d'un bien en particulier. La personne interrogée répond par « oui » ou par « non ». Le montant de l'enchère proposé est différent selon les questionnaires. L'avantage principal est que ce type de question incite les réponses, bien que la quantité d'informations recueillie par personne interrogée soit très limitée (ex : si une seule question de type CD est posée lors de l'entretien, la seule information connue est si le CAP des personnes interrogées est supérieur ou inférieur au montant suggéré).
- *Choix discret à deux critères* : comme pour le jeu d'enchère, les personnes interrogées peuvent répondre à une deuxième enchère après avoir répondu à la première enchère. La deuxième enchère est abaissée si la personne interrogée répond « non » et augmentée si elle répond « oui » à la première enchère. Ainsi, il est possible d'obtenir une fourchette estimative du CAP et de réduire le nombre d'entretiens en ajoutant seulement une question supplémentaire.
- *Jeu d'enchère* : les personnes interrogées répondent à une série de questions de type CD. En fonction des réponses de la personne interrogée, les questions suivantes proposent une enchère inférieure ou supérieure jusqu'à ce que la personne interrogée accepte de payer le prix proposé ou jusqu'à ce qu'elle refuse de payer une somme plus élevée. L'inconvénient majeur du jeu d'enchère est que l'estimation finale dépend fortement de l'information de départ, c'est-à-dire du montant initial suggéré à la personne interrogée.
- *La méthode de la carte de paiement* peut également être utilisée. Dans ce cas, les personnes interrogées ont le choix parmi plusieurs enchères présélectionnées sur la carte de paiement et choisissent le montant maximum qu'elles consentent à payer. Cette méthode permet d'éviter l'effet d'ancrage mais la fourchette de montants proposée peut tout de même influencer les résultats.

Carson et Hanemann (2005) soulignent trois facteurs affectant l'élaboration d'un questionnaire de MEC et contribuant à un format incitant les réponses, peu importe le format de réponse utilisé : a) conséquentialité : les personnes interrogées doivent comprendre que l'enquête cherche à déterminer si le grand public est d'accord pour une politique à un coût donné ; b) plausibilité : les personnes interrogées indiquent si elle jugent plausibles le bien et les coûts associés ; et c) adéquation de l'instrument de paiement qui peut imposer des coûts à toute la population si la politique est mise en œuvre.

Problèmes spécifiques à l'élaboration d'un questionnaire de MECH

L'un des aspects les plus importants de l'élaboration d'un questionnaire de MECH est l'identification et la description des attributs et de leurs niveaux. Les attributs doivent permettre d'obtenir des informations sur les changements environnementaux et de fournir des informations pertinentes aux décideurs. Cependant, plus le nombre d'attributs est important, plus le processus de réponse au questionnaire est complexe. C'est pourquoi il est important de trouver un bon équilibre entre nombre d'attributs et complexité du processus de réponse.

La combinaison des attributs et de leurs niveaux devrait offrir des alternatives plausibles. Holmes et Adamowicz (2003) indiquent que les attributs dans le domaine de gestion forestière peuvent être largement corrélés aux processus naturels. Par exemple, les attributs « diversité des espèces » et « superficie non récoltée » peuvent être tellement corrélés qu'il est impossible d'atteindre un haut taux de diversité des espèces si seulement une petite superficie de la forêt n'est pas récoltée.

Une fois les attributs sélectionnés, une plage plausible de niveaux d'attributs doit être retenue. Un nombre élevé de niveaux augmente la qualité instructive de l'enquête, mais génère un plan d'expériences plus important (voir l'étape 2).

Une fois les attributs et leurs niveaux sélectionnés, il faut choisir le nombre d'alternatives à proposer dans un ensemble de choix et décider comment les niveaux d'attributs sont associés pour créer ces alternatives. Un ensemble de choix typique contient une alternative de situation existante et deux alternatives de situations hypothétiques décrivant différentes situations forestières pouvant être obtenues à l'avenir (voir la figure 5.6).

La théorie du plan d'expériences permet de combiner les niveaux d'attributs de manière non aléatoire, de façon à ce que les effets intéressants soient découverts lors de l'analyse statistique.

Étape 4 : Définition de la population cible

Une fois l'enquête rédigée, il reste à déterminer l'audience cible la plus adaptée. Cette audience correspond généralement aux personnes bénéficiant (directement ou indirectement) de la fourniture des biens ou services estimés.

Selon Carson et Hanemann (2005), il existe deux approches différentes permettant de définir la population cible de l'enquête d'estimation. La première approche est une approche légale et/ou politique. L'agence qui finance l'enquête peut être intéressée uniquement par le bien-être d'une sous-population en particulier, comme les contribuables imposables dépendant de leur juridiction. La deuxième approche est basée sur la prise en compte grossière des coûts et bénéfices d'échantillons de plusieurs groupes. Ainsi, au moment de choisir un échantillon, plusieurs groupes de populations doivent

être considérés (ex : usagers et non usagers). Cependant, il faut toujours faire un compromis entre le coût de l'échantillonnage et la complétude de la population échantillonnée. Ceci est d'autant plus vrai qu'il est difficile de définir la population qui possède des valeurs de non usage. Bateman *et al.* (2002) énumère plusieurs facteurs à prendre en compte au moment de choisir la ou les population(s) de non usagers :

- Unicité ou substituabilité du bien ou service en question. Les ressources uniques sont plus à même d'attirer des valeurs de non usage et leur estimation nécessite un échantillonnage au-delà de la population d'usagers.
- Familiarité des personnes interrogées avec le bien ou service en question. Concernant l'unicité, la familiarité avec certaines ressources est inversement proportionnelle à la distance qui les sépare des usagers. Il est donc possible qu'au-delà d'une certaine distance, le bien ou service ciblé par l'enquête n'ait aucun effet sur la population.
- Ampleur du changement. Plus le changement est conséquent, plus les populations affectées sont grandes.

Étape 5 : Définition de l'échantillonnage

Une fois la population cible définie, la stratégie d'échantillonnage doit être déterminée. La stratification est communément utilisée car elle offre une meilleure efficacité d'échantillonnage comparée à un échantillonnage aléatoire, où tous les individus d'une population cible ont la même chance d'être sélectionnés (Carson et Hanneman, 2005).

Dans le cadre d'une enquête nationale par exemple, les provinces peuvent représenter une strate. En échantillonnant de manière équilibrée chaque strate, on évite la surreprésentation d'une province dans un échantillon. Un autre avantage de la stratification est qu'elle permet d'identifier par exemple les variations d'intérêt qui représentent des sous-groupes de population importants pour lesquels le chercheur désire obtenir des estimations spécifiques (ex : populations rurales/urbaines, usagers/non usagers) (Bateman *et al.*, 2002). La strate à étudier peut aussi être déterminée selon les enjeux de représentativité ainsi que certaines spécificités de la population permettant de maîtriser sa représentativité (par exemple le genre, le niveau d'études, les revenus).

Étape 6 : Test du questionnaire dans des groupes de travail et des enquêtes pilote

Un *groupe de travail* est un entretien mené de manière non structurée par un modérateur au sein d'un petit groupe de participants. Les groupes de travail comptent généralement 6 à 12 participants ainsi qu'un modérateur et son assistant qui prend des notes et enregistre l'entretien.

Lors de l'élaboration du questionnaire, il est donc conseillé de s'assurer que le questionnaire est compréhensible, bien rédigé et que son scénario est crédible (Riera *et al.*, 2012). Une fois le questionnaire terminé, il est judicieux de le faire tester dans des groupes de travail afin d'identifier les problèmes et défauts éventuels au niveau de la conception du questionnaire (Bateman *et al.*, 2002).

L'étape finale du test du questionnaire consiste à réaliser une enquête pilote. Une enquête pilote est un questionnaire à l'état de projet envoyé à un échantillon de participants similaire à celui qui sera utilisé pour l'enquête finale. Cette étape permet de finaliser certains détails du questionnaire et de former les modérateurs. Une enquête pilote compte au minimum 20 participants.

Étape 7 : Lancement de l'enquête et collecte des données auprès de l'échantillon

Selon le type d'enquête choisi, la collecte de données peut prendre entre 1 mois (entretiens face à face) et 2 mois (par téléphone ou par courrier), voire moins (enquêtes en ligne). Si une société de sondage est sollicitée, le format des données collectées est généralement compatible pour une analyse ultérieure. Si aucune société n'est sollicitée, il faut prévoir un traitement des données collectées en vue d'une analyse.

Étape 8 : Analyse statistique

Les données de préférences obtenues sont analysées à l'aide de modèles de régression probabiliste qui s'appuient sur différentes approches selon qu'il s'agisse de données issues d'une MEC ou d'une MECH.

Problèmes spécifiques à l'analyse statistique de données issues d'une évaluation contingente

Une fois que l'enquête de MEC a été réalisée, les données collectées doivent être analysées. Tout d'abord, il faut définir la fonction d'enchère à utiliser. La fonction d'enchère explique la variation du CAP ou CAR indiqué par la personne interrogée, une variation qui est basée sur le changement et les caractéristiques du bien ou service non marchand ainsi que d'autres caractéristiques socio-économiques des personnes interrogées.

Selon la théorie économique classique, une fonction d'utilité indirecte V peut être définie pour décrire le montant maximum Y qu'une personne interrogée est prête à concéder de ses revenus, compte tenu du prix des biens P et du niveau de fourniture du bien ou service Q :

$$V(Y, P, S, Q)$$

Au moment de répondre à une question d'enquête de MEC, les personnes interrogées sont censées comparer leur utilité et leur bien-être aux deux niveaux de fourniture de biens et services environnementaux Q^0 et Q^1 . Si les personnes

interrogées bénéficient d'un meilleur bien-être à un niveau de fourniture plus élevé, on peut raisonnablement en déduire qu'elles consentiront à payer au minima un montant pour atteindre Q^1 . La quantité C peut être définie comme suit :

$$V(Y, P, S, Q^0) = V(Y-C, P, S, Q^1)$$

où C représente le CAP maximum d'un foyer pour atteindre une augmentation de la fourniture d'un bien ou service. En manipulant l'équation précédente, C peut être défini comme une fonction d'autres paramètres du modèle. Cette fonction, nommée C , représente la fonction d'enchère et peut être exprimée de la manière suivante :

$$C = C(Q^0, Q^1, Y, P, S) = \text{CAP}$$

En partant du principe que le CAP des personnes interrogées ne sera pas négatif, la théorie économique affirme que le CAP maximum des personnes interrogées pour n'importe quel bien ou service est limité à leur capacité à payer. Plus simplement, leur CAP ne doit pas être supérieur à leurs revenus Y :

$$0 \leq C = C(Q^0, Q^1, Y, P, S) = \text{CAP} \leq Y$$

En résumé, les valeurs de CAP indiquées par les personnes interrogées dans des questions d'enquête de MEC peuvent donc être considérées comme la solution à un problème de maximisation de l'utilité sous contrainte budgétaire. La solution à ce problème est représentée par la fonction d'enchère qui permet de corréler les valeurs de CAP aux revenus et aux caractéristiques des personnes interrogées, ainsi qu'aux caractéristiques des biens et services estimés.

Une fois la fonction d'enchère définie, une fonction de probabilité doit être déterminée. Une fonction de probabilité permet de décrire la probabilité d'observer la valeur quelconque d'une variable aléatoire, dans ce cas la variable de CAP. Dans le cadre d'une enquête de MEC, une fonction de probabilité est généralement définie par :

- Un paramètre d'emplacement, qui fixe la valeur du point central de la distribution ;
- Un paramètre d'échelle, qui détermine la distribution des valeurs autour du point central.

Les fonctions de probabilité les plus utilisées dans le cadre d'enquêtes de MEC sont les suivantes : normale, log-normale, logistique, log-logistique ou exponentielle.

Une fois la fonction d'enchère définie et les hypothèses de distribution déterminées, l'analyste peut alors estimer les paramètres du modèle :

- a , qui détermine le point milieu de distribution de la variable de CAP ainsi que la valeur généralement utilisée dans les enquêtes de MEC ;
- \tilde{A}^2 , qui détermine la fourchette de valeurs de la distribution de probabilité du CAP ;
- \hat{A} qui détermine la probabilité qu'un foyer ait un CAP nul.

Problèmes spécifiques à l'analyse statistique des données issues d'une évaluation contingente

L'analyse statistique des données de choix permet au chercheur d'en savoir plus sur la probabilité qu'un individu choisisse une réponse alternative sur la base des niveaux d'attributs. Le modèle logit multinomial (MLM) est le modèle de base pour analyser la probabilité de choix P pour qu'un individu n choisisse l'alternative i parmi j alternatives :

$$P_{in} = \frac{\exp(\mu V_{in})}{\sum_{j \in C} \exp(\mu V_{jn})}$$

où $V_{in} = \beta' X$, est la partie déterministe de l'utilité, β représente les coefficients estimés et X représente les attributs.

Les résultats du MLM sont des estimations de coefficients pour chacun des attributs. Ces coefficients expriment comment chaque attribut affecte le bien-être de la population. Le tableau 5.8 indique les résultats d'un MLM utilisé lors d'une enquête réalisée au Maroc (Mavsar et Farreras, 2011) pour évaluer les valeurs non marchandes de la forêt de Bouhachem.

Les résultats indiquent que la population a une préférence négative concernant l'augmentation de la dégradation et de l'érosion de la forêt de Bouhachem. Une hausse de la dégradation et de l'érosion devrait donc avoir un effet négatif sur le bien-être de la population. Par ailleurs, l'application de restrictions d'usage et l'ajout de possibilités de loisirs sur le site contribuent de manière positive au bien-être des personnes interrogées.

Tableau 5.8 Exemple de résultats d'un MLM pour l'exemple d'ensemble de choix évoqué plus haut

Attribut	Coefficients ²	Écart-type
PRÉSERVATION	-0,10312	0,0101
ÉROSION	-0,2078	0,0254
RESTRICTIONS D'USAGE (EXCLOS)	0,0362	0,0082
LOISIRS	1,1560	0,8995
PAIEMENT	-0,02159	0,0016
Probabilité log	-1020,477	
Pseudo R ²	0,017	
Nombre d'observations	1165	

Source : Mavsar et Ferreras, 2011

Une fois les coefficients d'attributs estimés, le *prix implicite* de chacun des attributs peut être calculé. Le prix implicite (PI) est calculé en divisant le coefficient d'attribut non monétaire β par l'opposé du coefficient d'attribut de prix.

$$IP = -\frac{\beta_{\text{Attribute}}}{\beta_{\text{Price}}}$$

5.3.2.2 Forces et faiblesses des méthodes des préférences déclarées

Forces des méthodes des préférences déclarées

- Il s'agit des seules méthodes disponibles permettant d'estimer des valeurs de non usage.
- Elles permettent aussi d'estimer des valeurs d'usage.
- L'utilisation d'enquêtes permet d'obtenir des personnes interrogées des données socio-économiques et attitudinales pouvant être utiles pour la compréhension des variables qui influencent les préférences et les choix sociaux.
- L'utilisation d'enquêtes permet d'estimer les changements hypothétiques ainsi que leur impact avant qu'ils n'aient lieu.
- Les approches participatives et délibératives utilisées avant d'estimer le bien ou service étudié semblent fournir des résultats plus stables (Christie *et al.*, 2012).

Faiblesses des méthodes des préférences déclarées

- Les préférences pour des valeurs de non usage sont en général moins stables.
- Élaboration du questionnaire et analyse des données plus complexes.
- Nécessitent beaucoup de ressources financières et de temps.
- Risque élevé de biais pouvant entraîner des estimations de CAP incorrectes.
- Si la population interrogée présente un taux élevé d'illettrisme, il est difficile de mettre en œuvre un questionnaire pour lequel les personnes interrogées doivent savoir lire. Dans ce cas, il est conseillé de recourir à des entretiens face à face, dans la langue locale et avec l'aide d'enquêteurs locaux.
- Les connaissances traditionnelles de certaines personnes interrogées, notamment dans les régions rurales, ne sont pas toujours adaptées aux méthodes utilisées par les experts dans les questionnaires.

5.3.2.3 Application de la méthode d'évaluation contingente

La méthode d'évaluation contingente (MEC) est l'une des méthodes d'estimation économique les plus utilisées en sciences économiques dans la région méditerranéenne. Par exemple, plusieurs études ont été menées dans différents pays de la région, tant au nord qu'au sud du bassin méditerranéen : en Turquie (Tümay et Brouwer, 2007 ; Pak et Türker, 2006), en Italie (Tempesta *et al.*, 2004), en France (Garcia *et al.*, 2007) et en Espagne (Soliño *et al.*, 2010 ; Riera et Mogas, 2004).

Pour illustrer l'application de la MEC, l'étude réalisée en France a été choisie. Une étude spécifique basée sur la MEC a été réalisée en Turquie, mais elle a cherché à estimer la valeur d'usage de loisirs d'un site forestier. Puisque les méthodes des préférences déclarées sont particulièrement adaptées pour estimer les valeurs de non usage, l'étude réalisée par Garcia *et al.* (2007) a été sélectionnée car la MEC y a été utilisée pour estimer les valeurs de biodiversité au niveau national en France. Les principaux biens et services estimés dans cette étude étaient des valeurs d'usage (par exemple résistance aux catastrophes naturelles, fourniture en nourriture, médicaments, matières premières, fourniture en eau, stockage du carbone, loisirs, tourisme) et des valeurs de non usage (existence, patrimoine).

Le scénario de l'estimation était le suivant : mise en place hypothétique de différentes mesures de protection et de maintenance pour préserver la biodiversité des forêts. La question principale était la suivante : quel montant (entre 6 et 90 €) les foyers consentiraient-ils à payer pour financer ces mesures ?

Pour recueillir les réponses d'un nombre relativement important de citoyens français répartis sur tout le territoire, un questionnaire référendum a été élaboré et proposé par téléphone à un échantillon de 4 500 foyers représentatifs de la société française. Les foyers devaient indiquer s'ils avaient visité une forêt durant la période de l'enquête et, de manière plus générale, quelles activités ils avaient pratiquées dans ces forêts.

Les valeurs obtenues se sont avérées très variables selon les revenus et les régions. Le CAP principal pour tout le pays oscillait entre 45 € et 64 € par foyer et par an, les résultats indiquant des différences selon les régions, avec une moyenne autour de 64 € dans le nord (Paris compris), de 50-55 € dans l'est et de 45 € dans le sud-ouest.

5.3.2.4 Applications de la méthode d'expérimentation des choix

La gamme de biens et services pouvant être estimés à l'aide de la méthode d'expérimentation des choix (MECH) est très large. Elle comprend des valeurs d'usage : mesures préventives contre les risques de feux de forêt, loisirs, sport, tourisme, séquestration du carbone, retardement de l'érosion et perte de productivité des sols, matières premières, bois d'œuvre, produits forestiers non ligneux, bois et fourrage, régulation du cycle de l'eau, création d'emplois, absorption de la pollution, et des valeurs de non usage : existence (biodiversité, paysage), patrimoine (pour les générations futures), etc.

De très nombreuses applications de la MECH ont été trouvées dans les pays méditerranéens, tant au sud qu'au nord du bassin méditerranéen, par exemple : en Tunisie (Daly *et al.*, 2012), au Maroc (Mavsar et Ferreras, 2011), en Espagne (Colombo *et al.*, 2006 ; Brey *et al.*, 2007) et en France (Bonnieux *et al.*, 2006). Une étude intéressante réalisée hors de la région méditerranéenne a été menée au Royaume-Uni au niveau national. Cette étude a été élaborée en coopération avec l'administration publique dans le but de soutenir et évaluer les politiques forestières (Willis *et al.*, 2003).

L'étude réalisée par Mavsar et Ferreras (2011) est un bon exemple d'utilisation de la MECH. Cette étude a cherché à évaluer le CAP de la population marocaine pour diverses options de gestion visant à améliorer ou à préserver différents biens et services écosystémiques fournis par la forêt de Bouhachem, située au nord du Maroc. Les principaux biens et services forestiers estimés par l'étude étaient la production alimentaire et fourragère, la protection des sols, la régulation du cycle de l'eau, la préservation de la biodiversité, les loisirs et le tourisme.

L'étude a évalué comment certains programmes de gestion affectaient la fourniture des biens et services forestiers au bout de 10 années d'application. Chaque programme serait composé de plusieurs attributs appliqués à différents degrés : préservation (réduction des pertes de biodiversité et des perturbations du cycle de l'eau), protection des sols (présenté comme l'érosion), restrictions en matière de fourniture de bois et de fourrage, loisirs et activités touristiques. Chaque option de gestion aurait un certain coût, sauf dans le cas du scénario de *statu quo*, pour lequel le coût serait nul.

Pour obtenir les données, un questionnaire a été distribué à un échantillon de 396 individus représentatifs de la population marocaine en termes d'âge, de lieu de résidence et de genre. De plus, afin d'obtenir des résultats plus précis, les chercheurs ont utilisé un modèle à classes latentes (tableau 5.9). Ce type de modèle part du principe que la population est divisée en un nombre fini de groupes ou classes au sein desquels les préférences sont relativement homogènes et différentes des autres groupes ou classes. Le modèle offrant les meilleurs paramètres s'est avéré être le modèle à quatre classes. Les paramètres socio-démographiques varient selon les classes (ex : l'origine rurale ou urbaine, les revenus, l'usage des forêts, le niveau d'études, le genre, etc.).

Tableau 5.9 Résultats du modèle à classes latentes

Attribut	Groupe 1	Groupe 2	Groupe 3	Groupe 4
	Coefficients ² (écart-type)			
PRÉSERVATION	2,0998 [6,4885]	0,16785 [0,0459]	0,13763 [0,0175]	0,0529 [0,1602]
ÉROSION	-0,2306 [8,5802]	-0,36924 [0,0785]	-0,19187 [0,0325]	0,3141 [0,2220]
RESTRICTIONS D'USAGE	3,8165 [0,8636]	-0,22863 [0,1104]	0,05290 [0,0171]	0,0413 [0,0804]
LOISIRS	-32,8970 [141,6337]	22,5547 [319407,3]	0,33203 [0,1298]	1,5309 [0,8896]
PAIEMENT	-0,8564 [0,2299]	-0,0545 [0,0120]	-0,02827 [0,0031]	-0,0558 [0,0216]

Source : Mavsar et Ferreras, 2011

Les résultats (tableau 5.10) indiquent que les valeurs de CAP du Groupe 1 pour les attributs de préservation, d'érosion et de loisirs sont négligeables, ce qui signifie que pour ce groupe, tout changement au niveau des attributs d'érosion ou de loisirs n'a aucun impact sur son bien-être. En revanche, ce groupe consentirait à payer 0,40 €¹² pour limiter l'usage de la forêt. Le CAP du Groupe 2 pour l'attribut de préservation est estimé à 0,28 €, ce qui correspond au montant que les personnes interrogées consentiraient à payer pour préserver la biodiversité.

Par ailleurs, ce groupe risquerait de subir une perte de bien-être équivalente à -0,61 € pour chaque hectare supplémentaire de forêt érodée, ainsi qu'une perte égale à -0,38 € en cas de limitation d'usage de la forêt. Le CAP du Groupe 3 pour l'attribut de préservation est égal à 0,44 € (CAP pour préserver la biodiversité). Le groupe pourrait subir une perte de bien-être équivalente à -0,61 € pour chaque unité supplémentaire de superficie érodée. Son CAP pour la restriction de l'usage de la forêt est égal à 0,17 € et celui de l'attribut des loisirs est de 1,06 €. Le CAP du Groupe 4 pour les attributs de préservation, d'érosion et de restriction est négligeable. Il bénéficierait d'une augmentation de bien-être équivalente à 2,47 € si la forêt contribuait à une augmentation du tourisme.

Tableau 5.10 Résultats du CAP pour chaque attribut

Attribut	Groupe 1	Groupe 2	Groupe 3	Groupe 4
	Euros par personne et par an			
PRÉSERVATION	négligeable	0,28	0,44	négligeable
ÉROSION	négligeable	-0,61	-0,61	négligeable
RESTRICTIONS D'USAGE (EXCLOS)	0,40	-0,38	0,17	négligeable
LOISIRS	négligeable	négligeable	1,06	2,47

Source : Mavsar et Ferreras 2011

5.3.3 Méthode du transfert de bénéfices

La méthode du transfert de bénéfices (MTB) n'est pas une méthode d'estimation à proprement parler. Elle consiste à transférer les estimations, économiques ou de dégâts, de changements similaires en matière de qualité environnementale et issues de précédentes études (réalisées dans ce que l'on appelle souvent des « sites d'études ») dans le but d'estimer les changements environnementaux au niveau d'un site où l'on cherche à mettre en place des politiques (que l'on appelle « site pilote »).

Les usages en matière de politiques des estimations économiques transférées sont les suivants :

- ACB de projets d'investissement et de politiques relatifs à la gestion des forêts (ex : préservation des forêts, restrictions relatives aux pratiques de bûchage, mesures préventives en matière de feux de forêt) ou de projets affectant les forêts (ex : construction de routes) ;
- Comptabilité environnementale au niveau national, par exemple prise en compte des externalités des forêts dans les comptes verts nationaux ;

12 Dans l'étude, toutes les valeurs ont été indiquées en Dirham marocains (MAD). Pour le présent rapport, les valeurs originales ont été converties en euros en prenant un taux de change de 1 DAM pour 0,09 €.

- Coûts environnementaux (ex : calcul des coûts externes marginaux à la base d'une gestion économique optimale des forêts ou élaboration d'instruments réglementaires optimaux comme des redevances environnementales ;
- Évaluation des dégâts subis par les ressources naturelles selon la directive sur la responsabilité environnementale (par exemple calcul de versements compensatoires en cas de dégâts graves subis par des écosystèmes forestiers).

Plus l'on descend dans cette liste d'usages de politiques, plus le besoin de précision est grand (Navrud, 2004). Cependant, l'utilisation la plus fréquente de la MTB se fait dans le cadre d'ACB de projets ou de politiques.

Il existe deux principaux groupes de MTB (Navrud, 2004) :

- Méthode de transfert de valeur unitaire :
 - Transfert de valeur unitaire simple ;
 - Transfert de valeur unitaire avec ajustements des revenus.
- Méthode de transfert de fonction :
 - Transfert de fonction bénéfiques ;
 - Méta-analyse.

5.3.3.1 Méthode de transfert de valeur unitaire

Le *transfert de valeur unitaire simple* (c'est-à-dire le transfert d'une seule étude ou le transfert d'une estimation de valeur moyenne issue de plusieurs études) est la méthode la plus simple pour transférer les estimations de bénéfices d'un site d'étude (ou d'une valeur moyenne issue de plusieurs sites d'études) à un site pilote. Cette méthode part du principe que le bien-être dont jouit un individu moyen sur le site d'étude est identique à celui fourni par le site pilote, et que les changements en matière d'aménités environnementales estimées sont les mêmes pour les deux sites. L'estimation des bénéfices peut donc être transférée directement, généralement sous la forme d'un CAP moyen (par exemple, par foyer et par an, par personne et par visite), du site d'étude au site pilote.

Le principal inconvénient du transfert de valeur unitaire simple est que les individus du site pilote peuvent ne pas estimer les services écosystémiques de la même manière que le feraient les individus des sites d'étude. Il existe deux raisons pour cela. Premièrement, les individus du site pilote peuvent être différents des individus du site d'étude en termes de revenus, de niveau d'études, de religion, de groupe ethnique et d'autres caractéristiques socioéconomiques, ce qui peut affecter leur demande en matière de loisirs. Deuxièmement, même si les préférences des individus des sites d'étude et pilote étaient les mêmes, les services écosystémiques et les changements affectant en matière de biens estimés pourraient être différents.

Il est recommandé d'utiliser le CAP par foyer et par an comme unité de transfert puis de cumuler les CAP de l'ensemble des foyers concernés afin d'obtenir une estimation des bénéfices totaux. L'utilisation du CAP par individu et par an peut entraîner une surestimation des bénéfices totaux lorsque les CAP sont cumulés sur tous les individus, comme l'indique l'étude de Lindhjem et Navrud (2009).

Le transfert de valeur unitaire pour des valeurs de non usage (les aménités environnementales par exemple) dans le cadre d'études basées sur les préférences déclarées peut s'avérer plus difficile que pour des valeurs d'usage (les loisirs par exemple). Il existe au moins deux raisons pour cela. Premièrement, l'unité de transfert est difficile à définir. Dans le cas de valeurs d'usage, l'unité qui semble la plus adaptée est le surplus du consommateur par journée d'activité. Pourtant, il existe une plus grande variabilité dans les déclarations de valeurs de non usage issues d'enquêtes de MEC, à la fois en termes de CAP pour qui et pour quelle période de temps. Le CAP peut être calculé par foyer ou par personne, et comme un montant payé en une seule fois, annuellement sur une période déterminée, annuellement sur une période indéterminée ou mensuellement pour un montant indéfini. Deuxièmement, le CAP est calculé pour un ou plusieurs changements discrets spécifiques (ex : les services écosystémiques forestiers) et non sur une base marginale (ex : par hectare).

Le CAP, en tant que paiement unique, peut entraîner une sous-estimation du CAP annuel. En effet, le CAP calculé sera la valeur actuelle du montant des CAP payés annuellement et il sera limité par les revenus des personnes interrogées, pour l'année où elles déclarent le montant du CAP payé en une seule fois. L'utilisation de cette unité de transfert pour un changement donné en matière d'aménités environnementales permet également d'éviter de modifier l'échelle (augmentation ou réduction) du CAP en fonction de la superficie du site pilote. La modification de l'échelle nécessite une valeur constante par hectare et que les estimations soient linéaires (les utilités marginales sont par exemple constantes), ce qui ne semble pas être le cas dans la pratique (voir la figure 5.1) (voir par exemple Lindhjem, 2007 ; Lindhjem et Navrud, 2008).

La méthode de transfert de valeur unitaire simple n'est pas conseillée pour les transferts entre pays ayant des revenus et un coût de la vie différents (ou entre des régions ayant des revenus très différents au sein d'un même pays). Pour réaliser correctement cette opération, il faut faire appel au *transfert de valeur unitaire avec ajustements des revenus* et utiliser un facteur d'élasticité du CAP par rapport aux revenus compris entre 0 et 1 (Kriström et Riera, 1996). En cas de

lacunes de données sur les revenus des populations concernées sur les sites pilote et d'étude, le produit intérieur brut (PIB) par habitant peut être utilisé pour estimer les revenus en vue d'un transfert de bénéfices (TB) international. Cependant, cette méthode peut donner lieu à des estimations incorrectes lors de TB entre pays, où les revenus du site d'étude et/ou pilote local diffèrent des revenus moyens des pays.

L'utilisation des taux de change officiels pour convertir les estimations transférées de la devise du site d'étude (l'euro par exemple) à la devise nationale ne reflète pas le véritable pouvoir d'achat des devises, dans la mesure où les taux de change officiels sont le résultat de facteurs politiques et de risques macroéconomiques. Il faut donc procéder à la parité du pouvoir d'achat (ou à l'ajustement du taux de change), pour transférer les valeurs provenant d'autres pays.

5.3.3.2 Méthode de transfert de fonction

D'un point de vue conceptuel et théorique, le transfert d'une *fonction bénéfices*¹³ semble plus intéressant que le simple transfert de valeurs unitaires, car une plus grande quantité d'informations est prise en compte lors du transfert. Néanmoins, il reste à prouver que les transferts de fonction sont plus efficaces que les transferts de valeur unitaire (Bateman *et al.*, 2009; Ready *et al.*, 2004). Bien souvent, il semble que le transfert de fonction bénéfices ne permette pas de réduire suffisamment les erreurs de transfert, en comparaison à un transfert de valeur unitaire simple.

L'ensemble des bénéfices à transférer d'un ou plusieurs sites d'étude au site pilote peut être estimé à l'aide de méthodes des préférences révélées (MCT ou MPH) ou de méthodes préférences déclarées (MEC et MMC). Par exemple, pour une MEC, la fonction bénéfices peut être exprimée comme suit :

$$CAP_{ij} = \beta_0 + \beta_1 G_j + \beta_2 H_{ij} + \varepsilon$$

où : CAP_{ij} est le CAP par foyer i pour le site j , G_j est l'ensemble des caractéristiques du bien environnemental du site j , H_{ij} est l'ensemble des caractéristiques du foyer i pour le site j , β_0 , β_1 et β_2 sont des ensembles de paramètres, et ε est l'erreur aléatoire.

Pour appliquer cette méthode, il faut tout d'abord trouver une étude dans la littérature existante proposant des estimations de la constante β_0 ainsi que des ensembles de paramètres β_1 et β_2 . Ensuite, il faut collecter des données sur les deux groupes de variables indépendants G et H sur le site pilote. Ces données sont alors intégrées à l'équation pour estimer le CAP des foyers sur le site pilote.

Au lieu de transférer la fonction bénéfices à partir d'une étude d'estimation en particulier, les résultats de plusieurs études d'estimation peuvent être combinés à l'aide d'une méta-analyse afin d'obtenir une fonction bénéfices commune (voir Lindhjem, 2007; Zandersen et Tol, 2009 pour des méta-analyses des externalités forestières). Le transfert de fonction permet au chercheur d'évaluer l'influence d'une gamme plus large de caractéristiques de biens et services environnementaux, les caractéristiques des échantillons utilisés pour chaque analyse (ex : les caractéristiques de la population affectée par le changement en matière de qualité environnementale) et les hypothèses de modélisation. Cependant, en pratique, les caractéristiques détaillées des biens et services de chaque site d'étude et de la population ne sont généralement pas indiquées dans les études initiales.

L'équation de régression d'une *méta-analyse* est semblable à l'équation précédente, mais un jeu de variables permettant de modéliser les différences liées à la méthode d'estimation environnementale appliquée doit être ajouté : C_s = caractéristiques de la méthodologie appliquée sur le site d'étude, puisque les méta-analyses indiquent généralement que les différences entre les méthodologies d'estimation représentent une part importante des variations du CAP moyen entre les études (CAP_s). L'équation de méta-analyse s'exprime donc comme suit :

$$CAP_s = \beta_0 + \beta_1 G_{sj} + \beta_2 H_{sj} + \beta_3 C_s + \varepsilon$$

5.3.3.3 Principales étapes de l'application de la méthode du transfert de bénéfices

Selon les recommandations générales en matière de transfert de bénéfices, la procédure se compose de 8 étapes (Riera et Signorello, 2012) :

Étape 1 : Identification du changement en matière de biens et services environnementaux à estimer sur le site pilote

Les biens et services environnementaux à estimer doivent être définis : leur niveau d'origine (par exemple, la fréquence d'usage de loisirs sur le site pilote, la disponibilité et la qualité des sites de substitution) ainsi que l'ampleur et la direction du changement.

¹³ La fonction bénéfices relie de manière statistique le consentement des personnes à payer pour les caractéristiques d'un écosystème aux personnes dont les valeurs ont été obtenues.

Étape 2 : Identification de la population affectée sur le site pilote

Il est important d'identifier la taille de la population affectée sur le site pilote avant de procéder à l'étude de la littérature d'estimation. La valeur transférée doit provenir du même type de population affectée en termes d'échelle spatiale. Les caractéristiques de la population doivent également être similaires afin de s'assurer que les deux sites étudiés partagent le même type et le même niveau de déterminants de bien-être.

Par exemple, pour estimer la valeur d'usage d'activités de loisirs, la population affectée est constituée des usagers de loisirs. En revanche, s'il faut estimer à la fois des valeurs d'usage et des valeurs de non usage, et si le site pilote a une importance seulement locale (ex : une forêt de petite superficie avec de nombreux sites de substitution à proximité), seule la population locale est utilisée (ex : la population de la commune).

Pour les valeurs d'usage, le nombre d'individus (ex : les usagers de loisirs) doit être estimé avant et après le changement. Dans le cas des valeurs de non usage (ou une combinaison de valeurs d'usage et de non usage), le nombre de foyers doit être l'unité d'agrégation à l'échelle géographique appropriée (communale, régionale/départementale ou nationale).

Étape 3 : Étude de la littérature pour identifier des études initiales pertinentes

L'étape suivante consiste à réaliser une étude de la littérature pour identifier des études initiales pertinentes. Les ressources à privilégier sont principalement les bases de données, suivies des revues et des recherches en ligne. Les bases de données telles que EVRI¹⁴, ENVALUE¹⁵ et ValueBase¹⁶ permettent d'identifier des études similaires issues du même pays ou de pays voisins (des pays qui disposent d'un contexte institutionnel ou culturel similaire) (Lindhjem et Navrud, 2008). Les articles de revues et les bases de données d'études d'estimation ne disposent bien souvent pas de toutes les informations nécessaires permettant de déterminer si une étude est pertinente ou non. Des rapports d'étude complets doivent être utilisés, dans la mesure où ces rapports sont disponibles.

Étape 4 : Évaluation de la pertinence, des similarités et de la qualité des valeurs de sites d'étude à transférer

La qualité des études d'estimation pertinentes est évaluée selon leur validité scientifique et la richesse des informations qu'elles fournissent. Desvousges *et al.* (1998) propose les critères suivants pour évaluer la qualité et la pertinence des études retenues pour le transfert :

- Validité scientifique - la qualité des estimations de transfert dépend de la méthodologie et des hypothèses utilisées dans les études d'origine :
 - des procédures de collecte de données de qualité (pour les enquêtes de MDP : entretiens personnels, ou études en ligne ou par courrier avec un taux de réponse élevé (> 50 %), et questionnaires basés sur les résultats issus de groupes de travail et de pré-tests pour tester la formulation et les scénarios) ;
 - une méthodologie empirique de qualité (c'est-à-dire des échantillons de grande taille, le respect des bonnes pratiques et des recommandations en matière de MPD et de MPR, Riera et Signorello, 2012) ;
 - un cohérence avec la théorie scientifique et économique (ex : les liens existant entre les critères d'évaluation des fonctions de dose-réponse et l'unité utilisée pour l'estimation, les techniques statistiques utilisées doivent être de qualité et les fonctions de MEC, MMC, MPH et MCT doivent inclure des variables prédites par la théorie économique pour influencer l'estimation).
- Pertinence - les études initiales doivent être similaires et applicables au nouveau contexte :
 - L'ampleur (et la direction) du changement en matière de fourniture de biens et services écosystémiques doit être similaire ;
 - Le niveau d'origine des biens et services environnementaux doit être similaire ;
 - Les services écosystémiques et les biens environnementaux affectés doivent être similaires ;
 - Les sites concernés doivent être similaires le cas échéant (ex : l'estimation des valeurs récréatives) ;
 - Le moment et la durée de l'impact doivent être similaires ;
 - Les caractéristiques socio-économiques de la population affectée doivent être similaires ;
 - Les droits de propriété, la culture et le contexte institutionnel doivent être similaires.
- Richesse des détails - les études initiales doivent fournir un ensemble de données détaillé ainsi que des informations complémentaires :
 - Identification des spécifications complètes des équations d'estimation primaires, y compris les définitions exactes et les unités de mesure de toutes les variables, ainsi que leurs valeurs moyennes ;
 - Explications concernant les méthodes utilisées pour substituer (ou compléter) les biens ou services d'un site ;
 - Données sur les taux de participation et le degré d'agrégation utilisés ;
 - Fourniture des écarts types et autre mesures statistiques de dispersion.

14 www.evri.ca

15 <http://www.environment.nsw.gov.au/envalue/StudyCnt.asp>

16 <http://www.beijer.kva.se/valuebase.htm>

Ces critères, ainsi que leurs composants, sont tous trois d'importance égale pour évaluer la pertinence et la qualité d'une étude. À partir de ces trois critères, Riera et Signorello (2012) ont créé une checklist permettant d'évaluer, dans le cadre d'études d'estimation d'externalités forestières, la similarité des caractéristiques du bien ou service et de la population entre des sites d'étude et un site pilote :

- Caractéristiques du bien :
 - Bien ou service similaire ? (ex : un type de forêt similaire, composants de valeurs d'usage et/ou de non usage similaires, activités de loisirs similaires, services écosystémiques similaires.)
 - *État d'origine, ampleur et direction* du changement similaires pour les biens ou services estimés ? (Afin d'éviter la modification de l'échelle des valeurs, à la hausse ou à la baisse, en fonction de la taille de la région à étudier, prendre en compte des hypothèses strictes en matière, par exemple, de valeur constante par ha d'usage et/ou de non usage ; considérer des sites d'étude à l'étranger présentant une taille similaire plutôt que des sites d'étude nationaux présentant une taille très différente. Cela s'applique également à l'état d'origine et à la direction du changement. Cependant, nous conseillons de manière générale de choisir un site d'étude national le plus proche possible géographiquement.)
 - Disponibilité similaire de sites de substitution similaires ? (Pour les valeurs d'usage : sites de loisirs ; pour les valeurs de non usage : parcs nationaux et autres sites protégés ainsi que les services écosystémiques qu'ils contiennent.)
 - Régimes de gestion forestière similaires ? (droits de propriété similaires, droits d'accès similaires aux forêts privés pour des activités de loisirs, etc.).
- Caractéristiques de la population :
 - Revenus moyens (et répartition des revenus) similaires ? (Dans le cas contraire, des ajustements de revenus seront nécessaires pour réaliser le transfert de valeurs.)
 - Composition de la population similaire (genre, âge, niveau d'études) ?
 - Taille de la population affectée similaire ? Effet de réduction prévu lié à la distance similaire (le cas échéant) pour les valeurs de non usage ?
 - Attitudes similaires concernant la préservation des forêts (facteurs attitudinaux et culturels) ?

Étape 5 : Sélection et synthèse des données collectées sur le(s) site(s) d'étude

Plusieurs approches doivent être utilisées en parallèle et les résultats obtenus doivent être utilisés pour offrir toute une gamme de valeurs : des études proposant des estimations faibles et élevées, permettant de définir des valeurs limites inférieures et supérieures pour les estimations transférées, respectivement. Les données relatives à l'estimation de la valeur moyenne et à l'écart type, et aux écarts spécifiques de transfert spatial doivent être collectées, si disponibles.

Des méta-analyses pertinentes doivent être consultées (ex : Rosenberger et Loomis, 2000 pour les activités de loisirs, et Lindhjem, 2007 pour les valeurs d'usage et de non usage des loisirs) afin de savoir si la portée de ces analyses est suffisamment réduite pour fournir des informations pertinentes sur les estimations à transférer. La portée de la méta-analyse peut être trop large pour générer des estimations fiables, notamment si la méta-analyse se compose d'études très différentes en matière de méthodologies et de biens environnementaux considérés.

Étape 6 : Transfert des estimations de valeurs du site d'étude (ou des sites d'étude) au site étudié

Cette étape se décline en trois activités principales :

Sélection de l'unité de transfert

L'unité de transfert conseillée pour les valeurs d'usage et de non usage est le CAP par individu (foyer) et par an. Cependant, dans certains cas, d'autres valeurs unitaires peuvent être utilisées. Par exemple, le surplus du consommateur par an (ou par visite) pour les loisirs ou les coûts unitaires pour la séquestration du carbone (ex : coût par tonne de carbone).

Si le CAP par ha d'un écosystème ou d'un type de paysage est utilisé, il est supposé que la taille de la population affectée est la même et que la valeur par ha est constante. Cependant, des preuves empiriques indiquent que le CAP n'est pas proportionnel au nombre d'ha d'écosystèmes ou de types de paysage (pour les bénéfices forestiers autres que le bois d'œuvre, voir Lindhjem, 2007). Puisque les enquêtes de MPD indiquent clairement que le CAP par unité de superficie varie énormément, il n'est pas conseillé de convertir le CAP moyen déclaré par les foyers pour obtenir un changement discret en matière de qualité environnementale en valeurs marginales, comme le CAP par ha par exemple.

Sélection de la méthode de transfert pour le transfert spatial

Si le site pilote est considéré comme très similaire aux sites d'étude pour tous les critères, la *méthode de transfert de valeur unitaire* peut être utilisée. S'il existe d'autres sites d'étude comparables et éligibles pour un transfert, ces derniers doivent tous être évalués et les valeurs transférées doivent être calculées de manière à offrir une fourchette de valeurs.

Pour les transferts d'unité entre pays, les différences en matière de devise, de revenus et de coût de la vie peuvent être corrigées en utilisant les taux de change ajustés à l'aide de la parité du pouvoir d'achat (PPA)¹⁷. Au sein d'un pays, le transfert de valeur unitaire peut être utilisé avec un ajustement pour pallier les écarts en matière de revenus et avec facteur d'élasticité du CAP par rapport aux revenus compris entre 0 et 1.

Le transfert de fonction peut être utilisé si les fonctions de valeur possèdent une capacité d'explication¹⁸ suffisante et contiennent des variables pour lesquelles les données sont facilement disponibles sur le site pilote. Généralement, le « meilleur » modèle est basé sur des variables nécessitant la réalisation de nouvelles études sur le site pilote pour collecter des données. Dans la plupart des cas, les efforts à mettre en œuvre (ressources et temps nécessaires) sont similaires à ceux d'une étude d'estimation complète.

De manière générale, la méthode du transfert de valeur unitaire avec ajustements des revenus (le cas échéant) représente le moyen le plus simple et le plus transparent pour transférer des valeurs au sein d'un pays ou entre différents pays. Cette méthode de transfert est reconnue comme étant une méthode aussi fiable que les procédures de transferts de fonction de valeur et de méta-analyses les plus complexes. Cela s'explique principalement par la faible capacité d'explication des fonctions de CAP des études de MPD, mais aussi parce que le choix de la méthode a un impact plus important sur les résultats que les caractéristiques du site et des populations affectées.

Sélection de la méthode de transfert pour le transfert temporel

La méthode classique utilisée pour ajuster l'estimation de valeur au moment de la collecte de données à la valeur (devise) actuelle est celle de l'indice des prix à la consommation (IPC) pour le pays du site pilote. Si les valeurs d'un site d'étude sont transférées hors du pays du site pilote, la première étape consiste à les convertir à la devise locale à l'aide des taux de change PPA pour l'année de la collecte des données, puis d'utiliser l'IPC national pour mettre à jour les devises aux valeurs actuelles.

Étape 7 : Calcul des bénéfices ou coûts totaux

Pour les valeurs de non usage, le CAP moyen par foyer et par an est multiplié par le nombre total de foyers affectés pour obtenir le montant des bénéfices ou des coûts annuels. Si le CAP du site d'étude est un CAP annuel pour 5 ou 10 ans par exemple, le montant total des bénéfices ou des coûts doit être calculé sur la base de sa valeur actuelle (VA) sur la même période. En revanche, si le CAP est un paiement en une seule fois, ces paiements doivent être considérés comme la valeur actuelle (de tous les bénéfices fournis par le bien environnemental considéré).

L'équation générale permettant de calculer la valeur actuelle des bénéfices VA (B) est la suivante :

$$VA(B) = \sum_{t=0}^T B_t / (1 + r)^t$$

où B_t correspond aux bénéfices totaux pour l'année t , T est l'horizon temporel (pour les CAP déclarés) et r est le taux d'actualisation social.

Si l'horizon temporel du CAP n'est pas précisé dans les enquêtes de MPD, il est considéré que le paiement annuel est effectué sur un horizon temporel indéterminé. Dans ce cas, et si les bénéfices annuels B_t sont les mêmes chaque année :

$$VA(B) = B_t / r$$

Les bénéfices annuels B_t sont égaux au CAP agrégé sur la population affectée (CAP_{tot}), qui peut être calculé comme suit :

$$CAP_{tot} = n \times CAP_i$$

où n est le nombre de foyers concernés et CAP_i est le CAP moyen du foyer i . Puisque le CAP par foyer varie en fonction des strates de la population affectée (ex : selon la distance qui les sépare du site, selon que l'on considère les usagers et/ou les non usagers, etc.), les estimations du ou des sites d'étude doivent se baser sur un type de population affectée similaire à celui du site pilote.

Pour calculer les valeurs d'usage, il faut remplacer les foyers par les individus dans les équations précédentes (ex : les usagers de loisirs). La valeur totale du changement est donc estimée en multipliant le surplus du consommateur/journée d'activité par le nombre de journées d'activité en plus ou en moins. Pour les usages autres que les loisirs, les valeurs sont souvent obtenues sur la base des foyers et la même méthode peut être utilisée pour les valeurs de non usage.

Étape 8 : Évaluation de l'incertitude et de l'erreur de transfert / Réalisation d'une analyse de sensibilité

Les tests de validité du transfert de bénéfices (Navrud, 2004) indiquent que les estimations économiques transférées doivent être présentées avec une incertitude de $\pm 40\%$. En revanche, si les sites sont très similaires, ou si l'étude initiale se base sur le transfert vers des sites similaires au site pilote concerné, une incertitude de $\pm 20\%$ peut-être utilisée.

17 Par exemple: <http://www.oecd.org/dataoecd/61/56/1876133.xls>

18 En gros, si elles possèdent un R^2 ajusté supérieur à 0,5, c'est-à-dire permettant d'expliquer plus de 50 % de la variation en valeur

Si les sites d'étude et pilote ne sont pas vraiment similaires, le transfert de valeur unitaire peut toujours être utilisé mais les facteurs de sur- ou sous-estimation lors du transfert doivent être indiqués et la valeur unitaire doit être présentée avec une incertitude de $\pm 100\%$. Ready et Navrud (2006) résument leur expérience en matière de transfert pour des études de validité internationales et en concluent que les erreurs de transfert sont similaires à celles rencontrées lors de transferts au sein d'un pays. Ils constatent que l'erreur moyenne pour les transferts de bénéfices internationaux est généralement comprise entre 20 et 40 %, alors que l'erreur pour les transferts d'individus peut atteindre 100 voire 200 %.

Riera et Signorello (2012) ont défini 4 catégories pour décrire le niveau de similitude entre un site d'étude et un site pilote (tableau 5.11). Le niveau de similitude est basé sur une checklist permettant d'évaluer la similitude entre les sites d'étude et de pilote (voir l'étape 4).

Tableau 5.11 Quatre catégories de similitudes entre un site d'étude et un site pilote, accompagnées de l'estimation de l'erreur de transfert au moment du transfert de la valeur unitaire

Catégorie	Niveau de similitude entre un site d'étude et un site pilote	Erreur de transfert (%)
1	Très élevé	± 20
2	Élevé	± 50
3	Faible	± 100
4	Très faible	Site d'étude non adapté pour un transfert de valeur unitaire (seule option possible : méta-analyse)

Les erreurs de transfert indiquées dans le tableau 5.11 font référence à l'estimation du CAP moyen et viennent s'ajouter à l'incertitude des méthodes d'estimation appliquées sur le site d'étude. L'incertitude concernant la taille de la population affectée doit également être prise en compte dans l'estimation des bénéfices totaux.

Pour les estimations de valeur des biens et services environnementaux à des fins de politiques, il est recommandé de réaliser une ACB voire une nouvelle étude d'estimation. Cette ACB permettrait de déterminer si les coûts de la nouvelle étude d'estimation sont justifiés par rapport au risque de prendre une mauvaise décision.

5.3.3.4 Forces et faiblesses de la méthode du transfert de bénéfices

Forces de la méthode du transfert de bénéfices

- La méthode de transfert de bénéfices est généralement moins coûteuse qu'une nouvelle étude d'estimation.
- Les bénéfices économiques peuvent être estimés plus rapidement qu'à l'aide d'une nouvelle étude d'estimation.
- La méthode peut être utilisée comme une technique de sélection permettant de déterminer si une nouvelle étude d'estimation doit être réalisée.
- La méthode peut être appliquée facilement et rapidement et permet d'obtenir des estimations grossières de valeurs récréatives. Plus les sites et les expériences de loisirs sont similaires, moins il y aura de biais.

Faiblesses de la méthode du transfert de bénéfices

- Le transfert de bénéfices peut être imprécis, sauf dans le cas d'estimations grossières de valeurs récréatives, à moins que les sites proposent des caractéristiques spécifiques similaires (site, localisation, usagers).
- De bonnes études sur la politique ou la problématique en question peuvent ne pas être disponibles.
- Il peut être difficile d'identifier des études pertinentes car de nombreuses études ne sont pas publiées.
- La prise en compte d'études existantes peut ne pas suffire pour effectuer les ajustements nécessaires.
- La pertinence des études existantes peut être difficile à évaluer.
- L'extrapolation des données au-delà des caractéristiques de l'étude initiale n'est pas recommandée.
- La précision des transferts de bénéfices ne peut être supérieure à celle des estimations des valeurs initiales.
- Les estimations de valeurs unitaires peuvent rapidement devenir obsolètes.

5.3.3.5 Applications de la méthode du transfert de bénéfices

Comme mentionné précédemment, le transfert de bénéfices n'est pas une méthode d'estimation. Il ne fait que transférer les valeurs issues d'études d'estimation existantes. La méthode du transfert de bénéfices peut donc être utilisée pour estimer un bien ou service écosystémique pour lequel des études d'estimation sont disponibles. En revanche, la précision du transfert de bénéfices dépend grandement de la qualité des études d'estimation initiales et des similarités au niveau des caractéristiques des biens et services écosystémiques estimés et de la population.

De manière générale, le transfert de bénéfices basé sur les enquêtes de MPD (en particulier les MEC) présente une capacité d'explication très inférieure aux fonctions basées sur les études de MCT ou MPH. Il est donc plus intéressant d'utiliser le transfert de fonction pour transférer des estimations issues de méthodes de préférences révélées.

Les études de transfert de bénéfices réalisées dans le cadre de l'estimation environnementale ont été appliquées dans de nombreux domaines, dont la fourniture de fonctions de zones humides en Amérique du Nord et en Europe (Brouwer *et al.*, 1999), la pêche en eau douce (Sturtevant *et al.*, 1995), la pollution de l'air (Smith et Huang, 1995), les bénéfices des espèces en voie de disparition (Loomis et White, 1996), la visibilité dans les parcs nationaux (Smith et Osborne, 1996) et les espaces de loisirs en extérieur (Smith et Kaoru, 1990a ; Smith et Kaoru, 1990b ; Walsh *et al.*, 1992).

Deux analyses de transfert de fonction réalisées en Europe s'intéressent plus particulièrement aux loisirs pratiqués en forêt par opposition aux espaces de loisirs extérieurs de manière générale. Ces analyses s'intéressent à des études réalisées au Royaume-Uni (Bateman *et al.*, 1999 ; Bateman et Jones, 2003). Deux autres études européennes s'intéressent plus généralement aux bénéfices non marchands issus des forêts, comme la valeur de la protection forestière, de la biodiversité et des activités forestières à usages multiples en Norvège, en Suède et en Finlande (Lindhjem, 2007) et en Finlande uniquement (Pouta et Rekola, 2005).

Zandersen et Tol (2009) ont utilisé la méthode du transfert de fonction pour étudier les valeurs récréatives en Europe. Cette étude a analysé systématiquement la variation des données entre différentes sources pour savoir dans quelle mesure les méthodes, la conception et les données affectaient les valeurs récréatives des forêts obtenues. Seules les études réalisées en Europe et ayant appliqué la méthode des coûts de transport ont été considérées. En tout, 26 études issues de 9 pays européens (publiées entre 1977 et 2001) ont été utilisées.

Les données indiquent que les valeurs récréatives des forêts varient énormément d'une étude à l'autre, allant de 0,66 à 112 € par excursion, avec une valeur médiane de 4,52 €. Malgré les similitudes au niveau des méthodes d'estimation appliquées (toutes les études ont été réalisées à l'aide de la MCT) et des services environnementaux estimés, les estimations des bénéfices obtenues indiquent des différences méthodologiques, géographiques et temporelles. Plus particulièrement, les valeurs sont affectées par la mesure des valeurs (ex : valeur par excursion, par jour ou par saison), par la méthode des coûts de transport (par zone ou par individu), par la définition des coûts (prise en compte et niveau des coûts d'opportunité associés au temps, composition des coûts des excursions en voiture) et par d'autres problèmes d'ordre méthodologique (ex : prise en compte de sites de substitution, entretiens par courrier ou en face à face, ou spécifications de la forme fonctionnelle de la méta-analyse).

Par ailleurs, la prise en compte de données exogènes relatives à la localisation et aux caractéristiques du site indique que les caractéristiques spécifiques au site telles que sa superficie, la diversité des âges ou la superficie des espaces ouverts d'un site forestier ont différents effets sur les bénéfices indiqués dans une méta-analyse.

À notre connaissance, aucune mise en œuvre systématique du transfert de bénéfices n'a été identifiée.

5.4 QUELLE METHODE APPLIQUER ?

Ce chapitre présente plusieurs méthodes d'estimation de biens et services forestiers. Certaines méthodes (ex : la méthode des coûts de transport et la méthode des prix hédonistes) s'appuient sur le comportement révélé des usagers pour ces biens, alors que d'autres utilisent des études et demandent directement aux usagers leur CAP pour certains biens ou services (ex : la méthode d'évaluation contingente, la méthode de modélisation des choix).

L'avantage du premier groupe de méthodes (méthodes des préférences révélées) est qu'il est basé sur le comportement marchand réel des usagers de biens et services non marchands (ex : paiement d'un prix plus élevé pour une maison car elle dispose d'une belle vue sur la forêt). En revanche, leur applicabilité se limite à quelques biens et services forestiers non marchands (loisirs, tourisme et esthétique du paysage).

Les méthodes du deuxième groupe (méthode des préférences déclarées) peuvent être appliquées à tous les types de biens et services forestiers non marchands. Bien qu'il soit également possible d'utiliser les méthodes des préférences déclarées pour mesurer les valeurs d'usage, elles sont considérées comme étant la seule solution possible pour estimer les services à des fins de non usage (Kramer *et al.*, 2004).

En revanche, leurs principaux inconvénients sont qu'elles sont basées sur des situations hypothétiques (aucune vraie transaction marchande n'est réalisée et la réponse obtenue peut ne pas refléter la réalité), que leur application est complexe (l'élaboration d'un questionnaire et l'analyse des données nécessitent l'intervention de spécialistes) et qu'elles sont coûteuses en temps. Néanmoins, au cours des 10 dernières années, la méthodologie et les connaissances sur ces méthodes ont été considérablement améliorées, permettant des estimations justes des valeurs économiques de biens et services non marchands.

Les tableaux 5.12 et 5.13 présentent les méthodes d'estimation et les situations pour lesquelles elles sont adaptées. Les recommandations sont très générales et sont basées simplement sur l'objectif le moins consommatrice en termes de temps et de ressources. De manière générale, les méthodes des préférences révélées sont privilégiées car elles se basent

sur des comportements réels, ce qui est plus fiable que des comportements hypothétiques. De plus, ces méthodes s'appuient sur des données historiques (décisions déjà prises) alors que les méthodes des préférences déclarées sont plus flexibles et permettent une évaluation de futures situations/politiques hypothétiques.

Tableau 5.12 Méthodes d'estimation pour différents biens et services forestiers

Groupe de méthodes	Méthode d'estimation	Bien ou service forestier estimé	Valeur capturée	Population concernée capturée	Avantages de la méthode	Limitations de la méthode
Méthodes des préférences révélées	Prix de marché	Biens ou services commercialisés sur les marchés, principalement des ressources (bois d'œuvre, bois de feu, liège, produits forestiers non ligneux)	Usage direct et indirect	Usagers	Données des marchés disponibles et fiables	Limitée aux biens et services marchands
	Basées sur les coûts *	Principalement des services écologiques : protection des sols, protection de l'eau, régulation du climat	Usage direct et indirect	Usagers	Données des marchés disponibles et fiables	Possibilité de surestimation de la valeur réelle
	Prix hédonistes	Services contribuant à la qualité des attributs de certains biens marchands (qualité de l'air, esthétique du paysage, réduction du bruit)	Usage direct et indirect	Usagers	Basée sur des données marchandes	Coûteuse en données et limitée principalement aux données immobilières
	Coûts de transport	Tous les services écosystémiques contribuant aux activités de loisirs	Usage direct et indirect	Usagers	Basée sur les comportements observés	Limitée aux loisirs et peu adaptée aux excursions à destinations multiples
Méthode des préférences déclarées	Évaluation contingente	Tous les biens et services	Usage et non usage	Usagers et non usagers	Capable de capturer toutes les valeurs d'usage et de non usage	Biais possible au niveau des réponses, marché hypothétique (comportement non observé), coûteux en ressources
	Expérimentation des choix	Tous les biens et services	Usage et non usage	Usagers et non usagers	Capable de capturer toutes les valeurs d'usage et de non usage	Biais possible au niveau des réponses, marché hypothétique (comportement non observé), coûteux en ressources

* La catégorie des méthodes basées sur les coûts considère trois approches (coûts de dégradations évitées, coûts de remplacement, coûts de substitution) aussi valides les unes que les autres.

Tableau 5.13 Vue d'ensemble des méthodes d'estimation utilisées pour différents biens et services forestier

Groupe	Bien/service forestier	Méthode d'estimation*					
		MPM	MBC***	MPH	MCT	MEC	MECH
Ressources	Bois industriel	+	o	-	-	-	-
	Bois de feu	+	o	-	-	-	-
	Liège	+	o	-	-	-	-
	Produits alimentaires	+	o	-	-	-	-
	Produits fourragers	+	+	-	-	-	-
	Matériaux décoratifs	+	o	-	-	-	-
	Produits de chasse et gibier	+	o	-	-	-	-
	Substances pharmaceutiques et cosmétiques et autres matières premières destinées à des applications industrielles	+	o	-	-	-	-
Biosphérique	Protection de la biodiversité	-	o	-	-	+	+
	Régulation du climat	-	+	-	-	+	+
	Régulation de la qualité de l'air	-	+	+	-	+	+
	Séquestration du carbone	o	+	-	-	+	+
Écologique	Protection de la santé	-	+	-	-	+	+
	Régulation de l'eau	-	+	-	-	+	+
	Purification de l'eau	o	+	-	-	+	+
	Protection des sols	o	+	-	-	+	+
Social	Loisirs	o	o	-	+	+	+
	Tourisme	o	o	-	o	+	+
Aménités	Services spirituels et culturels	-	-	-	-	+	+
	Services historiques et éducatifs	-	-	-	-	+	+
	Services esthétiques	-	o	+	o	+	+

*MPM : méthode des prix de marché ; MBC : méthodes basées sur les coûts ; MPH : méthode des prix hédonistes ; MCT : méthode des coûts de transport ; MEC : méthode d'évaluation contingente ; MECH : méthode d'expérimentation des choix

** La catégorie des méthodes basées sur les coûts considère trois approches (coûts de dégradations évitées, coûts de remplacement, coûts de substitution) aussi valides les unes que les autres.

+ généralement utilisée ; o parfois utilisée ; - non applicable

Toutes ces méthodes sont des outils potentiels. Le choix de l'outil à utiliser dépend des objectifs de l'étude et du degré de familiarité du chercheur avec les différentes méthodes. Le choix final d'une méthode dépend de plusieurs facteurs : a) type et quantité des objets à estimer ; b) population concernée (par exemple usagers ou non usagers, ou les deux), étendue géographique (locale, régionale, nationale, internationale) ; c) disponibilité des données (ex : accès à des données protégées, données sur les valeurs immobilières) ; d) temps et ressources financières disponibles ; e) équipe (ex : expérience).

La méthode du transfert de bénéfices est une alternative aux méthodes des préférences déclarées et révélées. Elle nécessite généralement moins de ressources et de temps. Mais cette méthode n'est pas une méthode d'estimation car elle ne se base que sur des valeurs estimées dans le cadre d'autres études d'estimation qui ont été réalisées pour des biens ou services similaires. Elle transfère ensuite ces valeurs pour estimer la valeur des biens ou services d'un autre site en utilisant des facteurs de correction ou une méta-analyse. Il faut noter que cette méthode est relativement récente et qu'aucune norme reconnue n'a été adoptée pour son application. Les valeurs obtenues peuvent donc être fortement biaisées (ex : dans certains cas de figure, des erreurs d'estimation dépassant les 100 % ont été identifiées). Compte tenu de ces limitations, cette méthode doit être utilisée avec précaution (ex : la précision des valeurs estimées dépend de la précision des valeurs utilisées pour le transfert).

6 Recommandations pour les sites pilotes

Ce chapitre a pour objectif de présenter les biens et services actuellement importants sur les quatre sites pilotes sélectionnés et les changements attendus qui pourraient impacter la fourniture des biens et services forestiers. Ces données sont ensuite complétées par des recommandations relatives aux méthodes pouvant être appliquées pour estimer la valeur économique des changements potentiels en matière de fourniture des biens et services.

6.1 INTRODUCTION

Les questionnaires distribués aux référents thématiques du projet ont permis de collecter des informations sur les biens et services forestiers actuellement importants sur les quatre sites pilotes sélectionnés (Parc national de Chréa en Algérie, Réserve de biosphère de Jabal Moussa au Liban, Forêt de Düzlerçami en Turquie, Forêt de la Maamora au Maroc). Par ailleurs, les principaux facteurs de changement et leur impact possible sur la fourniture des biens et services forestiers dans ces sites ont été explorés. Ces informations ont permis d'établir des recommandations relatives aux méthodes pouvant être appliquées pour l'estimation des changements en matière de fourniture des biens et services forestiers.

Pour établir ces recommandations, les éléments suivants ont été pris en compte :

1. **Littérature et lignes directrices établies en matière de bonnes pratiques** : les recommandations se basent sur des connaissances scientifiques et des lignes directrices bien établies disponibles dans la littérature. De plus, elles s'appuient sur l'expertise acquise par les auteurs du présent rapport.
2. **Ressources et temps limités** : la mise en œuvre de l'évaluation est prévue pour la deuxième année du projet. Certaines méthodes d'estimation nécessitent des ressources financières importantes ainsi que la participation de plusieurs groupes de parties prenantes, un processus qui demande beaucoup de temps. C'est pourquoi, de manière générale, la méthode retenue a toujours été celle requérant le moins de ressources financières et de temps.

Il a donc été décidé que l'évaluation des alternatives de gestion serait réalisée à l'aide d'une ACB. L'application de cette méthode nécessite l'estimation en termes monétaires de tous les impacts liés aux approches de gestion alternatives. Les paragraphes suivants présentent les recommandations qui ont été établies par rapport au choix des méthodes pouvant être appliquées sur les sites pilotes sélectionnés.

6.2 SITE PILOTE : PARC NATIONAL DE CHREA (ALGERIE)

6.2.1 Biens et services les plus importants

Les principaux biens et services fournis par la forêt de Chréa sont les suivants :

Valeurs d'usage direct : les principales valeurs d'usage direct identifiées sont les loisirs, le tourisme et les services historiques et éducatifs. Ils sont fournis sur 80 % de la zone protégée. Les principaux bénéficiaires en sont les visiteurs et la tendance de fourniture ces services semble être à la hausse. Des services esthétiques ont également été identifiés. Ces services sont fournis sur toute la superficie de la zone protégée et les bénéficiaires en sont les populations rurales et urbaines locales ainsi que les visiteurs. La tendance de la fourniture de ces services semble également être à la hausse.

Valeurs d'usage direct ayant un prix de marché : environ 50 % de la superficie de la zone protégée permet une production alimentaire, qui semble garder un niveau de fourniture constant. Environ 10 à 20 % de la superficie du site pilote propose des possibilités de collecte de matériaux de décoration (tendance à la baisse), de substances pharmaceutiques et cosmétiques et d'autres matières premières destinées à des applications industrielles (tendance à la hausse). Les principaux bénéficiaires de ce groupe de produits sont les populations rurales et urbaines locales ainsi que les visiteurs du site.

Valeurs d'usage indirect : entre 80 et 100 % de la superficie du site pilote offre toute une gamme de services écologiques à usage indirect. Parmi ces services, la régulation du cycle de l'eau (tendance stable) et la séquestration du carbone (tendance à la hausse) bénéficient à toute la population. En outre, la totalité de la superficie de la zone protégée propose des services écologiques bénéficiant aux populations rurales et urbaines locales ainsi qu'aux visiteurs. Ces services sont les suivants : purification de l'eau (tendance stable), protection de l'eau (tendance à la hausse), protection de la santé (tendance à la hausse) et, pour finir, régulation du climat (tendance stable), qui affecte également une gamme plus large de bénéficiaires.

Valeurs de non usage : les principaux services forestiers de non usage identifiés sont les valeurs d'existence et de patrimoine, qui sont elles-mêmes liées à la protection de la biodiversité. Ces services sont fournis sur toute la superficie du site pilote et bénéficient à toute la population. La tendance de fourniture de ces services semble être stable.

6.2.2 Changements attendus en matière de fourniture de biens et services

Les principaux facteurs affectant la fourniture des biens et services sont les suivants :

- **Augmentation du nombre de visiteurs :** effet négatif sur la protection de la biodiversité et l'esthétique forestière.
- **Feux de forêt :** effet négatif sur la protection de la biodiversité, l'esthétique forestière et la protection des sols.
- **Récolte illégale de produits forestiers non ligneux** (plantes médicinales, lichens, champignons, etc.) : effet négatif sur la protection de la biodiversité et l'esthétique forestière.

6.2.3 Recommandations relatives à l'estimation des changements en matière de fourniture de biens et services

Le tableau 6.1 reprend les facteurs et les biens et services susmentionnés qui seraient affectés et propose des méthodes pouvant être appliquées pour l'estimation des différents impacts.

Tableau 6.1 Méthodes d'estimation recommandées pour le site pilote du Parc national de Chréa (Algérie)

Principaux biens et services affectés	Principaux facteurs affectant la fourniture de biens et services	Méthodes d'estimation recommandées*	Autres méthodes d'estimation*
Protection de la biodiversité	Forte augmentation des visiteurs en forêt	MPM	MCT ou MECH
	Feux de forêt	MBC (MCDE)	-
	Récolte illégale de produits forestiers non ligneux	MPM	MCT ou MECH
Protection des sols	Feux de forêt	MBC (MCDE ou MCR)	-
Esthétique	Forte augmentation des visiteurs en forêt	MCT ou MECH	-
	Feux de forêt	MCT ou MECH	-
	Récolte illégale de produits forestiers non ligneux	MCT ou MECH	-

*MPM : méthode des prix de marché ; MBC : méthodes basées sur les coûts ; MCDE : méthode des coûts de dégradations évitées ; MCR : méthode des coûts de remplacement ; MPH : méthode des prix hédonistes ; MCT : méthode des coûts de transport ; MEC : méthode d'évaluation contingente ; MECH : méthode d'expérimentation des choix

Les principaux services qui pourraient être affectés sont : la protection de la biodiversité, l'esthétique et la protection des sols.

Selon la description de l'étude de cas, il semble que ce site soit plutôt important en matière de fourniture de produits forestiers non ligneux. Une perte de biodiversité aurait également un effet négatif sur les quantités et la qualité de ces produits. Pour estimer la valeur de la protection de la biodiversité, la méthode des prix de marché pourrait donc être appliquée afin d'évaluer les pertes en matière de surplus du consommateur liées à la baisse des récoltes de produits forestiers non ligneux. Sinon, en cas de mise à disposition de ressources suffisantes, la protection de la biodiversité pourrait également être estimée en appliquant les méthodes des préférences déclarées. Dans ce cas, la valeur de certaines ou plusieurs espèces végétales ou animales, qui pourrait être perdue si aucune amélioration de la gestion n'est mise en œuvre, serait estimée.

En ce qui concerne la protection des sols, l'estimation pourrait être réalisée à l'aide des méthodes basées sur les coûts. En appliquant la méthode des coûts de remplacement, il serait possible d'estimer le coût du remplacement des sols perdus. De même, la méthode des coûts de dégradations évitées permettrait de prendre en compte le coût des mesures de protection (barrières par exemple) pour estimer la valeur de la protection des sols.

Enfin, pour les services esthétiques, il serait recommandé d'appliquer les méthodes des préférences déclarées (expérimentation des choix ou évaluation contingente) en cas de possibilité pour les visiteurs et les résidents d'estimer la valeur économique des perceptions paysagères actuelles et alternatives. Cependant, il est important de noter que cette évaluation serait très coûteuse en ressources et en expertise.

6.3 SITE PILOTE : RESERVE DE BIOSPHERE JABAL MOUSSA (LIBAN)

6.3.1 Biens et services les plus importants

Les biens et services principaux fournis par la forêt de Jabal Moussa sont les suivants :

Valeurs d'usage direct ayant un prix de marché : les principales valeurs d'usage direct identifiées sont l'écotourisme et les valeurs culturelles. Les populations rurales et urbaines locales ainsi que les visiteurs bénéficient de l'écotourisme. La tendance de fourniture de ce service semble également être à la hausse. De plus, plusieurs autres valeurs d'usage direct sont à noter :

- Le charbon et le bois de feu, dont les principaux bénéficiaires sont les propriétaires forestiers et la population rurale locale (tendance stable) ;
- Les plantes aromatiques (ex : *Origanum syriacum* et *Salvia fruticosa*), dont les principaux bénéficiaires sont les propriétaires forestiers, les populations rurales et urbaines locales et les commerçants (tendance à la hausse) ;
- Les plantes médicinales (ex : *Myrtus communis*), dont les principaux bénéficiaires sont les propriétaires forestiers et la population rurale locale (tendance stable) ;
- La production de miel, dont les principaux bénéficiaires sont les propriétaires forestiers, les populations rurales et urbaines locales et les commerçants (tendance stable).
- Le gibier (ex : oiseaux migrateurs), dont les principaux bénéficiaires sont les propriétaires forestiers et les populations rurales et urbaines locales (tendance stable) ;
- Les pâturages, dont le principal bénéficiaire est la population rurale locale (tendance stable) ;
- Enfin, la récolte fruitière (ex : les pignons de *Pinus pinea*), dont le principal bénéficiaire est la population rurale locale (tendance stable).

Valeurs de non usage : le principal service forestier de non usage identifié pour la forêt de Jabal Moussa est la préservation du cèdre du Liban (*Cedrus libani*) en tant que patrimoine culturel et naturel. Toute la population du Liban est bénéficiaire de ce service.

6.3.2 Changements attendus en matière de fourniture de biens et services

Les principaux facteurs affectant la fourniture des biens et services mentionnés sont les suivants :

- **Changement climatique** (augmentation de la température, baisse des précipitations) : effet négatif sur la production de miel, la récolte de fruits, de plantes aromatiques et médicinales, et la production de fourrage.
- **Feux de forêt** : effet négatif sur l'écotourisme, la production de fruits, et de plantes aromatiques et médicinales. En échange, ils ont un effet positif sur la production de charbon.
- **Urbanisation** : effet négatif sur l'écotourisme, la production de miel, de fruits, et de plantes aromatiques et médicinales.
- Mise en œuvre d'une décision ministérielle pour la protection des plantes aromatiques et médicinales : effet positif sur la production et la récolte de plantes aromatiques et médicinales.

6.3.3 Recommandations relatives à l'estimation des changements en matière de fourniture de biens et services

Les changements attendus en matière de fourniture des biens et services forestiers, qui affectent principalement la fourniture des produits forestiers autres que le bois d'œuvre et les possibilités d'écotourisme (tableau 6.2).

Ce site pilote est considéré comme une source importante de produits forestiers autres que le bois d'œuvre, comme le miel, les fruits, les plantes aromatiques et médicinales, et le bois de feu. Une perte de fourniture de ces produits pourrait donc avoir un effet négatif sur les possibilités de générer des revenus pour la population locale et les visiteurs. La méthode basée sur le prix de marché pourrait donc être utilisée pour estimer la valeur de ces produits. Grâce à cette méthode, il serait possible d'estimer les pertes de surplus du consommateur liées à la baisse des récoltes de produits forestiers non ligneux. Une autre méthode reviendrait à estimer le coût de remplacement de certains de ces produits (ex : le fourrage) par d'autres produits (ex : l'orge).

Tableau 6.2 Méthodes d'estimation recommandées pour le site pilote de la Réserve de biosphère de Jabal Moussa (Liban)

Principaux biens et services affectés	Principaux facteurs affectant la fourniture de biens et services	Méthodes d'estimation recommandées*	Autres méthodes d'estimation*
Bois de feu (charbon)	Feux de forêt	MPM	
Production de miel	Changement climatique	MPM	-
	Urbanisation	MPM	-
	Changement climatique	MPM	-
Récolte de fruits, de plantes médicinales et aromatiques	Feux de forêt	MPM	-
	Urbanisation	MPM	-
	Mise en œuvre d'une décision ministérielle pour la protection des plantes aromatiques et médicinales	MPM	-
Pâturages	Changement climatique	MPM	MBC (MCR)
Écotourisme	Feux de forêt	MPM	MCT
	Urbanisation	MPM	MCT

*MPM : méthode des prix de marché ; MBC : méthodes basées sur les coûts ; MCDE : méthode des coûts de dégradations évitées ; MCR : méthode des coûts de remplacement ; MPH : méthode des prix hédonistes ; MCT : méthode des coûts de transport ; MEC : méthode d'évaluation contingente ; MECH : méthode d'expérimentation des choix

La baisse du nombre de visiteurs (écotourisme) sur ce site pilote, liée aux effets des feux de forêt et de l'urbanisation dans la région, est un autre impact important. L'estimation des pertes économiques liées à la baisse des activités associées à l'écotourisme pourrait être réalisée grâce à la méthode des prix de marché. Cette approche prendrait en compte le nombre de visiteurs perdus ainsi que les pertes de revenus associées pour l'économie locale et/ou régionale.

Ces pertes pourraient être estimées sur la base des dépenses moyennes par visiteur (ex : le logement, le prix d'entrée, l'alimentation) et du nombre de visiteurs perdus. Par ailleurs, cette estimation pourrait être réalisée grâce à la méthode des coûts de transport, avec une estimation sur site du nombre de visiteurs et de leur surplus du consommateur par visite.

6.4 SITE PILOTE : FORET DE LA MAAMORA (MAROC)

6.4.1 Biens et services les plus importants

Les principaux biens et services fournis sur toute la superficie de la forêt de Maamora et présentant une tendance à la hausse en matière de demande par la population sont les suivants :

Valeur d'usage direct : des services de loisirs sont fournis à la population locale et aux visiteurs. Par ailleurs, ces activités représentent une source d'emploi pour les populations rurales et urbaines locales. La forêt de Maamora offre une large gamme de produits forestiers dont les principaux bénéficiaires sont l'administration forestière et les populations rurales et urbaines locales :

- La récolte de liège, dont les principaux bénéficiaires sont l'administration forestière et la population rurale ;
- Le pâturage extensif, dont les bénéficiaires sont les populations rurales et urbaines locales ;
- La production de truffes, dont les bénéficiaires sont les populations rurales et urbaines locales ;
- Le bois de feu, un produit important pour toute la population, bien que son importance soit plus prononcée pour les résidents locaux.

Valeurs d'usage indirect : la protection des sols, la purification de l'air et la séquestration du carbone sont les principales valeurs d'usage indirect fournies par la forêt de la Maamora. Toute la population bénéficie de ces valeurs.

Valeurs de non usage : l'amélioration de la biodiversité est fournie sur la totalité de la superficie du site pilote, dont le bénéficiaire est toute la population marocaine.

6.4.2 Changements attendus en matière de fourniture de biens et services

Les principaux facteurs qui affectent la fourniture des biens et services énumérés ci-après sont un résumé des deux contributeurs ayant répondu à notre questionnaire :

- **Intensification de l'agriculture :** déclenchement attendu par l'adoption d'une politique visant à limiter les migrations depuis les zones rurales. Ce facteur devrait sans aucun doute augmenter la production alimentaire et fourragère. En revanche, la couverture forestière devrait se réduire du fait de l'augmentation probable de la pression sur les ressources. De ce fait, la protection des sols et de la biodiversité seront réduites.

- **Surpâturage** : pourrait favoriser les phénomènes d'érosion et impacter la disponibilité en eau. En revanche, la baisse de densité des peuplements forestiers pourrait avoir un effet limitant sur les feux de forêt.
- **Développement du tourisme** : dans la région, il contribuera au développement de services de loisirs pour les visiteurs et à l'augmentation des revenus générés par cette activité pour la population locale. En revanche, il est possible que les activités traditionnelles liées à l'usage des produits forestiers disparaissent progressivement, entraînant une perte de savoir-faire.
- **Mise en œuvre d'une politique de préservation des forêts** : qui prévoit l'amélioration de la qualité et de la protection des forêts. Cette politique est liée à un programme d'amélioration de l'activité touristique. Des efforts considérables seront mis en œuvre pour réduire les feux de forêt afin d'assurer la sécurité des visiteurs et de préserver la couverture forestière. Ce programme permettra d'améliorer l'activité touristique dans la région et la protection contre les feux de forêt, mais devrait réduire la production de bois de feu et la disponibilité en eau.

6.4.3 Recommandations relatives à l'estimation des changements en matière de fourniture de biens et services

Les principaux facteurs et changements attendus en matière de fourniture de biens et services sont repris dans le tableau 6.3 ci-dessous.

Tableau 6.3 Méthodes d'estimation recommandées pour le site pilote de la forêt de Maamora (Maroc)

Principaux biens et services affectés	Principaux facteurs affectant la fourniture de biens et services	Méthodes d'estimation recommandées*	Autres méthodes d'estimation*
Bois de feu	Surpâturage	MPM	MBC (MCR)
Fourrage	Urbanisation	MBC (MCR)	MPM
	Surpâturage	MBC (MCR)	MPM
Protection des sols	Urbanisation	MBC (MCDE)	MBC (MCR)
	Surpâturage	MBC (MCDE)	MBC (MCR)
Loisirs	Loisirs intensifs en forêt	MCT	MEC ou MECH
	Mise en œuvre d'une stratégie pour la protection des forêts urbaines et périurbaines	MCT	MEC ou MECH
Esthétique	Mise en œuvre d'une stratégie pour la protection des forêts urbaines et périurbaines	MEC ou MECH	MPH
Déchets	Loisirs intensifs en forêt	MBC (MCDE)	-
Biodiversité	Urbanisation	MEC ou MECH	MPM
	Loisirs intensifs en forêt	MEC ou MECH	MPM

*MPM : méthode des prix de marché ; MBC : méthodes basées sur les coûts ; MCDE : méthode des coûts de dégradations évitées ; MCR : méthode des coûts de remplacement ; MPH : méthode des prix hédonistes ; MCT : méthode des coûts de transport ; MEC : méthode d'évaluation contingente ; MECH : méthode d'expérimentation des choix

La méthode des coûts de remplacement pourrait être utilisée pour estimer la valeur économique des pâturages (fourrage). Cette méthode prendrait en compte le coût des autres possibilités en matière de pâturages. Une autre méthode possible serait celle des prix de marché des unités fourragères perdues.

Une approche similaire pourrait être utilisée pour le bois de feu, dans laquelle plusieurs sources d'énergie seraient considérées pour remplacer le bois de feu. Dans ce cas, le prix des énergies de remplacement ainsi que les coûts associés au remplacement des équipements de production d'énergie actuels (plaques chauffantes par exemple) seraient pris en compte. La deuxième approche possible serait de calculer le surplus du consommateur/producteur perdu dû à la réduction de la consommation/production de bois de feu.

Dans le cas de la protection des sols, l'estimation pourrait être réalisée en appliquant la méthode des coûts de remplacement afin d'évaluer le coût du remplacement des sols perdus (par exemple le coût de transport et de mise en place des nouveaux sols). De même, la méthode des coûts de dégradations évitées permettrait de prendre en compte le coût des mesures de protection (barrières par exemple) pour estimer la valeur de la protection des sols.

La valeur des loisirs pourrait être estimée à l'aide de la méthode des coûts de transport par individu ou par zone. Pour mettre en œuvre cette méthode, il serait nécessaire de collecter des informations sur le nombre de visiteurs et les coûts par visiteur associés à l'accès à la forêt à des fins de loisirs.

L'amélioration de l'esthétique du paysage pourrait être un autre effet positif de la mise en place d'une stratégie de protection des forêts urbaines et périurbaines. Dans ce cas, les méthodes des préférences déclarées (évaluation contingente et expérimentation des choix) seraient les méthodes à privilégier. Une autre méthode possible serait celle des prix hédonistes puisque les prix des logements dans la région devraient refléter l'amélioration de l'esthétique de la forêt. Cependant, l'application de la méthode des prix hédonistes est fortement liée aux informations disponibles sur le marché immobilier.

Un effet négatif attendu en lien avec l'augmentation des activités de loisirs est l'accumulation de déchets. La méthode des coûts de dégradations évitées pourrait être utilisée pour estimer la valeur économique de cet effet négatif. Dans ce cas, la valeur économique serait estimée en fonction des coûts d'enlèvement des déchets (enlèvement nécessaire pour éviter toute dégradation de l'écosystème).

Enfin, l'une des méthodes des préférences déclarées (évaluation contingente ou modélisation des choix) pourrait être appliquée pour estimer la valeur de l'amélioration de la biodiversité. Ces méthodes sont complexes et coûteuses à mettre en œuvre mais elles permettraient d'obtenir des informations importantes sur la valeur sociale de la biodiversité (ex : estimation de la valeur des valeurs de non usage). Selon le type de service écosystémique considéré, une approche différente devra être mise en œuvre. Par exemple, dans le cas de la chasse ou de la récolte de certaines espèces végétales, la valeur marchande des produits récoltés ou des permis de chasse pourrait être utilisée.

6.5 SITE PILOTE : FORET DE DÜZLERÇAMI (TURQUIE)

6.5.1 Biens et services les plus importants

Les principaux biens et services fournis par la forêt de Düzlerçami sont les suivants :

Valeurs d'usage direct : environ 20 % de la superficie est dédiée aux activités touristiques et récréatives, dont les bénéficiaires sont les visiteurs mais également la population locale. Ces services devraient devenir de plus en plus importants à l'avenir. Par ailleurs, cette forêt offre d'autres produits :

- Les produits fourragers, disponibles sur 20 % de la superficie du site et dont le bénéficiaire est la population locale ;
- La récolte de bois de feu, sur toute la superficie du site pilote, dont le bénéficiaire est la population locale, bien que ce produit soit de moins en moins important ;
- La récolte de bois à usage industriel, sur une petite partie de la forêt (5 %) et dont les bénéficiaires sont l'administration forestière et la population locale.

Valeurs d'usage indirect : les services liés à l'eau (régulation du cycle de l'eau) et la séquestration du carbone sont fournis sur toute la superficie du site pilote alors que la protection des sols est fournie sur environ 20 % du site. Bien que les services liés à l'eau et aux sols bénéficient principalement aux populations rurales et urbaines locales, la séquestration du carbone est importante pour toute la population turque et au-delà. Tous ces services sont d'une importance croissante.

Valeurs de non usage : le site possède une forte valeur de biodiversité grâce à une zone de protection de la faune et à un verger à graines. Il abrite également un grand nombre d'espèces végétales endémiques et en voie de disparition. Ces valeurs sont fournies sur 75 % de la superficie du site pilote et sont de plus en plus importantes pour la population turque.

6.5.2 Changements attendus en matière de fourniture de biens et services

Les principaux facteurs affectant la fourniture des biens et services mentionnés sont les suivants :

- **Déforestation liée au pâturage intensif :** devrait stimuler la production fourragère mais aussi menacer certaines espèces de végétaux et d'animaux sauvages et affecter négativement la protection des sols et les services liés à l'eau. Le tourisme et la production de bois d'œuvre devrait être également impactés négativement.
- **Braconnage :** menace la protection de la faune (ex : le daim, la chèvre sauvage et le lynx).
- **Intensification des activités touristiques :** affecte négativement la protection de la biodiversité, notamment la flore.
- **Mise en œuvre d'un programme forestier et de réintégration d'arbustes :** devrait favoriser la production de bois d'œuvre et le taux de séquestration du carbone, mais également affecter négativement la biodiversité et les ressources en eau.
- **Changement climatique :** facteur principal qui contribuera à la réduction de la fourniture de tous les biens et services susmentionnés.

6.5.3 Recommandations relatives à l'estimation des changements en matière de fourniture de biens et services

Les principaux facteurs environnementaux et sociaux devraient fortement affecter tous les biens et services fournis par la forêt de Düzlerçami (tableau 6.4). Plusieurs méthodes d'estimation sont nécessaires pour estimer les valeurs économiques de ces biens et services.

Tableau 6.4 Méthodes d'estimation recommandées pour le site pilote de la forêt de Düzlerçami (Turquie)

Principaux biens et services affectés	Principaux facteurs affectant la fourniture de biens et services	Méthodes d'estimation recommandées*	Autres méthodes d'estimation*
Bois	Pâturage intensif	MPM	-
	Mise en œuvre d'un programme de restauration forestière	MPM	-
	Changement climatique	MPM	-
Production alimentaire et fourragère	Pâturage intensif	MPM	MBC (MCR)
	Changement climatique	MPM	MBC (MCR)
Loisirs	Pâturage intensif	MPM (droits d'entrée)	MCT
	Loisirs forestiers et écotourisme intensifs	MPM (droits d'entrée)	MCT
	Changement climatique	MPM (droits d'entrée)	MCT
Écotourisme	Pâturage intensif	MPM (droits d'entrée)	MCT
	Loisirs forestiers et écotourisme intensifs	MPM (droits d'entrée)	MCT
	Changement climatique	MPM (droits d'entrée)	MCT
Protection des sols	Pâturage intensif	MBC (CE)	-
	Changement climatique	MBC (CE)	-
	Pâturage intensif	MBC (CE)	MBC (MCR)
Ressources en eau et purification de l'eau	Mise en œuvre d'un programme de restauration forestière	MBC (CE)	MBC (MCR)
	Changement climatique	MBC (CE)	MBC (MCR)
Séquestration du carbone	Pâturage intensif	MPM	MCSC
	Mise en œuvre d'un programme de restauration forestière	MPM	MCSC
	Changement climatique	MPM	MCSC
Protection de la biodiversité	Mise en œuvre d'un programme de restauration forestière	MEC ou MECH	-
	Changement climatique	MEC ou MECH	-
Protection de la biodiversité (habitat du daim)	Pâturage intensif	MPM (permis de chasse)	MEC ou MECH
Protection de la biodiversité (daim, chèvre sauvage et lynx)	Braconnage et chasse excessive	MEC ou MECH	-
Protection de la biodiversité (flore)	Pâturage intensif	MBC (MCR)	MEC ou MECH
	Loisirs forestiers et écotourisme intensifs	MBC (MCR)	MEC ou MECH

*MPM : méthode des prix de marché ; MBC : méthodes basées sur les coûts ; MCDE : méthode des coûts de dégradations évitées ; MCR : méthode des coûts de remplacement ; MPH : méthode des prix hédonistes ; MCT : méthode des coûts de transport ; MEC : méthode d'évaluation contingente ; MECH : méthode d'expérimentation des choix ; MCSC : méthode des coûts sociaux du carbone

Comme expliqué précédemment, le changement de la valeur économique en matière de fourniture de produits marchands (ex : produits fourragers, bois de feu et bois) pourrait être estimé à l'aide des prix de marché ou, dans le cas du fourrage, à l'aide des coûts de remplacement (ex : coûts de remplacement du fourrage forestier par d'autres aliments animaliers).

Dans le cas de la séquestration du carbone, la valeur économique pourrait être estimée à l'aide des prix de marché (crédit-carbone). Cependant, une certaine incertitude demeure concernant ces prix et, dans une certaine mesure, la défaillance du marché qui perdure au niveau du système européen d'échange de quotas d'émission (ETC) signifie que les prix restent trop bas pour conduire aux réductions nécessaires. On constate une situation similaire dans le secteur non échangé où les prix du CO₂ restent trop bas pour encourager une réduction visant à atteindre les objectifs carbone. C'est pourquoi la *méthode des coûts sociaux du carbone (MCSC)* serait une approche adaptée. Le coût social du carbone (CSC) est un indicateur monétaire permettant de mesurer la valeur actuelle des dégradations causées au niveau mondial par l'émission d'une tonne supplémentaire de gaz à effet de serre dans l'atmosphère (voir l'encadré 6.1).

En ce qui concerne les ressources en eau, la purification de l'eau et la protection des sols, l'estimation pourrait être réalisée à l'aide des méthodes basées sur les coûts. En appliquant la méthode des coûts de remplacement, il serait possible d'estimer le coût du remplacement de la perte d'un service écosystémique (ex : le remplacement de l'eau potable du robinet par de l'eau en bouteille). Par ailleurs, la méthode des coûts de dégradations évitées permettrait d'estimer le coût des mesures de protection (des barrières par exemple).

La protection de la biodiversité pourrait être estimée de différentes manières, en fonction des aspects considérés. La valeur des permis de chasse pourrait être un bon moyen d'estimer les bénéfices liés aux activités de chasse. Mais si d'autres aspects de la biodiversité doivent être pris en compte (par exemple la valeur d'existence, la protection d'espèces végétales), il faudrait appliquer des méthodes d'estimation beaucoup plus complexes (modélisation des choix par

exemple). En cas de lien direct entre la protection de la biodiversité et les activités de loisirs et touristiques, la valeur de la richesse des espèces animales et végétales pourrait être estimée à l'aide de la méthode des coûts de remplacement (ex : les coûts de remplacement d'un spécimen végétal ou animal par une espèce introduite).

Enfin, les services de loisirs et touristiques pourraient être estimés à l'aide des prix de marché (droits d'entrée) ou des coûts de transport, ce qui permettrait de prendre en compte une gamme plus large de coûts associés à l'accès aux aménités du site pilote étudié.

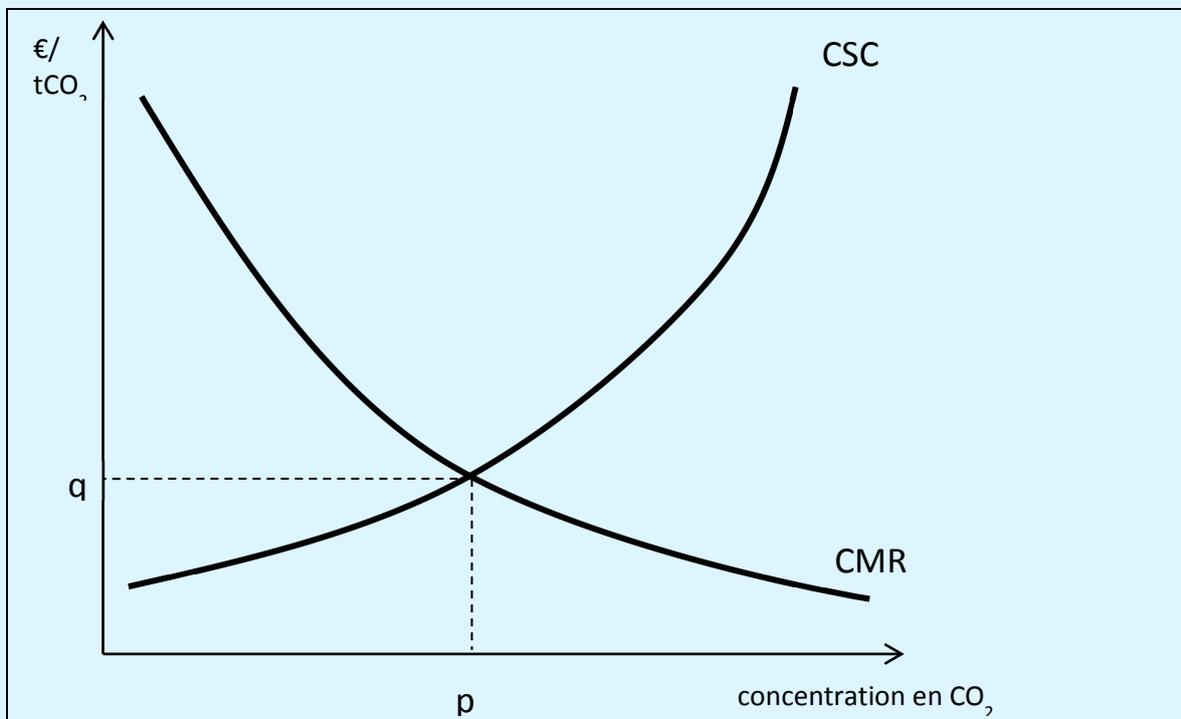
Encadré 6.1 Coût social du carbone (CSC)

Le coût social du carbone est un indicateur économique permettant de mesurer la valeur actuelle des dégradations causées au niveau mondial par l'émission d'une tonne supplémentaire de gaz à effet de serre (GES) dans l'atmosphère. Le CSC est généralement utilisé dans le cadre d'analyses coûts-bénéfices afin d'estimer la valeur des dégradations évitées et donc les bénéfices apportées par les projets de limitation des dégradations.

Le CSC peut être appliqué pour estimer le niveau de pollution optimal d'un point de vue économique. Dans de nombreux cas de pollution environnementale, le niveau optimal n'est pas l'absence de pollution car cela serait trop coûteux. La figure 6.1 explique comment définir le niveau optimal des mesures de réduction d'un point de vue économique, en fonction du CSC et des coûts marginaux de réduction. Les coûts marginaux de réduction (CMR) sont inversement proportionnels au niveau de pollution (sur la figure 6.1, la courbe des CMR diminue alors que celle du carbone monte).

Par ailleurs, plus le niveau de pollution est élevé, plus le CSC est élevé. On obtient le niveau optimal de pollution lorsque les CMR sont équivalents au CSC (niveau de pollution = p et coûts de réduction = q). Cela signifie que les coûts associés à la réduction d'une tonne de GES dans l'atmosphère sont identiques à l'impact économique mondial associé à cette tonne de GES.

Figure 6.1 Niveau optimal de pollution



Le CSC est généralement estimé en appliquant le modèle d'évaluation intégré qui fait appel à un modèle scientifique du réchauffement climatique ainsi qu'à un modèle socio-économique de la valeur sous-jacente des impacts sociaux. Pour ces modèles, les impacts à différentes dates futures sont estimés et actualisés à des valeurs actuelles afin d'évaluer les dégradations associées à une tonne marginale émise dans l'atmosphère.

De nombreuses études ont été réalisées pour estimer le CSC. Par exemple, Tol (2005) a rassemblé 103 estimations issues de 28 études publiées et a estimé une fonction de densité de probabilité avec une

moyenne de 77 €/tCO₂ et un 95^e centile de 290 €/tCO₂ (en prix 2007). Il en a conclu que les coûts marginaux de dégradation des émissions carbone étaient peu susceptibles de dépasser les 41 €/tCO₂, et devraient, de façon réaliste, rester compris dans des valeurs inférieures. Ces écarts importants entre les différentes estimations soulignent les incertitudes qui demeurent dans l'estimation des modèles intégrés (Guo *et al.* 2005). Ces incertitudes sont liées aux hypothèses scientifiques, économiques et éthiques utilisées dans les modèles d'évaluation, comme les projections de croissance économique et démographique, les dégradations associées au changement climatique, la sélection du taux d'actualisation, la méthode utilisée pour l'estimation des biens et services non marchands, etc. Par exemple, Hope (2006) a estimé que les principaux facteurs de la sensibilité des estimations des CSC étaient les estimations des dégradations issues de différents scénarios de changement climatique ainsi que la sélection du taux d'actualisation.

Glossaire

Actualisation	Processus visant à déterminer la valeur actuelle d'un coût ou bénéfice qui sera reçu dans le futur.
Additionnalité (analyse coûts-bénéfices)	Les coûts du projet qui sont pertinents pour l'estimation, seulement s'ils sont engendrés dans le cadre de la mise en œuvre du projet, et non dans le cas contraire.
Alternative zéro	Dans le cadre d'une estimation par une méthode des préférences déclarées, se réfère à la situation de statu quo décrivant ce qui arrivera si un projet n'est pas mis en œuvre.
Analyse coûts-bénéfices	Méthode d'aide à la prise de décision visant à comparer tous les coûts et bénéfices pertinents (en termes monétaires) d'une alternative (projet, politique ou programme), prenant en compte les impacts sur les biens et services environnementaux.
Analyse coûts-bénéfices privée	Ne considère que les coûts et bénéfices issus de l'alternative analysée, qui sont imposés ou qui profitent à un agent privé (un individu ou une entreprise par exemple).
Analyse coûts-bénéfices sociale	Considère les coûts et bénéfices qui sont imposés ou qui profitent à la société toute entière.
Analyse coût-efficacité	Méthode d'aide à la prise de décision qui compare les coûts de différentes solutions alternatives conduisant à des résultats identiques ou similaires à une mesure de leurs résultats.
Analyse de sensibilité	Technique utilisée pour déterminer comment différentes valeurs d'une variable indépendante impacteront une variable dépendante particulière dans le cadre d'un ensemble d'hypothèses donné.
Analyse du cycle de vie	Méthode analytique qui évalue les impacts sur l'environnement, les ressources naturelles et la santé de l'homme (la quantité de ressources extraites et d'émissions par exemple) associés à toutes les étapes du cycle de vie d'un produit (c'est-à-dire de l'extraction des matériaux bruts à leur transformation, la fabrication, la distribution, l'utilisation, la réparation et la maintenance, et la mise au rebut ou le recyclage).
Analyse multicritères	Méthode d'aide à la prise de décision pouvant être utilisée pour évaluer différentes alternatives. Cette méthode consiste à comparer les alternatives selon leurs performances par rapport à un ensemble de critères d'évaluation sélectionnés.
Attribut (expérimentation des choix)	Caractéristiques d'un écosystème, d'un bien ou d'un service donné.
Bénéfices (analyse coûts-bénéfices)	Augmentation quantitative ou qualitative des biens et services qui génèrent une utilité positive ou une réduction du prix auxquels ils sont vendus.
Bénéfice social marginal	Bénéfice que la société tire de la fourniture d'une unité supplémentaire d'un bien ou service.
Biens écosystémiques	Productions tangibles des écosystèmes qui profitent directement ou indirectement à l'homme, et qui contribuent à son bien-être.
Biocapacité (offre de la Terre)	Capacité des zones terrestres et marines biologiquement productives à produire des matériaux et des services utiles à l'homme (exprimée en hag).
Choix discret	Format de réponse de la méthode d'évaluation contingente, où il est demandé aux personnes interrogées d'indiquer si elles seraient prêtes à payer un certain montant pour un changement particulier en matière de fourniture d'un bien ou service donné.
Choix discret à deux critères	Format de réponse de la méthode d'évaluation contingente, où les personnes interrogées se voient proposer une deuxième enchère dépendant de leur réponse à la première enchère. La deuxième enchère est abaissée si les personnes interrogées répondent « non » et elle est augmentée si elles répondent « oui ».
Consentement à payer	Montant, mesuré en unités de biens, de services ou monétaires, qu'une personne est prête à payer pour obtenir un bien ou service particulier.
Consentement à recevoir	Montant, mesuré en unités de biens, de services ou monétaires, qu'une personne est prête à accepter pour abandonner un bien ou service particulier.

Coût d'opportunité	Mesure la perte de la meilleure solution alternative à laquelle on renonce dans une situation où un choix doit être effectué entre plusieurs alternatives mutuellement exclusives, étant donné le nombre limité de ressources.
Coûts (analyse coûts-bénéfices)	Toute baisse qualitative ou quantitative de biens ou services, ou toute augmentation du prix de ces biens ou services.
Coût social du carbone	Indicateur monétaire permettant de mesurer la valeur actuelle des dégradations causées au niveau mondial par l'émission d'une tonne supplémentaire de gaz à effet de serre dans l'atmosphère.
Coût social marginal	Coût que la société doit supporter suite à la fourniture (ou à la perte) d'une unité supplémentaire d'un bien ou service.
Critère	Un critère est un principe ou norme selon le ou laquelle un problème est jugé.
Délai de récupération	Indique le temps mis pour que les bénéfices accumulés dépassent les coûts accumulés.
Échantillonnage aléatoire	Chaque élément de la population a la même probabilité d'être sélectionné : la population n'est pas subdivisée ni partitionnée.
Échantillonnage stratifié	Lorsque la population regroupe un certain nombre de catégories distinctes, le cadre peut être organisé en fonction de ces catégories en « strates » séparées. Chaque strate est alors échantillonnée en tant que sous-population indépendante, à partir de laquelle les individus peuvent être sélectionnés de manière aléatoire.
Empreinte écologique de la consommation (demande de l'homme)	Mesure la superficie biologiquement productive nécessaire pour produire les ressources consommées par une personne ou une population et pour absorber les déchets générés. Elle s'exprime en hectares globaux (hag) par habitant.
Estimation économique	Processus visant à estimer la valeur économique d'un bien ou d'un service.
Évaluation économique	Processus visant à déterminer la performance économique d'une alternative par rapport aux objectifs et aux résultats de toute action similaire ayant déjà été réalisée.
Externalités	Effets secondaires non compensés des actions de l'homme.
Facteur d'élasticité	Mesure l'amplitude avec laquelle les individus (consommateurs/producteurs) modifient leur demande/les quantités fournies en réponse à un changement de prix ou de revenus.
Fonction bénéfices	La fonction bénéfices relie de manière statistique le consentement des personnes à payer pour les caractéristiques d'un écosystème aux personnes dont les valeurs ont été obtenues.
Fonction écosystémique	Se réfère à la capacité des processus, structures et composantes écologiques naturels à fournir des biens et services pouvant potentiellement satisfaire les besoins de l'homme, que ce soit directement ou indirectement.
Format ouvert	Format de réponse de la méthode d'évaluation contingente, où il est demandé de manière directe aux personnes interrogées d'indiquer leur consentement à payer maximum pour des changements en matière de fourniture du bien concerné.
Heuristique de disponibilité	État de fait selon lequel les gens ont tendance à être biaisés par l'évaluation d'alternatives pouvant être indûment influencées par une expérience récente, mémorable ou réussie.
Heuristique de représentativité	État de fait selon lequel les gens ont tendance à être biaisés par l'évaluation d'alternatives pouvant être plus facilement reliées à ce qui leur est familier.
Indicateur	un indicateur est défini comme une variable ou un composant d'un écosystème forestier utilisé pour en déduire l'état d'un critère particulier.
Instruments de paiement	Définit la manière dont la somme d'argent que les personnes interrogées seraient prêtes à payer serait collectée.
Jeu d'enchère	Format de réponse de la méthode d'évaluation contingente, où les personnes interrogées répondent à une série de questions à choix discret. En fonction des réponses des personnes, les questions suivantes proposent une enchère inférieure ou supérieure jusqu'à ce qu'elles acceptent de payer la somme proposée ou jusqu'à ce qu'elles refusent de payer une somme plus élevée.
Méthode de la carte de paiement	Format de réponse de la méthode d'évaluation contingente, où les personnes interrogées ont le choix parmi plusieurs enchères présélectionnées sur la carte de paiement et choisissent le montant maximum qu'elles seraient prêtes à payer.
Méthode de modélisation des choix	Méthode basée sur une enquête visant à estimer la valeur économique de biens et services écosystémiques en demandant de manière indirecte aux personnes interrogées d'indiquer leurs préférences en matière de fourniture de ces biens et services.

Méthode des coûts de dégradations évitées	La méthode des coûts de dégradations évitées peut être appliquée à l'aide de deux approches différentes : a) en utilisant la valeur monétaire des dégradations susceptibles de survenir si rien n'est fait, ou b) en déterminant les dépenses réalisées pour éviter des dégradations, dans le but de fournir une estimation des bénéfices tirés du changement au niveau de l'écosystème (famille des méthodes basées sur les coûts).
Méthode des coûts de remplacement	Consiste à estimer les montants qu'il faudrait verser pour remplacer les biens ou services écosystémiques affectés (famille des méthodes basées sur les coûts).
Méthode des coûts de substitution	Consiste à estimer les montants qu'il faudrait verser pour fournir un substitut des biens ou services affectés (famille des méthodes basées sur les coûts).
Méthode des coûts de transport	Estime la valeur économique de biens ou services écosystémiques en se basant sur le montant que les gens seraient prêts à payer pour se déplacer et visiter un site. Il existe plusieurs variantes de la méthode des coûts de transport : la méthode des coûts de transport par zone simple, la méthode des coûts de transport par individu et la méthode des coûts de transport d'utilité aléatoire.
Méthode des prix de marché	Estime la valeur économique de biens ou services écosystémiques en se basant sur les prix de marché.
Méthode des prix hédonistes	Estime la valeur économique de services écosystémiques ou environnementaux qui affectent directement les prix de marché d'autres biens.
Méthode d'évaluation contingente	Méthode basée sur une enquête visant à estimer la valeur économique de biens et services écosystémiques en demandant de manière directe aux personnes interrogées d'indiquer leur consentement à payer ou leur consentement à recevoir pour un changement en matière de fourniture de ces biens et services.
Méthode d'expérimentation des choix	Variante de la méthode de modélisation de choix, où il est demandé aux personnes interrogées de choisir l'alternative qu'ils préfèrent.
Méthode du transfert de bénéfices	Estime des valeurs économiques en transférant les estimations de bénéfices issues de précédentes études à un autre lieu ou cas de figure.
Méthode du transfert de fonctions	Estime des valeurs économiques en transférant les fonctions bénéfiques issues d'études précédentes à un autre lieu ou cas de figure.
Méthodes basées sur les coûts	Estiment la valeur de biens et services écosystémiques en se basant soit sur les coûts d'évitement des dégradations liées à la perte de biens et services, soit sur les coûts de remplacement des biens et services écosystémiques, soit sur les coûts de fourniture de biens et services de substitution.
Méthodes des préférences déclarées	Méthodes basées sur des enquêtes visant à estimer la valeur économique de biens et services écosystémiques en demandant de manière directe ou indirecte aux personnes interrogées d'indiquer leur consentement à payer ou leur consentement à recevoir pour un changement en matière de fourniture de ces biens et services.
Méthodes des préférences révélées	Estiment la valeur de biens et services écosystémiques en se basant sur les données comportementales réellement observées, et utilisent notamment des techniques qui déduisent les valeurs indirectement du comportement dans les marchés de substitution qui sont supposés avoir une relation directe avec le service écosystémique étudié.
Préférence temporelle	Valeur relative attribuée à un bien à une date antérieure, par rapport à sa valeur à une date ultérieure.
Prix fictifs	Coût d'opportunité marginal d'usage d'une ressource, estimé lorsqu'il n'existe pas de prix de marché ou que le prix de marché reflète un coût d'opportunité trop imparfait.
Prix implicite	Valeur d'une caractéristique d'un bien ou service estimé.
Processus biogéophysiques	Font référence aux interactions complexes entre les éléments biotiques (organismes vivants) et abiotiques (chimiques et physiques) des écosystèmes, et aux flux de matières et d'énergie qui les influencent.
Projets d'investissement	Allocation de fonds à long terme (avec ou sans recours au commanditaire du projet) permettant d'amener une idée d'investissement à une phase de génération de revenus stables.
Rapport coûts-bénéfices	Rapport entre les bénéfices actualisés et les coûts actualisés.

Services écosystémiques	Productions intangibles des écosystèmes qui profitent directement ou indirectement à l'homme, et qui contribuent à son bien-être.
Surplus du consommateur	Différence entre le prix réellement payé pour un bien et le montant maximum qu'un individu serait prêt à payer pour ce bien.
Surplus du producteur	Différence entre les montants totaux tirés d'un bien (prix de marché x quantité vendue) et les coûts de production variables.
Taux d'actualisation	Taux utilisé pour ramener les coûts et bénéfices futurs à leur équivalent actuel.
Taux d'actualisation social	Mesure la préférence de la société entre une consommation sur une période et une consommation sur une autre période.
Taux de rentabilité interne	Valeur critique du taux d'intérêt à laquelle le projet présente une valeur actuelle nette nulle.
Transfert de valeur unitaire	Utilisé pour transférer les estimations de bénéfices d'un site d'étude au site de politiques. Ce transfert peut être réalisé avec ajustements (transfert de valeur unitaire avec ajustement des revenus par exemple) ou sans ajustements (transfert de valeur unitaire simple).
Transfert de valeur unitaire simple	Utilisé pour transférer les estimations de bénéfices d'un site d'étude au site de politiques sans effectuer d'ajustements.
Utilité marginale	Utilité associée à la réception d'une unité supplémentaire d'un bien ou service.
Valeur	Quantification/mesure directe ou indirecte (économique, sentimentale, etc.) du bénéfice tiré d'un service donné.
Valeur actuelle	Valeur actualisée des coûts ou bénéfices.
Valeur actuelle nette	Valeur actualisée des bénéfices nets (différence entre bénéfices et coûts) qui seront reçus au bout d'une certaine période de temps.
Valeur altruiste	Valeur liée au maintien par une personne d'un actif ou d'une ressource sans que cette personne n'en fasse un quelconque usage, afin que d'autres personnes puissent l'utiliser.
Valeur de leg	Valeur que les gens attribuent au fait de savoir que les générations futures pourront elles aussi profiter d'un bien ou service.
Valeur d'existence	Valeur que les individus attribuent au fait de savoir que quelque chose existe, même s'ils ne le verront ou ne l'utiliseront jamais.
Valeur d'option	Valeur que les gens attribuent au fait d'avoir la possibilité de profiter de quelque chose dans le futur, même s'ils ne peuvent pas en profiter aujourd'hui.
Valeur d'usage direct	Valeur dérivée de l'interaction avec l'écosystème via un usage rationnel ou non rationnel.
Valeur d'usage indirect	Valeur dérivée de services écosystémiques, comme la fourniture d'une eau plus propre pour les consommateurs en aval, la séquestration du carbone ou la prévention des inondations et de l'érosion.
Valeur économique totale	Somme de tous les types de valeurs d'usage et de non usage pour un bien ou service.
Valeur intangible	Valeur d'un actif ne pouvant être vu ni touché (un service écosystémique par exemple).
Valeur marginale	Valeur d'une unité supplémentaire d'un bien ou service.
Valeur tangible	Valeur d'un actif physique (bien écosystémique par exemple).
Valeur unitaire	Valeur dérivée de l'usage réel d'un bien ou d'un service.
Valeurs de non usage	Valeurs qui ne sont pas associées à un usage réel, ou option d'usage d'un bien ou service.

Références

- Albergel, J., Collinet, J., Zante, P. & Hamrouni, H., 2011. Role of the Mediterranean forest in soil and water conservation. In Y. Birot, C. Gracia & M. Palahi, eds., *Water for forests and people in the Mediterranean region: a challenging balance. What Science Can Tell Us No. 1*. Helsinki, European Forest Institute.
- Alpizar, F., Carlsson, F., Martinsson, P. 2003. Using Choice Experiments for Non-Market valuation. *Economic Issues*, 8:83-111.
- APCOR, 2012. Portuguese Cork Association website. Cork, 2012.
[URL: www.apcor.pt/userfiles/File/Publicacoes/AnuarioAPCOR2012.pdf].
- Atkinson, G., Bateman, I., Mourato, S., 2012. Recent advances in the valuation of ecosystem services and biodiversity. *Oxford review of Economic Policy* 28(1): 22-47.
- Bateman, I. J., Turner, R. K., 1993. Valuation of the environment, methods and techniques: the contingent valuation method. In: *Sustainable Environmental Economics and Management: Principles and Practice*, Belhaven Press, K Tuner (Ed.) London: 120-191.
- Bateman, I., Jones, A., 2003. Contrasting conventional with multi-level modeling approaches to meta-analysis: expectation consistency in UK woodland recreation values *Land Economics*, 79, p. 235–258
- Bateman, I., Lovett, A., Barinard, J., 1999. Developing a methodology for benefit transfers using geographical information systems: modelling demand for woodland recreation *Regional Studies*, 33, p. 191–205
- Bateman, I.J., Burgess, D., Hutchinson, W.G., Matthews, D.I. 2008a. Learning design contingent valuation (LDCV): NOAA guidelines, preference learning and coherent arbitrariness. *Journal of Environmental Economics and Management* 55(2):127-41.
- Bateman, I.J., Carson, R.T., Day, B., Hanemann, M., Hanley, N., Hett, T., Jones-Lee, M., Loomes, G., Mourato, S., Özdemiroglu, E., 2002. *Economic valuation with stated preference techniques: a manual*. Edward Elgar Publishing. Cheltenham. UK.
- Bateman, I.J., Fisher B., Fitzherbert E., Glew, D., Naidoo, R. 2010, 'Tigers, Markets and Palm Oil: Market Potential for Conservation', *Oryx*, 44(2): 230–4.
- Bateman, I.J., Munro, A., Poe, G. L. 2008b. Asymmetric Dominance Effects in Choice Experiments and Contingent Valuation. *Land Economics* 84: 115–27.
- Bateman, I.J., R. Brouwer, M. Cranford, S. Hime, E. Ozdemiroglu, Z. Phang and A. Provins 2009a: *Valuing Environmental Impacts: Practical Guidelines for the Use of Value Transfer in Policy and Project Appraisal*. Value Transfer Guidelines. Etec, London. Submitted to Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra), December 2009
[URL: <http://www.defra.gov.uk/environment/policy/natural-environ/using/valuation/index.htm>]
- Bennet, J., Adamowicz, V., 2001. Some fundamental of environmental choice modelling. In: *The choice modelling approach to environmental valuation*. Bennet J, Blamey R (Eds.). Cheltenham, Glos, UK: Edward Elgar Publishing; 2001
- Bockstael N.E., McConnell K.E., 2007. *Environmental and Resource Valuation with Revealed Preferences. A Theoretical Guide to Empirical Models*, Springer Netherland
- Bockstael, N.E., Freeman, A. M., Kopp, R. J., Portney, P. R., Smith, V. K. (2000) On measuring economic values for nature. *Environ. Sci. Technol.*, 34 (8), 1384–1389.
- Bonnieux, F., Desaignes, B. 1998. *Economie and politique de l'environnement*. Dalloz. Paris.
- Bowman Cutter W., Linwood Pendleton, J., DeShazo, R., 2007. Activities in Models of Recreational Demand *Land Economics* 83(3):370-381.
- Boyd, J., and S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics of Coastal Disasters* 63(2-3):616-626.
- Brang, P., Courbaud, B., Fischer, A., Kissling-Näf, I., Pettenella, D., Schönenberger, W., Spörk, J., Grimm, V., 2002. Developing indicators for the sustainable management of mountain forests using a modelling approach. *For. Pol. Econ.* 4, 113–123
- Brouwer, R., Langford, I., Bateman, I., Turner, R., 1999. A meta-analysis of wetland contingent valuation studies. *Regional Environmental Change*, 1 (1999), pp. 47–57
- Butry, David T.; Mercer, D. Evan; Prestemon, Jeffrey P.; Pye, John M.; Holmes, Thomas P. (2001), *What Is the Price of Catastrophic Wildfire?* *Journal of Forestry* 99(11):9-17
- Carson, R. T., Hanemann, M.W. 2005. Contingent valuation. In K.G. Mier & J.R. Vincent eds., *Handbook of environmental economic*. Vol 2: 821-936. Elsevier.
- Carson, Richard T. 2000. Contingent valuation: a user's guide. *Environmental science & technology* 34(8): 1413-1418.
- Christie, M., Fazeey, I., Cooper, R., Hyde, T., Kenter, J.O. 2012. An evaluation of monetary and non-monetary techniques for assessing the importance of biodiversity and ecosystem services to people in countries with developing economies. *Ecological Economics* 83:67-78.
- Ciancio, O., Corona, P., Marinelli, M., Pettenella, D., 2007. Evaluation of forest fire damages in Italy. In. *Accademia Italiana di Scienze Forestali*, Firenze, p. 60.
- CIFOR (2009). *Realising REDD. National Strategy and Policy Options*. CIFOR. Bogor.
- Clawson M., Knetch J., 1966. *Economics of Outdoor Recreation*. Baltimore, Johns Hopkins University Press.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R., Sutton, P., & van den Belt, M. (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260.
- Cuttelod, A., García, N., Abdul Malak, D., Temple, H. J. & Katariya, V., 2009. The Mediterranean: a biodiversity hotspot under threat. In J-C. Vié, C. Hilton-Taylor & S.N. Stuart, eds. *Wildlife in a changing world: an analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*. Gland, Switzerland, IUCN.
- DeGroot, R., Matthew, A.W., Roelof, M.J.B., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41: 393–405.

- Desvousges, W., Johnson, F., Banzhaf, H., 1998: Environmental Policy Analysis with Limited Information. Principles and Applications of the Transfer Method. New Horizons in Environmental Economics. Edward Elgar, Cheltenham, UK and Northampton, MA, USA.
- Dodgson, J., Spackman, M., Pearman, A., Phillips, L. (2001) Multi Criteria Analysis: A Manual. [URL: http://www.nera.com/nera-files/Multi-criteria_Analysis_Model.pdf]
- EC DG Agri, 2008. Study on the Development and Marketing of Non-Market Forest Products and Services. DG AGRI, Study Contract No: 30-CE-0162979/00-21. Study Report, 145 p.
- EC, 2002, Guide to cost-benefit analysis of investment projects. European Commission, DG Regional Policy.
- Ellatifi, M., 2005. In: Merlo, M. & Croitoru, L. (eds.), 2005. Valuing Mediterranean forests: towards total economic value. Wallingford, UK, CAB International.
- Elmqvist T., Tuvendal M., Krishnaswamy J. and Hylander K., 2011. Environment for Development - Managing Trade-offs in Ecosystem Services. Ecosystem Services Economics (ESE) - Working Paper Series. Division of Environmental Policy Implementation. 17 p.
- EU, 2005. Council Regulation (EC) No 1698/2005 of 20 September 2005 on support for rural development by the European Agricultural Fund for Rural Development (EAFRD). In: Union, C.o.t.E. (Ed.), Official Journal L 277, Brussels, pp. 1-40.
- EU, 2013. The EU Emissions Trading System (EU ETS). http://ec.europa.eu/clima/policies/ets/index_en.htm. Accessed January 2013.
- EU. 2005. Council Regulation (EC) No 1698/2005 of 20 September 2005 on support for rural development by the European Agricultural Fund for Rural Development (EAFRD). In Official Journal L 277, edited by C. o. t. E. Union. Brussels.
- Ewing, B., Moore, D., Goldfinger, S., Oursler, A., Reed, A., & Wackemagel, M., 2010. The Ecological Footprint Atlas 2010. Oakland, Global Footprint Network.
- FAO (Food and Agricultural Organization), 2003. The State of the World's Forests. FAO, Rome.
- FAO, 2010. Global forest resources assessment 2010. Main report. FAO Forestry Paper No. 163. Rome.
- FAO, 2013. State of Mediterranean Forests (SoMF). Rome, Italy, 194 p.
- FAO/Silva Mediterranea. 2010. State of Mediterranean Forests. Concept Paper.
- Farley, K.A., Jobbagy, E.G. & Jackson, R.B., 2005. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology*, 11: 1565–1576.
- Finnveden and Nilsson (2005) Site-dependent Life-Cycle Impact Assessment in Sweden, *International Journal of Life Cycle Assessment*, 10 (4) 235-239.
- Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68: 643-653.
- Flannigan, M.D., Stocks, B.J. & Wotton, B.M., 2000. Climate change and forest fires. *The Science of the Total Environment*, 262: 221–229.
- FOREST EUROPE, UNECE, FAO, 2011. State of Europe's forests 2011: status & trends in sustainable forest management in Europe. Oslo, FOREST EUROPE Liaison Unit, Geneva, Switzerland, UNECE and Rome, FAO.
- Freeman III, A. M., 2003. Economic valuation: what and why. In: A primer on nonmarket valuation. (Vol. 3) Champ, P. A., Boyle, K. J., & Brown, T. C. (Eds.). Springer, Netherlands.
- GFN (Global Footprint Network), 2012. Mediterranean Ecological Footprint trends. 46 p. http://www.footprintnetwork.org/images/article_uploads/Mediterranean_report_FINAL.pdf.
- Goio, I., Gios, G., Pollini, C., 2008. The development of forest accounting in the province of Trento (Italy). *Journal of Forest Economics* 14: 177-196.
- Gregory, R., Failing, L., Harstone, M., Long, G., McDaniels, T., Ohlson, D. (2012) *Structured Decision Making: A Practical Guide to Environmental Management Choices*. John Wiley & Sons.
- Groenewold, G., de Beer, J., Huisman, C., 2012. Population scenarios for South Mediterranean Countries 2010-2050. WP3-Demography, health and ageing. MEDPRO Report No. 2, August 2012. 65 p.
- Haab T.C., McConnell K.E. (2002) *Valuing Environmental and Natural Resources: The Econometrics of Nonmarket Valuation*. Northampton, MA, Edward Elgar.
- Haines-Young, R.H. and Potschin, M.B., 2009: Methodologies for defining and assessing ecosystem services. Final Report, JNCC, Project Code C08-0170-0062, 69 pp.
- Haines-Young, R.H. and Potschin, M.B., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D. & C. Frid (eds.) *Ecosystem Ecology: a new synthesis*. BES Ecological Reviews Series, CUP, Cambridge (in press).
- Hanley, N., Mourato, S., Wright, R.E. 2001b. Choice modelling approaches: a superior alternative for environmental valuation? *Journal of Economic Surveys* 15(3):435- 62.
- Hanley, N., Shogren, J., White, B., 2001, *Introduction to environmental economics*. Oxford University Press.
- Hanley, N., Shogren, J.F., 2002. Awkward choices: economics and nature conservation. In: Bromley, D.W., Paavola, J. (Eds.), *Economics, Ethics and Environmental Policy: Contested Choices*. Blackwell Publishing, Oxford.
- Hanley, N., Spash, C., 1993, *Cost-benefit analysis and the environment*. Edward Elgar Publishing Ltd. Cheltenham, UK.
- Holmes, T. P., Adamowicz, W. L., 2003. Attribute-based methods. In: A primer on nonmarket valuation. Springer Netherlands.
- Holmes, T.P., 2004. Non-market valuation. In: *Forests in a market economy*. E. O. Sills and K. Lee Abt. Dordrecht (Eds.), The Netherlands, Kluwer Academic Publishers.
- Hotelling, H. 1947. Letter to the Director of the National Park Service in Roy A. Prewitt, *The Economics of Public Recreation*. Washington, June 18, 1947.
- IPCC, 2001. Intergovernmental Panel on Climate Change, *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, p. 881.
- IPCC, 2007a. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In: M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson (eds). Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, USA, 976 p.
- IPCC, 2007b. *Climate Change 2007: Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 104 pp.

- Kadi Hanifi, H., 1998. L'alfa en Algérie. Thèse Doctorale. Science. USTHB, Alger, 270 p.
- Kashian, D.M., Romme, W.H., Tinker, D.B., Turner, M.G., Ryan, M.G., 2006. Carbon storage on coniferous landscapes with stand-replacing fires. *BioScience*, 7: 598-606.
- Kenter, J.O., Hyde, T., Christie, M., Fazey, I., 2011. The importance of deliberation in valuing ecosystem services in developing countries-Evidence from the Solomon Islands. *Global Environmental Change* 21, 505-521.
- Kiker, G., Bridges, T., Varghese, A., Seager, T., Linkov, I., (2005) Application of Multicriteria Decision Analysis in Environmental Decision Making. *Integrated Environmental Assessment and Management*, Vol. 1, Nr. 2, p. 95-108.
- King, D., Mazzotta, 2000. Ecosystem valuation. [URL: <http://ecosystemvaluation.org/>]
- Klemperer, W.D. (1996), *Forest resource economics and finance*. McGraw-Hill, New York.
- Kriström, B., Riera, P., 1996 : Is the income elasticity of environmental improvements less than one? *Environmental and Resource Economics* 7 (1); 45-55.
- Lange, G-M., 2004. Manual for environmental and economic accounts for forestry: a tool for cross-sectoral policy analysis. FAO Forestry Department. Rome, Italy. 116 pages.
- Loarie, S.R., Duffy, P.B., Hamilton, H., Asner, G.P., Field, C.B. & Ackerly, D.D., 2009. The velocity of climate change. *Nature*, 462: 1052-1055.
- Mantau, U., Wong, J.L.G., Curl, S., 2007. Towards a Taxonomy of Forest Goods and Services. *Small-Scale Forestry* 6: 391-409.
- Martínez-Vilalta, J., Lopez, B.C., Adell, N., Badiella, L. & Ninyerola, M., 2008. Twentieth century increase of Scots pine radial growth in NE Spain shows strong climate interactions. *Global Change Biology*, 14: 2868-2881.
- MEA, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends, Volume 1. Findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment*.
- Mendoza, G., Macoun, P. (1999) Guidelines for Applying Multi-Criteria Analysis to the Assessment of Criteria and Indicators. Center for International Forestry Research, The Criteria & Indicators Toolbox Series No. 9, 82 p. URL: <http://www.cifor.cgiar.org/acm/methods/toolbox9.html>
- Mishan, E.J. 1976. *Cost-Benefit Analysis: New and Expanded Edition*. New York, NY: Praeger Publishers; 454 p.
- Morrison, M.D., Blamey, R.K., Bennet, J.W., Louviere, J.J., 1996. A comparison of stated preference techniques for estimating environmental values. Canberra: School of Economics and Management. Research Report No.1.
- Myers, N., Mittlemeier, R.A., Mittlemeier, C.G., Da Fonseca, G.A.B. & Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.
- Myllyviita, T., Hujala, T., Kangas, A., Leskinen, P. (2011) Decision Support in Assessing the Sustainable Use of Forests and Other Natural Resources - A Comparative Review. *The Open Forest Science Journal*, 2011, 4, 24-41.
- Nas, T.F. (1996), *Cost-benefit analysis: theory and application*. Sage Publications, Thousand Oaks.
- Navrud, S. 2004: Value transfer and environmental policy. Chapter 5 (pp. 189-217) in Tietenberg, T. and H. Folmer (eds.) 2004: *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2004/2005. A survey of Current Issues*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK and Northampton, MA, USA.
- Navrud, S., Ready, R. (eds.) 2007: *Environmental Value Transfer: Issues and Methods*. Springer (Kluwer Publishers), Dordrecht, The Netherlands.
- Observatoire Méditerranéen de l'Energie, 2011. *Mediterranean Energy Perspectives 2011. Executive summary*, 16 p.
- Palahí, M., Mavsar, R., Gracia, C., Birot, Y., 2008. Mediterranean forests under focus. *International Forestry Review*, 10: 676-688.
- Palahí, M., Pukkala, T., Trasobares, A. 2007. Modelling the diameter distribution of *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra* and *Pinus halepensis* forest stands in Catalonia using the truncated Weibull function. *Forestry* 79(5):553-562.
- Palmquist R.B., 2005. Property value models, in K-G. Mäler and J. Vincent, (eds.), *Handbook of Environmental Economics*, Chapter 16 V.2, Valuing Environmental Changes, Amsterdam, North Holland Publisher, 763-819.
- Parsons G.R. (2003) The travel cost model, Chapter 9 in *A Primer on Nonmarket Valuation*, P.A. Champ, K.J. Boyle and T.C. Brown (eds.), London, Kluwer Academic Publishing.
- Patterson R.W., Boyle K. J., 2002. Out of Sight, Out of Mind? Using GIS to Incorporate Visibility in Hedonic Property Value Models, *Land Economics* 78(3), 417-425.
- Pausas, J.G., Llovet, J., Rodrigo, A., Vallejo, R., 2008. Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? - A review. *International Journal of Wildland Fire* 17: 713-723.
- Plan Bleu, 2009. Energy sector in the Mediterranean region, situation and prospective 2025. *Blue Plan Notes - Environment and Development in the Mediterranean*, No. 13, 4 p.
- Plan Bleu, 2013. Website: <http://www.planbleu.org/themes/tourismeUk.html>. Accessed February 2013.
- Prabhu, R., Colfer, C., Venkateswarlu, P., Tan, L.C., Soekmadi, R., Wollenberg, E., 1996. Testing Criteria and Indicators for the Sustainable Management of Forests. Phase I: Final Report. CIFOR special Publication, Jakarta.
- Prabhu, R., Colfer, C.J.P., Dudley, R.G., 1999. Guidelines for Developing, Testing and Selecting Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management. Center for International Forestry Research, Jakarta.
- Rametsteiner, E., 2001. SFM indicators as tools in political and economic context: actual and potential roles. In: Raison, R.J., Brown, A.G., Flinn, D.W. (Eds.), *Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management*. IUFRO Research Series 7. CABI Publishing, Wallingford, UK, pp. 107-130.
- Ramsey, 1928, A mathematical theory of saving. *Economic Journal*, vol. 38: 543-559.
- Randall, A., 2002. Benefit cost considerations should be decisive when there is nothing more important at stake. In: Bromley, D.W., Paavola, J. (Eds.), *Economics, Ethics and Environmental Policy: Contested Choices*. Blackwell Publishing, Oxford.
- Regato, P., 2008. *Adapting to Global Change: Mediterranean Forests*. Malaga, Spain: IUCN Centre for Mediterranean cooperation.
- Rego, F.C., Rigolot, E., Fernandes, P., Montiel, C. & Silva, J.S., 2010. Towards integrated fire management. *EFI Policy Brief 4*. Joensuu, Finland, European Forest Institute.
- Riera, P., Garcia, D., Kriström, B., Brännlund, R., 2005. *Manual de Economía Ambiental y de los Recursos Naturales*. Thomson, Madrid.

- Riera, P., Signorello, G., (Eds.) 2012. Good Practice Guidelines for the Non-Market Valuation of Forest Goods and Services. University of Catania. [URL: http://www.efi.int/files/attachments/e45/publications/lcost_e45_guidelines.pdf]
- Romero, Carlos. Economía de los recursos ambientales y naturales. Alianza, 1994.
- Rosen S., 1974. Hedonic prices and implicit markets: product differentiation in pure competition. *Journal of Political Economy*. 82, 34-55.
- Scarascia-Mugnozza, G., Oswald, H., Piusi, P., Radoglou, K., 2000. Forests in the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs. *Forest Ecology and Management* 132: 97-109.
- Sills, E. O., Abt K., Lee 2004. Introduction. In: *Forests in a market economy*. E. O. Sills and K. Lee Abt. Dordrecht (Eds.), The Netherlands, Kluwer Academic Publishers.
- Silva, J.S., Rego, F.C., Fernandes, P. & Rigolot, E., 2010. Towards integrated fire management: outcomes of the European project Fire Paradox. EFI Research Paper No. 23. Joensuu, Finland, European Forest Institute.
- Sugden, Robert and Williams, Alan (1978), *The principles of practical cost-benefit analysis*. Oxford University Press.
- Taylor L., 2003. The hedonic method, Chapter 10 in P.A. Champ, K.J. Boyle and T.C. Brown (eds.). *A Primer on Nonmarket Valuation*. London, Kluwer Academic Publishing.
- Thompson, J.D., Lavergne, S., Affre, L. Gaudeul, M. & Debussche, M., 2005. Ecological differentiation of Mediterranean endemic plants. *Taxon*, 54: 967-976.
- Turner, R.K. & Daly, G.C., 2008. The ecosystem services framework and natural capital conservation. *Environmental & Resource Economics* 39(1): 25-35.
- UN-DESA-PD (United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division), 2011. *World Population Prospects: The 2010 Revision*. CD-ROM Edition.
- UNDP (United Nations Development Programme)–Human Development Report Office 2011. *The Human Development Index (HDI)*. New York.(also available at <http://hdr.undp.org/en/statistics/hdi/>).
- UNECE (United Nation Economic Commission for Europe), FAO, 2000. *Global Forest Resource Assessment 2000*. Main report. UN publications, Geneva.
- UNFCCC, 2013. *United Nations Framework Convention on Climate Change*. Available at: <http://cdm.unfccc.int>. Accessed January 2013.
- United Nations, 1992. Report of the United Nations Conference on Environment and Development (Rio de Janeiro, 3-14 June 1992), Annex III - Non-Legally binding authoritative statement of principles for a global consensus on the management, conservation and sustainable development of all types of forests. Available at: <http://www.un.org/documents/ga/conf151/aconf15126-3annex3.htm>.
- UN-REDD, 2013. About REDD+. Available at: www.un-redd.org. Accessed January 2013.
- Van Bueren, E.M.L., Blom, E.M., 1997. Hierarchical Framework for the Formulation of Sustainable Forest Management Standards. Tropenbos Foundation, Wageningen The Netherlands.
- Vayreda, J., Martínez-Vilalta, J., Gracia, M., Retana, J., 2012. Recent climate changes interact with stand structure and management to determine changes in tree carbon stocks in Spanish forests. *Global Change Biology*, 18: 1028-1041.
- Vericat, P., Piqué, M., Serrada, R., 2012. Gestión adaptativa al cambio global en masas de *Quercus mediterráneas*. Forest Sciences Center of Catalonia, Solsona, Spain. 172 p.
- Vincent, J.R. 1999. A framework for forest accounting. *Forest Science*, 45: 552-561.
- Wrisberg and al., 1997. A strategic research programme for LCA, in Udo de Hael, H.A. and Wrisberg, N. (eds.) (1997) *Lifecycle Assessment: State of the Art and Research Priorities*, Eco-Infoma Press.

Références des études de cas de méthodes d'estimation économique

- Azqueta Oyárzun, D., Tirado Herrero, S., 2008. La valoración económica de los activos naturales de España desde una perspectiva geográfica: retos conceptuales y metodológicos. In: Campos Palacín P, Casado Raigón JM, editors. Gestión del medio natural en la Península Ibérica: economía y políticas públicas. Madrid: Fundación de las Cajas de Ahorros.
- Bateman, I.J., Carson, R.T., Day, B., Hanemann, M., Hanley, N., Hett, T., Jones-Lee, M., Loomes, G., Mourato, S., Özdemiroglu, E., Pearce, D., Sugden, R., Swanson, J., 2002. Economic valuation with stated preference techniques. A manual. Edward Elgar Publishing. UK.
- Bonnieux, F., Carpentier, F., Paoli, J.-C. 2006. Priorités des résidents and des visiteurs pour la protection and l'aménagement de la forêt en Corse : exemple de la forêt de Bonifatu. Revue Forestière Française. LVIII - 2- 2006.
- Brey, R., Riera, P., Mogas, J. 2007. Estimation of forest values using choice modeling: An application to Spanish forests. Ecological Economics 64: 305-312.
- Bujosa A., Riera A., 2008. Environmental diversity in recreational choice modelling - Centre de Recerca Econòmica, Documents de treball 2008/5
- Caparrós Gass, A., Campos Palacín, P. 2002. Valoración de los usos recreativo y paisajístico en los pinares de la sierra de Guadarrama. Estudios Agrosociales y Pesqueros, 2002, 195, p 121-146.
- Colombo, S., Calatrava Requena, J., Hanley, N., 2006. Analysing the social benefits of soil conservation measures using stated preference methods, Ecological Economics 58: 850-861.
- Croitoru, L. and M. Sarraf. (Eds.) 2010. The Cost of Environmental Degradation: Case Studies from Middle East and North Africa Region. World Bank. Directions in Development. Washington D.C.
- Croitoru, L., 2007. How much are Mediterranean forests worth? Forest Policy and Economics 9: 536-545.
- Croitoru, L., Liagre, L., 2013. Contribution of forests to a green economy in the Middle East and North Africa., Evidence, drivers and policy orientations. Publication Elaborated by the GIZ regional project "Adopting Forest Policy Conditions to Climate Change in the MENA region".
- Daly, H., Croitoru, L., Tounsi, K., Ali, A., Sihem, J., 2012. Evaluation économique des biens and services des forêts tunisiennes - Rapport final, Société des Sciences Naturelles de Tunisie (SSNT).
- Daly, H., Mendes, A., Montgolfier, J., Riera, P., 2010. Goods and services provided by Mediterranean woodlands: Economics and Politics. Presented at Third Mediterranean Scientific Conference GID, Alexandria 22-24 June 2010. [URL: <http://g-i-d.org/diapos/alexandrie/montgolfier/montgolfier.html>]
- Daly-Hassen, H., Croitoru, L., Tounsi, K., Aloui, A. & Jebari, S., 2012. Evaluation économique des biens et services des forêts tunisiennes, prepare pour le Ministère de l'Agriculture and de l' Environnement and la FAO.
- Ding, H., Nunes, P. & Telucksingh, S., 2011. European forests and carbon sequestration services: an economic assessment of climate change impacts. Ecosystem Services Economics Working Paper Series No. 9. Division of Environmental Policy Implementation.
- Espelta, J.M., Retana, J., Habrouk, A. (2003) An economic and ecological multi-criteria evaluation of reforestation methods to recover burned Pinus nigra forests in NE Spain. Forest Ecology and Management, (180), 1-3, p. 185-198.
- Garcia, S., Harou, P., Montagne, C., Stenger, A., 2007. Valuing Forest Biodiversity from a National Survey in France: A Dichotomous Choice Contingent Valuation. Document de travail du Laboratoire d'Economie Forestière (LEF), INRA, n°2007-08
- Goffe, P., 2002. Hedonic Pricing of Agriculture and Forestry Externalities. Environmental and Resource Economics, 15, 2002, 397-401
- Hanemann, W. M. 1984. Welfare evaluations in contingent valuation experiments with discrete responses. American journal of agricultural economics 66(3): 332-341.
- Jorio, A., 2011. Evaluation économique de la biodiversité and des services écosystémiques du Parc national de Tazekka and impact des changements climatiques sur ces services, Haut Commissariat aux Eaux and Forêts and à la Lutte contre la Désertification, Royaume du Maroc.
- Kramer, R., Holmes, T., Haefele, M., 2004. Contingent Valuation Estimation of Forest Ecosystem Protection. In: Forests in a Market Economy, E. Sills and K. Abt (Eds.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands.
- Lindhjem, H. 2007: Non-Timber Benefits from Fennoscandian Forests: A Meta-Analysis. Journal of Forest Economics 12; 251-277.
- Lindhjem, H. and S. Navrud 2008: How Reliable are Meta-Analyses for International Benefit Transfer? Ecological Economics, 66(2-3); 425-435.
- Lindhjem, H. and S. Navrud 2009: Asking for Individual or Household Willingness to Pay for Environmental Goods? Implications for aggregate welfare measures. Environmental and Resource Economics 43; 11-29.
- Loomis, J., White, D., 1996. Economic benefits of rare and endangered species: summary and meta-analysis. Ecological Economics, 15, p. 197-206
- Lovri, M., 2009. The value of urban forests in residential land uses. An exploratory study of the influence of urban forests on the price of housing real estates in Zagreb, Croatia, International Master Program in Forest Policy and Economics, University of Sarajevo, Forestry Faculty, Sarajevo.
- Martinez de Aragon, J., Riera, P., Giergiczy, M., Colinas, C., 2011. Value of wild mushroom picking as an environmental service. Forest Policy and Economics, 13, 6, 419-424.
- Mavsar, R., 2012. Application of the discrete choice method for the economic valuation of forest goods in Mediterranean forests. PhD dissertation. Maribor, 234 p.
- Mavsar, R., Farreras, V. 2011. Gestion durable du capital naturel de la forêt de Bouhachem (Chefchaouen, Maroc) : garantie des bénéfices sociaux, économiques and environnementaux. CTFC.
- Mavsar, R., Varela, E., 2010. The Mediterranean region case. In L. Tyrväinen & E. Mäntymaa, eds. A report describing the role of key externalities across case studies. Deliverable 2.1 of the NEWFOREX project. http://newforex.org/index.php?option=com_content&view=article&id=12&Itemid=12. Accessed January 2013.
- Mendes, Américo M.S. Carvalho (2004), The Portuguese forests. Country level report delivered to the EFFE project. [URL: http://www.efi.int/files/attachments/effe_countryreport_portugal.pdf]

- Merlo, M. & Croitoru, L. (eds.), 2005. Valuing Mediterranean forests: towards total economic value. Wallingford, UK, CAB International.
- Mogas, J., Riera, P., Bennett, J., 2006. A comparison of contingent valuation and choice modelling with second-order interactions, *Journal of Forest Economics*, 12, 1, p. 5-30.
- Nasi, R., Wunder, S., Campos A., JJ., 2002. Forest Ecosystem Services: can they pay our way out of deforestation?. Discussion paper. Forestry round table. Costa Rica.
- Ozdemiroglu, E., Tinch, R., Johns, H., Provins, A., Powell, J., Twigger-Ross, C. (2006) Valuing Our Natural Environment – Final Report. EFTEC, London. [URL: <http://earthmind.net/rivers/docs/ukdefra-eftec-valuing-our-natural-environment.pdf>]
- Pak, M., Türkerand, M.F., & Oztürk, A., 2010. Total economic value of forest resources in Turkey. *African Journal of Agricultural Research* 5(15): 1908-1916.
- Pearce, D. (2001) Valuing biological diversity: issues and overview. In: OECD: Valuation of Biodiversity Benefits. Selected Studies. Paris, OECD, pp. 27-44.
[URL: http://www.oecd-ilibrary.org/environment/valuation-of-biodiversity-benefits_9789264195844-en]
- Pouta, E., Rekola, M., 2005. Meta analysis of forest valuation studies. Working paper
- Ready, R., Navrud, S., 2006: International Benefits Transfer: Methods and Validity Tests. *Ecological Economics* 60(2), 429-434.
- Ready, R.C. S. Navrud, B. Day, R. Dubourg, F. Machado, S. Mourato, F. Spanninks and M.X.V. Rodriguez 2004: Benefit Transfer in Europe. How Reliable Are Transfers Between Countries? *Environmental and Resource Economics* 29; 67-82.
- Riera, P., Descalzi, C., Ruiz, A., 1995. El valor de los espacios de interés natural en España. Aplicación de los métodos de valoración contingente y el coste del desplazamiento. *Revista Española de Economía* (Monográfico sobre Recursos Naturales y Medio Ambiente).
- Riera, P., Mogas, J., 2004. Evaluation of a risk reduction in forest fires in a Mediterranean region. *Forest Policy and Economics* 6 (2004) 521-528.
- Rosenberger, R., Loomis, J., 2000 Using meta-analysis for benefit transfer: In-sample convergent validity tests of an outdoor recreation database. *Water Resources Research* 36(4): 1097-1107.
- Rosenberger, R., Loomis, J., 2003 Meta-Analytic Benefit Transfer of Outdoor Recreation Economic Values: Testing Out-of-Sample Convergent Validity. *Environmental and Resource Economics* 25: 79-100.
- Scarpa, S., Hutchinson, W., Chilton, S., Buongiorno, J., 2007: Benefit value transfers conditional on site attributes: some evidence of reliability from forest recreation in Ireland. Chapter 10 in Navrud, S and R. Ready (eds.) 2007: *Environmental Value Transfer: Issues and Methods*. Springer , Dordrecht, The Netherlands.
- Scherrer, S., 2003. Evaluation économique des aménités récréatives d'une zone humide intérieure : le cas du lac du Der. Working paper, Department of economic studies and environmental valuation, French Ministry of Environment.
- Shapansky, B., Adamowicz, W., Boxall, P., 2002. Measuring Forest Resource Values: An Assessment of Choice Experiments and Preference Construction Methods as Public Involvement Tools. Edmonton (Canada): Department of Rural Economy. Faculty of Agriculture & Forestry, and Home Economics. University of Alberta, Project Report 02-03
- Smith, V., Huang, J., 1995. Can markets value air quality? A meta-analysis of hedonic property value models. *Journal of Political Economy*, 130, p. 209–227
- Smith, V., Kaoru, Y., 1990a. What have we learned since Hotelling's letter? A meta-analysis. *Economics Letters*, 32, p. 267–272
- Smith, V., Kaoru, Y., 1990b. Signals or noise? Explaining the variation in recreation benefit estimates. *American Journal of Agricultural Economics*, 72, p. 419–433
- Smith, V., Osborne, L., 1996. Do contingent valuation estimates pass a "Scope" test? A meta-analysis. *Journal of Environmental Economics and Management*, 31, p. 287–301
- Söderqvist, T., Soutukorva, A., 2009. On how to assess the quality of environmental valuation studies, *Journal of Forest Economics*, 15, 1–2, p. 15-36
- Soliño, M. 2010. External benefits of biomass-e in Spain: An economic valuation, *Bioresource Technology* 101: 1992-1997.
- Stenger, A., Harou, P. & Navrud, S. , 2009. Valuing environmental goods and services derived from the forests. *Journal of Forest Economics*, 15: 1-14.
- Sturtevant, L., Johnson, F., Desvousges, W., 1995. A Meta-Analysis of Recreational Fishing. Triangle Economic Research, Durham, UK (1995)
- Tempesta, T., Marangon F., 2004. Stima del valore economico totale dei paesaggi forestali italiani tramite valutazione contingente. *Genio rurale*.
- Tempesta, T., Visintin, F., Rizzi, L., Marangon, F., 2004. Il valore ricreativo dei paesaggi forestali. *Rivista di Economia Agraria*
- Tol, R.S.J. (2005) The Marginal Damage Costs of Carbon Dioxide Emissions: An Assessment of the Uncertainties. *Energy Policy*, 33 (16): 2064-2074.
- Tumay, A. B., Brouwer R. 2007. Nonmarket Valuation of Water Quality in A Rural Transition Economy in Turkey Applying A Posteriori Bid Design *Water Resources Research* 43:1-13.
- Turner, R. K., Paavola, J., Cooper, P., Farber, S., Jessamy, V., Georgiou, S. 2003. Valuing nature: lessons learned and future research directions. *Ecological Economics* 46(3): 493-510.
- Turner, R.K., Brower, R., Georgiou S., Bateman, IJ., 2000. Ecosystem functions and services: an integrated framework and case study for environmental valuation. CSERGE Working Paper GEC 2000-21.
- Tyrväinen, L., "The amenity value of the urban forest: an application of the hedonic pricing method", *Landscape and Urban Planning*, 37, 1997, 21 -222
- Walsh, R., Johnson, D., McKean, J. 1992. Benefit transfer of outdoor recreation demand studies, 1968–1988. *Water Resources Research*, 28, p. 707–713
- Willis, K.G., Garrod, G., Scarpa, R., Powe, N., Lovett, A., Bateman, IJ., Hanley, N., MacMillan, D.C. 2003. The social and environmental benefits of forests in Great Britain. Report to Forestry Commission. **Centre for Research in Environmental Appraisal & Management University of Newcastle**
- Yeh, C-Y., Haab, T. C., Sohngen, B. L.; 2006. Modeling Multiple-Objective Recreation Trips with Choices over Trip Duration and Alternative Sites. *Environmental & Resource Economics* (2006) 34: 189–209
- Zandersen, M. and R.S.J. Tol 2009: A meta-analysis of forest recreation values in Europe *Journal of Forest Economics* 15 (1-2), 109-130.

Annexes

ANNEXE 1: RECUEIL DE BIBLIOGRAPHIE SUR LES EVALUATIONS ECONOMIQUES REALISEES SUR LE SITE PILOTE OU AU NIVEAU NATIONAL

Nous vous saurions gré de bien vouloir nous envoyer une copie des études, rapports ou articles des évaluations de biens et services des écosystèmes forestiers (ou autres) ayant été menées dans votre pays et dont vous avez connaissance, aussi bien au niveau du site pilote qu'au niveau régional et national.

Merci d'inclure l'information suivante pour chacun des documents :

Titre :
Auteur :
Sponsor de l'étude :
Date de publication :
Lieu de l'étude :
Référence :

Si vous disposez d'une copie électronique des rapports ou articles, merci de bien vouloir l'envoyer à : mduclercq@planbleu.org

Dans le cas où vous ne disposez que de la version en papier de ces mêmes documents, veuillez s'il vous plaît nous envoyer une copie à l'adresse suivante :

European Forest Institute
 Robert Mavsar
 Recinto histórico de Sant Pau - Pabellón Santa Victoria
 St. Antoni M. Claret, 167
 08025 Barcelona, Spain

Dans le cas où vous ne seriez pas en mesure de nous fournir ces documents, nous vous prions de bien vouloir résumer les caractéristiques principales des travaux d'évaluation que vous considérez les plus pertinents. Le résumé devrait contenir au moins les informations suivantes :

- **Biens et services pris en considération** : quels sont les biens et services dont la valeur économique a été évaluée (par exemple : bois, activités de loisir, pâturage, stockage de carbone, purification de l'eau...).
- **Méthode utilisée** : prix de marché, coûts évités, coûts de restauration, évaluation contingente, choix expérimentaux, coût du voyage, prix hédoniques, etc. Si plusieurs méthodes ont été utilisées, merci de toutes les évoquer.
- **Type de données et processus de collecte de données** : quels types de données ont été utilisés (primaires/secondaires) ? Quels ont été les processus appliqués pour la collecte de données (à partir de bases de données disponibles, consultation d'experts, entretiens avec les usagers...). Le cas échéant, merci de préciser le type ainsi que la taille de l'échantillon.
- **Scénario d'évaluation** : généralement, les études d'évaluation considèrent les changements qui ont lieu entre une situation "A" et une situation "B". Si c'est le cas, merci de bien vouloir nous fournir les informations suivantes : quelles sont les caractéristiques du changement considéré ? S'agit-il d'un changement amorcé par des processus d'ordre écologique (p. ex. changement climatique), socioéconomique (p. ex. urbanisation, changements dans l'usage des terres, pression démographique), ou institutionnel (p. ex. changements législatifs ou de la propriété de la terre) ? Le changement en question est-il hypothétique ou réel ?
- **Résultats** : bref résumé des principaux résultats (valeurs) obtenus.

P

our une explication plus détaillée, veuillez consulter le tableau illustratif proposé ci-dessous :

Exemple :

<p>Titre : Évaluation de la valeur des forêts par la modélisation des choix : une application aux forêts espagnoles. <i>Titre original : "Estimation of forest values using choice modeling: An application to Spanish forests"</i></p>
<p>Auteurs : Raul Brey, Pere Riera, Joan Mogas</p>
<p>Résumé : application de la méthode des choix expérimentaux pour l'évaluation des biens et services fournis par un programme de reforestation au nord-est de l'Espagne.</p>
<p>Scénario d'évaluation : augmentation de la couverture forestière totale en Catalogne de 40% à 50%. Les 10% additionnels de surface boisée seraient créés aux dépens de terres agricoles marginales.</p>
<p>Biens et services évalués : stockage de carbone ; retardement de l'érosion et de la perte de productivité de la terre ; permission de pique-niquer dans les nouvelles forêts ; permission de conduire des véhicules motorisés dans les nouvelles forêts ; permission de cueillir des champignons dans les nouvelles forêts.</p>
<p>Méthode utilisée : méthode des choix expérimentaux.</p>
<p>Type de données et processus de collecte de données : groupes de discussion pour la conception des expériences ainsi que pour l'identification des biens et services clés à évaluer ; élaboration d'un questionnaire sur les différentes alternatives de reforestation ainsi que leur coût ; distribution aléatoire du questionnaire à un échantillon stratifié de 800 individus de toute la Catalogne ; collection des données sur la base des résultats obtenus dans les questionnaires.</p>
<p>Résultats : les résultats révèlent que, en moyenne, les individus seraient disposés à payer 11,79 €/personne pour le stockage de 68 000 tonnes de CO₂, et 0,12 €/personne pour retarder de dix années la perte de productivité de la terre. Les usagers seraient également disposés à payer 6,33 €/personne pour être autorisés à pique-niquer dans les nouvelles forêts ; les habitants des zones rurales seraient disposés à payer 12,82 € pour pouvoir cueillir des champignons dans les nouvelles forêts. Par contre, les individus expérimenteraient une perte de bien-être de -9,67 €/personne si la conduite de véhicules motorisés était autorisée dans les nouvelles forêts.</p>
<p>Référence : <i>Ecological Economics</i> 64 (2007)</p>

<p>Titre :</p>
<p>Auteurs :</p>
<p>Résumé :</p>
<p>Scénario d'évaluation :</p>
<p>Biens et services évalués :</p>
<p>Méthode utilisée :</p>
<p>Type de données et processus de collecte de données :</p>
<p>Résultats :</p>
<p>Référence :</p>

<p>Titre :</p>
<p>Auteurs :</p>
<p>Résumé :</p>
<p>Scénario d'évaluation :</p>
<p>Biens et services évalués :</p>
<p>Méthode utilisée :</p>
<p>Type de données et processus de collecte de données :</p>
<p>Résultats :</p>
<p>Référence :</p>

Nous vous remercions pour votre coopération et votre importante contribution à cette étude !

Merci de bien vouloir nous renvoyer le questionnaire dûment complété **au plus tard le 5 avril 2013** à :

mduclercq@planbleu.org

ANNEXE 2: QUESTIONNAIRE SUR LES BIENS ET SERVICES FORESTIERS DU SITE PILOTE ET LEUR IMPORTANCE

Pays :	
Site pilote :	
Date d'envoi :	

Correspondant :

Nom :	
Poste :	
Organisation :	
Adresse :	
Téléphone/Fax :	
Courrier électronique :	
Site web :	

Autres personnes ayant contribué au questionnaire :

Nom :	
Poste :	
Organisation :	
Courrier électronique :	
Nom :	
Poste :	
Organisation :	
Courrier électronique :	
Nom :	
Poste :	
Organisation :	
Courrier électronique :	

A. Importance des biens et services forestiers (BSF) fournis par le site pilote

Dans cette partie du questionnaire, nous vous serions reconnaissants de bien vouloir nous fournir des données sur l'importance actuelle des biens et services forestiers sur le site pilote de votre pays. **Les biens forestiers** sont des matériaux extraits de la forêt, ou consommés dans celle-ci (ex : bois, liège, fourrage, champignons). **Les services forestiers** sont tous les bénéfices que les humains tirent directement ou indirectement des forêts, tels le loisir, la qualité de l'eau, la biodiversité, la protection du sol, etc.

Indicateurs

- Bien/service forestier : énumérez les biens/services forestiers essentiels fournis par le site pilote (10 au maximum), du plus important au moins important (pour une liste des principaux biens et services, veuillez consulter l'**Annexe I**).
- Superficie : pourcentage (%) de la superficie du site pilote impliquée dans la production/provision du bien ou service forestier considéré.
- Principaux bénéficiaires : indiquez les personnes qui bénéficient de l'usage (direct ou indirect) du bien/service (1 – propriétaires forestiers, 2 – administration forestière, 3 – population rurale locale, 4 – population urbaine locale, 5 – visiteurs, 6 – ensemble de la société, 7 – autres, 8 – je ne sais pas).
- Tendance de la demande : caractérisez l'évolution de la demande du bien/service forestier (-1 – décroissante ; 0 – constante ; +1 – croissante).
- Observations : veuillez ajouter toute information considérée utile afin de compléter et/ou clarifier l'information fournie (ex : détails sur les produits ou les services les plus valorisés, tels que les pignons, les champignons ou le miel dans la catégorie "Aliments", ou l'observation de la vie sauvage dans la catégorie "Tourisme", etc.).

A titre d'indication, veuillez trouver dans l'Annexe 1 de ce questionnaire une liste exhaustive des principaux biens et services forestiers.

	Bien ou service forestier <i>Biens ou services fournis par le site pilote, classés du plus important au moins important</i>	Superficie <i>% de la superficie du site pilote impliqué dans la production/provision du bien/service</i>	Principaux bénéficiaires (choisir autant d'options que nécessaire) <i>1 - propriétaires forestiers 2 - administration forestière 3 - population locale rurale 4 - population locale urbaine 5 - visiteurs 6 - ensemble de la société 7 - autres (merci de préciser) 8 - je ne sais pas</i>	Tendance de la demande (choisir une seule des 3 options) <i>-1 – décroissante 0 – constante +1 – croissante</i>	Observations
1					
2					
3					
4					
5					
6					
7					
8					
9					
10					

Observations additionnelles

B. Facteurs de changements du site pilote et leurs impacts sur la provision de biens et services forestiers

Les techniques d'évaluation économique de la valeur des biens et services forestiers n'évaluent pas ces derniers *per se*. Leur objectif est d'évaluer les changements qui ont - ou pourraient - avoir lieu dans la situation présente et qui sont susceptibles d'avoir un effet sur la provision de ces biens et services écosystémiques. Ces changements dans la provision peuvent être causés par une grande variété de facteurs, tels que les effets biophysiques du changement climatique, des changements dans la législation ou dans le statut foncier, des processus d'ordre démographique et socioéconomique, des politiques de gestion, des pressions provenant des secteurs industriel ou commercial, etc.

Ainsi, pour pouvoir mettre en œuvre une ou plusieurs des méthodes d'évaluation pertinentes pour le site pilote de votre pays, nous vous serions reconnaissants de bien vouloir nous fournir des informations sur les principaux facteurs de changements présents dans le site pilote (déjà existants ou prévus), et sur la façon dont ces changements ont - ou pourraient - avoir un effet sur la provision des biens et services forestiers. Afin de réunir de façon ordonnée toute cette information, merci de compléter le tableau que vous trouverez à la page suivante. Chacune des colonnes à remplir est définie ci-dessous :

- **Principaux facteurs de changements affectant la provision des biens et services** : énoncez les principaux facteurs susceptibles de diminuer ou d'augmenter la provision durable des biens et services identifiés dans la partie A. Veuillez ne prendre en considération que ceux affectant le site pilote et ses alentours.
- **Principaux biens et services affectés par les facteurs considérés** : énoncez les biens et services forestiers les plus susceptibles d'être affectés par chacun des facteurs de changements identifiés, aussi bien positivement que négativement. Citer un maximum de 3 biens et services par facteur de changements.
- **Impact sur l'approvisionnement du bien ou service** : après identification des biens et services affectés, merci de préciser si cet impact sur la provision du bien ou service sera positif (+1 – disponibilité augmentée), négatif (-1 – disponibilité diminuée) ou neutre (0 – disponibilité inchangée).
- **Observations** : merci d'ajouter toute information susceptible de clarifier/enrichir les données fournies.

Le tableau suivant est un exemple illustratif :

	Principaux facteurs de changements affectant la provision des biens/services	Principaux biens et services affectés par les facteurs considérés	Impact sur l'approvisionnement du bien ou service - I – disponibilité diminuée 0 – disponibilité inchangée + I – disponibilité augmentée	Observations
1	Intensification agricole due à la mise en œuvre d'une politique pour la réduction de la migration rurale	Production d'aliments et de fourrage	+ I – augmentée	La couverture forestière va sûrement diminuer à cause de la pression croissante sur la ressource. Probablement, les pâturages augmenteront, augmentant par conséquent la disponibilité de fourrage, mais les espèces liées aux environnements humides des forêts seront plus susceptibles de diminuer/disparaître.
		Protection du sol	- I – diminuée	
		Protection de la biodiversité	- I – diminuée	
2	Désertification due au surpâturage	Production d'aliments, bois et charbon/bois de chauffage	- I – diminuée	Ce processus est intimement lié à l'usage de la terre : de plus hauts niveaux de pâturage et de mise en culture contribuent à l'érosion et réduisent la capacité de rétention de l'eau des forêts. En revanche, une couverture forestière plus ouverte est moins sujette à subir des incendies graves.
		Approvisionnement et purification de l'eau	- I – diminuée	
		Protection contre les feux de forêt	- I – diminuée	
3	Développement touristique (ex : dans le cadre du Plan Azur)	Loisir	+ I – augmentée	L'augmentation de l'offre d'activités de loisir attirera davantage de visiteurs. Le facteur esthétique sera très important. La population locale pourra en vivre et il est probable que la pression sur la ressource diminue. En revanche, il est fort probable que les activités forestières traditionnelles disparaissent peu à peu, ce qui entraînera une perte de connaissances au niveau local.
		Esthétique	0 – inchangée	
		Revenus du tourisme	+ I – augmentée	
4	Mise en œuvre d'une politique pour la conservation des forêts	Tourisme	+ I – augmentée	Cette modification de la législation vise à augmenter la qualité et la protection des forêts en tant que ressource touristique. Elle est liée à un programme de développement touristique. Un grand effort sera effectué afin de réduire les feux de forêt dans le but d'augmenter la sécurité des visiteurs et la durabilité de la ressource.
		Protection contre les feux de forêt	+ I – augmentée	
		Production de bois/charbon	- I – diminuée	
		Approvisionnement et purification de l'eau	- I – diminuée	
		Protection contre les feux de forêt	- I – diminuée	

Merci de bien vouloir remplir ce tableau pour le site pilote de votre pays, à partir des indications et de l'exemple fournis auparavant. Vous pouvez rajouter des lignes si nécessaire :

	Principaux facteurs de changements affectant la provision des biens/services (ajoutez des lignes si besoin)	Principaux biens et services affectés par le facteur considéré (max. 5 biens/services par facteur)	Impact sur l'approvisionnement du bien ou service -1 – disponibilité diminuée 0 – disponibilité inchangée +1 – disponibilité augmentée	Observations
1				
2				
3				
4				
5				
6				
7				
8				
9				
10				

Observations additionnelles

--

C. Disponibilité de données

La sélection d'une méthodologie d'évaluation économique pertinente pour les sites pilotes dépendra en grande mesure de la disponibilité des données. Dans cette section, nous vous serions reconnaissants de nous fournir des informations précises sur les données dont vous disposez actuellement ainsi que sur les sources potentielles de données concernant le site pilote.

Dans le tableau suivant, les informations suivantes vous sont demandées :

Bien/service forestier : énumérez les principaux biens et services identifiés dans la Section A, classés du plus important au moins important pour le site pilote.

Indicateur pour la quantification du bien/service : spécifiez quelles sont les données disponibles qui pourraient être utilisées pour définir la quantité (en unités physiques) d'un bien ou d'un service forestier fourni dans le site pilote. Par exemple, la production annuelle de bois peut être mesurée en m³ par hectare par an (m³/ha/an), et la production d'aliments en tonnes par hectare par an (t/ha/an). Voir en annexe 2 une liste d'indicateurs potentiels.

Indicateur pour l'évaluation économique du bien/service : spécifiez quelles sont les données disponibles pour le site pilote qui pourraient être utilisées pour définir la valeur économique (en unités monétaires) d'un bien ou d'un service forestier fourni dans le site pilote. Par exemple, la valeur du bois peut être mesurée par son prix de marché (ex : euros par m³). Voir en annexe 2 une liste d'indicateurs potentiels.

Observations : merci d'ajouter toute information susceptible de clarifier/enrichir les données fournies (ex : sources bibliographiques, échelle géographique, année de compilation des données).

	Bien/service forestier (par ordre décroissant d'importance)	Indicateur pour la quantification du bien/service (en unités physiques)	Indicateur pour l'évaluation économique du bien/service (en unités monétaires)	Observations
1				
2				
3				
4				
5				
6				
7				
8				
9				
10				

ANNEXE I du questionnaire : types de biens et services forestiers considérés dans ce questionnaire

Biens et services forestiers	Exemples
Bois industriel	Bois utilisé pour des fins industrielles (industries du bois, des pâtes et des papiers), aussi bien en forme de grumes, qu'en panneaux, copeaux ou pâtes
Bois de chauffe	Bois utilisé pour des fins énergétiques, aussi bien bûches que copeaux, tourbe, charbon ou autres.
Liège	Liège (bouchons, matériaux isolants, etc.)
Produits alimentaires	Champignons, fruits rouges, légumes, graines, noix, miel, herbes et épices, résines, huiles essentielles, cultures, agents aromatisants (sans compter les produits de la chasse)
Fourrage	Fourrage, herbe, ensilage (produits pour l'alimentation des animaux)
Matériaux de décoration	Arbres de Noël, produits artisanaux à base de cônes, écorce et bois, gravures, arrangements floraux, guirlandes, festons, teintures naturelles, souvenirs
Produits de la chasse et du gibier	Gibier, trophées, peaux
Produits pharmaceutiques, cosmétiques et autres matières premières d'application industrielle	Composants biochimiques et pharmaceutiques, médicaments naturels, drogues, produits cosmétiques, huiles aromathérapeutiques, huiles essentielles, teintures, résines, gommes, tannins, produits santé, extraits d'herbes, nutraceutiques, parfums, produits pour le soin des animaux domestiques, shampoings, savons
Protection de la biodiversité	Protection des habitats, entretien des ressources et de la diversité biologique et génétique
Régulation du climat	Régulation de la température et des précipitations, protection contre les orages et contre les inondations, drainage et irrigation naturelle
Régulation de la qualité de l'air	Entretien ou amélioration de la qualité de l'air, protection contre les ultra-violets par l'ozone
Piégeage du carbone	Puits et stockage de carbone
Protection de la santé	Contrôle de la contamination, détoxification, filtration des poussières, réduction de la pollution sonore
Régulation du cycle de l'eau	Capture et stockage de l'eau de pluie et de l'humidité, régulation du ruissellement et des débits fluviaux
Purification de l'eau	Entretien/amélioration de la qualité de l'eau, réduction des taux de polluants et sédiments
Protection de l'eau	Entretien de la fertilité du sol, des sols naturels productifs et des terres arables, protection contre l'érosion, protection contre les glissements de terrain
Loisir	Marche, randonnée, camping, pique-niques, équitation, chasse, ski, VTT, jogging, accrobranche, etc.
Tourisme	Visites guidées, écotourisme, tourisme d'observation de la nature, cueillette guidée de produits forestiers non ligneux
Services spirituels et culturels	Monuments culturels, religieux et spirituels, funérailles/enterrements, jeux de rôle
Services historiques et éducatifs	Localisations archéologiques, excursions scolaires, recherche scientifique, sites historiques, culturels et spirituels
Services esthétiques	Contemplation du paysage

ANNEXE 2 du questionnaire : exemples d'indicateurs physiques et monétaires susceptibles d'être utilisés dans les sites pilotes

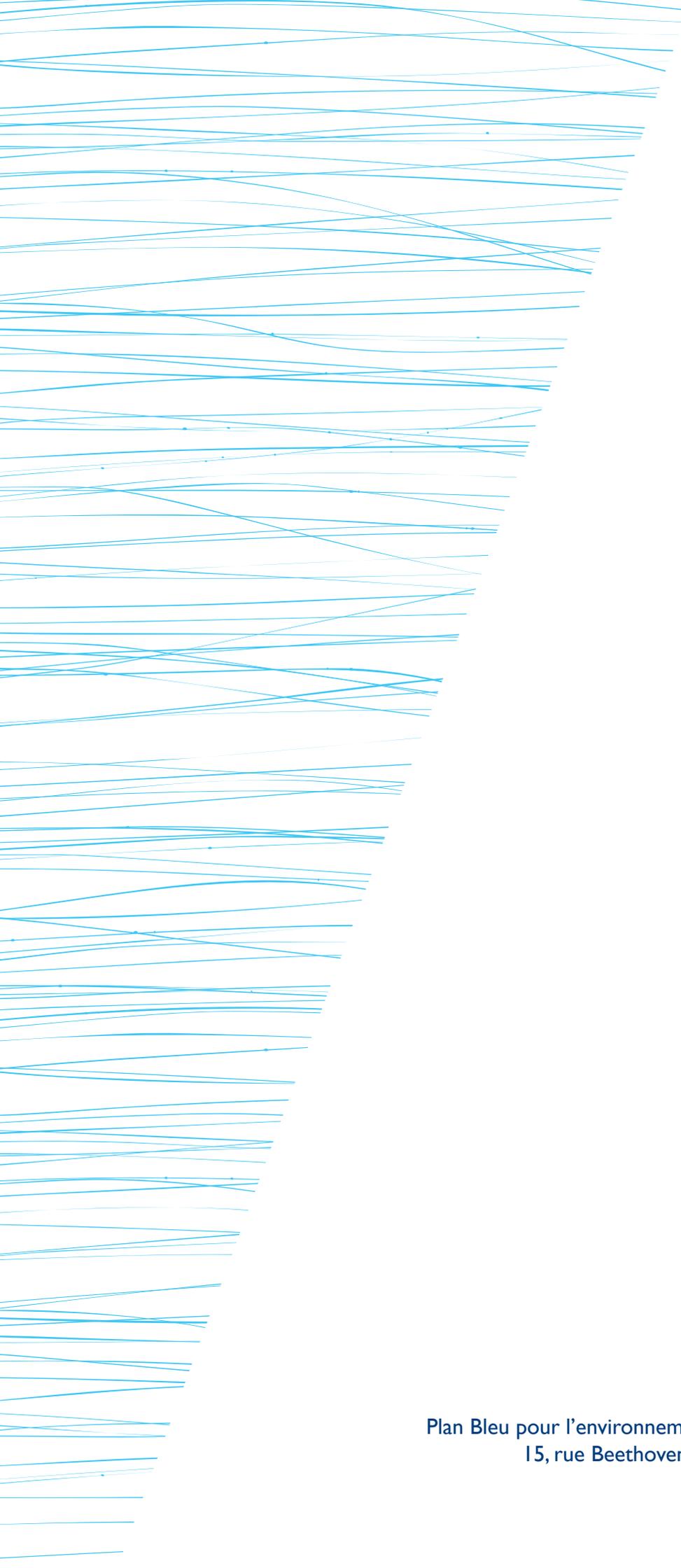
Biens et Services forestiers	Unités physiques pour la quantification du bien/service	Données monétaires pour l'évaluation économique du bien/service
Bois industriel	Taux d'accroissement annuel (m ³ /ha/an)	Prix du marché du bois en devise locale ou autre (EURO/m ³)
Bois de chauffe	Taux d'accroissement annuel (m ³ /ha/an)	Prix du marché du bois de chauffe en devise locale ou autre (EURO/m ³ ou EUR/t)
	Production totale annuelle de bois de chauffe (m ³ /ha/an)	
Liège	Production annuelle (m ³ /ha/an)	Prix du marché du liège en devise locale ou autre (EURO/m ³)
Produits alimentaires	Quantité de fruits rouges, champignons, miel, etc. (kg/ha/an)	Prix du marché des fruits rouges/champignons/etc., en devise locale ou autre (EURO/kg)
Fourrage	Quantité d'unités de fourrage (UF/ha/an)	Prix du marché de l'unité équivalente de fourrage (UF) (EURO/UF)
	Quantité et type d'animaux mangeant du fourrage (nombre d'animaux/ha)	
Produits de la chasse et du gibier	Quantité de licences de chasse (nombre de licences/an)	Prix du marché des licences de chasse (EURO/permis de chasse)
	Nombre de peaux, trophées et autres produits liés à la chasse (nombre de pièces/an)	Prix du marché des peaux, trophées et autres produits de la chasse (EURO/pièce)
	Quantité et type de viande de gibier extraite de la forêt (kg/ha/an)	Prix du marché des différents types de gibiers (EURO/kg)
Produits pharmaceutiques, cosmétiques et autres matières premières d'application industrielle	Quantité et type de plantes et animaux extraits comme matières premières pharmaceutiques, cosmétiques ou autres (kg/an)	Prix du marché des différents types d'animaux et plantes utilisés comme matières premières pharmaceutiques, cosmétiques ou autres (EURO/kg)
Protection de la biodiversité	Diversité d'espèces animales et végétales (nombre d'espèces) (ex : oiseaux, insectes ; plantes/arbres)	Valeur monétaire de la préservation d'une espèce animale ou végétale (EURO/espèce)
	Superficie de forêt protégée sous les différentes catégories d'aires protégées de l'IUCN (ha/classe IUCN)	Valeur monétaire de la protection des habitats (EURO/ha)
Piégeage du carbone	Taux d'accroissement de biomasse annuel (m ³ /ha/an ou t/ha/an) – sur le sol et souterrain	Prix du marché des crédits carbone (EURO/t eqCO ₂)
Protection de la santé	Impacts négatifs des feux de forêt sur les différents types d'usages du sol existant aux alentours de la forêt (ex : ha de terre agricole brûlée, nombre de maisons brûlées, nombre ou mètres de lignes électriques endommagées, etc.)	Valeur monétaire des propriétés endommagées (EURO/type de propriété)
Purification et qualité de l'eau	Niveau de sédimentation des barrages avec et sans forêts (t/ha)	Coût de restauration du nettoyage des barrages et de l'enlèvement des sédiments (EURO/t de sédiments retirée)

Biens et Services forestiers	Unités physiques pour la quantification du bien/service	Données monétaires pour l'évaluation économique du bien/service
Protection du sol	Niveau de l'érosion avec végétation forestière (t/ha/an)	Restauration (ex : remplacement du sol érodé, fertilisation) (EURO/t de sol apportée)
	Niveau de l'érosion sans végétation forestière (t/ha/an)	
Loisir	Nombre de visiteurs (nombre/an)	Prix de la visite en devise locale ou autre (EUR/visite)
		Valeur de chaque visite (EUR/visite) estimée à travers des méthodes d'évaluation des biens et services non marchands (ex : coût du voyage, évaluation contingente)
Tourisme	Nombre de nuitées (nombre/an)	Prix du marché du logement (EUR/nuitée)
Services spirituels et culturels	Quantité de monuments culturels (nombre) Quantité de visites à caractère culturel (nombre/an)	Prix de la visite en devise locale ou autre (EUR/visite)
		Valeur de chaque visite (EUR/visite) estimée à travers des méthodes d'évaluation des biens et services non marchands (ex : coût du voyage, évaluation contingente)
	Quantité de monuments spirituels/religieux (nombre) Quantité de visites à caractère spirituel ou religieux (nombre/an)	Prix de la visite en devise locale ou autre (EUR/visite)
		Valeur de chaque visite (EUR/visite) estimée à travers des méthodes d'évaluation des biens et services non marchands (ex : coût du voyage, évaluation contingente)
Services historiques et éducatifs	Quantité de visites à but éducatif (scolaires, universitaires) (nombre/an)	Prix de la visite en devise locale ou autre (EUR/visite)
		Valeur de chaque visite (EUR/visite) estimée à travers des méthodes d'évaluation des biens et services non marchands (ex : coût du voyage, évaluation contingente)
Services esthétiques	Quantité d'arbres anciens (nombre/ha)	Valeur des caractéristiques de la forêt (EUR) estimée à travers des méthodes d'évaluation des biens et services non marchands (ex : coût du voyage, évaluation contingente, prix hédonique)
	Densité du massif – degré d'ouverture de la structure de la forêt (nombre d'arbres/ha)	
	Richesse en espèces d'arbres (nombre d'espèces ou % de certaines espèces par rapport à la totalité du boisement)	

ANNEXE 3: SURFACE FORESTIERE DES PAYS MEDITERRANEENS (FAO, 2010)

Pays	Surface totale (1 000 ha)	Forêts		Autres terres boisées (ATB)		Total Forêt + ATB	
		1 000 ha	% de la surface totale	1 000 ha	% de la surface totale	1 000 ha	% de la surface totale
Albanie	2 740	776	28	255	9	1 031	37,6
Algérie	238 174	1 492	1	2 685	1	4 177	1,8
Ancienne République yougoslave de Macédoine	2 543	998	39	143	6	1 141	44,9
Bosnie-Herzégovine	5 120	2 472	48	549	11	3 021	59,0
Bulgarie	10 864	3 927	36	0	0	3 927	36,1
Chypre	924	173	19	214	23	387	41,9
Croatie	5 592	1 920	34	554	10	2 474	44,2
Egypte	99 545	70	0,0007	20	0,0002	90	0,1
Espagne	49 919	18 173	36	9 574	19	27 747	55,6
France	55 010	15 954	29	1 618	3	17 572	31,9
Grèce	12 890	3 903	30	2 636	20	6 539	50,7
Israël	2 164	154	7	33	2	187	8,6
Italie	29 411	9 149	31	1 767	6	10 916	37,1
Jordanie	8 824	98	1	51	1	149	1,7
Liban	1 023	137	13	106	10	243	23,8
Libye	175 954	217	0,001	330	0,002	547	0,3
Maroc	44 630	5 131	11	631	1	5 762	12,9
Monténégro	1 382	467	34	277	20	744	53,8
Autres	686	25	4	0	0	25	3,6
Portugal	9 068	3 456	38	155	2	3 611	39,8
République arabe syrienne	18 378	491	3	35	0,002	526	2,9
Serbie	8 746	2 713	31	410	5	3 123	35,7
Slovénie	2 014	1 253	62	21	1	1 274	63,3
Tunisie	15 536	1 006	6	300	2	1 306	8,4
Turquie	76 963	11 334	15	10 368	13	21 702	28,2
TOTAL Méditerranée	878 100	85 489	9,7	32732	3,7	118 221	13,5

Note : Autres = Andorre, Gibraltar, Vatican, Malte, Monaco, Palestine and San Marino.



**Plan
Bleu**

Plan Bleu pour l'environnement et le développement en Méditerranée
15, rue Beethoven, Sophia Antipolis, 06560 Valbonne, France
+33 (0)492 387 130 - www.planbleu.org