



VALEUR ECONOMIQUE DES BENEFICES SOUTENABLES PROVENANT DES ECOSYSTEMES MARINS MEDITERRANEENS

Rapport d'étude

A. Mangos, J-P. Bassino, D. Sauzade

Versions disponibles : Français (original), Anglais

Plan Bleu
Centre d'Activités Régionales

Sophia Antipolis
Mai 2010

SOMMAIRE

LISTE DES ACRONYMES	3
RESUME	3
INTRODUCTION.....	6
I. CADRE CONCEPTUEL ET OPERATIONNEL.....	8
1. Travaux du PNUE sur l'économie et l'environnement	8
2. Définition des concepts utilisé	9
3. Evaluation économique des bénéfices soutenables	11
4. Application aux écosystèmes marins méditerranéens.....	21
II. EVALUATION DES DIFFERENTS TYPES DE BENEFICES PROVENANT DES ECOSYSTEMES MARINS MEDITERRANEENS	30
1. Les bénéfices liés à la production de ressources alimentaires	30
2. Les bénéfices liés à la fourniture d'aménités et de supports récréatifs	38
3. Valeur des bénéfices liés à la régulation du climat	47
4. Valeur de la protection contre l'érosion du littoral	50
5. Valeur du traitement des rejets	54
III. RESULTATS ET PERSPECTIVES.....	58
1. Résultats à l'échelle régionale	58
2. Résultats à l'échelle des pays et des écosystèmes	59
CONCLUSION	62
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	87
TABLE DES MATIERES	93
TABLE DES ANNEXES	95

LISTE DES ACRONYMES

AECID : Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo
AEE : Agence Européenne de l'Environnement
AFD : Agence Française de Développement
CAR ASP : Centre d'Activités Régionales Aires Spécialement Protégées
CAR PB : Centre d'Activités Régionales Plan Bleu
CE : Commission Européenne
CGPM : Commission Générale des Pêches pour la Méditerranée
CICES : Common International Classification of Ecosystem Services
CICTA : Commission internationale pour la conservation des thonidés de l'Atlantique
CIESM : Commission pour l'Exploration Scientifique de la mer Méditerranée
CIHEAM : Centre International de Hautes Etudes Agronomiques Méditerranéennes
DCE : Directive Cadre sur l'Eau (de la CE)
DCSM : Directive Cadre Stratégie Marine (de la CE)
DEFI : Développement Economique et Finance Internationale (Laboratoire de recherche, Univ. Aix Marseille II, France)
DEPI : Division of Environmental Policy Implementation (division du PNUE)
DTIE : Division of Technology, Industry and Economics (division du PNUE)
ECOMERS : Ecosystèmes Côtiers Marins et Réponses aux Stress (Laboratoire de recherche, Université de Nice Sophia Antipolis, France)
EIB : European Investment Bank
ETB: Economics and Trade Branche (branche de la DTIE, PNUE)
ETS : Emission Trading Schemes
EUNIS : EUropean Nature Information System
FAO : Food and Agriculture Organization
ILO: International Labor Organization
ISEW: Index of Sustainable Economic Welfare
ISIC : International Standard Industrial Classification
IUCN : International Union for the Conservation of Nature (equivalent français: UICN)
MEA : Millenium Ecosystem Assessment
MEECE : Marine Ecosystem Evolution in a Changing Environment
MSY : Maximum Sustainable Yield
NUTS : Nomenclature of Territorial Units for Statistics
OMT/WTO: Organisation Mondiale du Tourisme/World Tourism Organization
PAM : Plan d'Action pour la Méditerranée
PAS BIO : Plan d'Action Stratégique pour la Biodiversité
PIB: Produit Intérieur Brut
PIN : Produit Intérieur Net
PNB : Produit National Brut
PNUE : Programme des Nations Unies pour l'Environnement
RSP : Regional Seas Programme (branche de la DEPI, PNUE)
SEEA : System of Environmental and Economic Accounts
SCN : Système de Comptabilité Nationale
TAC : Total Allowable Catch
TEEB : The Economics of Ecosystems and Biodiversity
VA : Valeur Ajoutée
VET : Valeur Economique Totale
WWF: World Wildlife Fund

RESUME

La mer Méditerranée ne représente que 0,3% du volume et 0,8% de la surface de l'océan du monde mais sa position de liaison entre trois continents, son caractère de mer semi-fermée et sa saisonnalité climatique marquée en font un creuset de biodiversité. Conscient de cette richesse, le Plan d'Action pour la Méditerranée (PAM) s'est doté d'un Plan d'Action Stratégique pour protéger la Biodiversité (PAS BIO 2003) définissant les axes stratégiques à transposer par les pays dans leur politique nationale, afin de conserver cette biodiversité gravement menacée par l'artificialisation des espaces, la surexploitation des ressources, la prolifération d'espèces introduites, les impacts des activités anthropiques (pollution et perturbation des milieux...) et le changement climatique. Le PAM a également souhaité soutenir ce plan d'action par une meilleure connaissance des liens entre environnement et économie. A ce titre, le Plan Bleu, Centre d'Activités Régionales du PAM, a été chargé d'explorer ces liens en développant une approche économique de l'environnement. Ce travail a bénéficié du soutien du PAM, du FFEM, de l'AFD et de l'AECID.

Ce rapport présente les résultats d'une évaluation économique des bénéfices soutenables provenant des services écologiques fournis par les écosystèmes marins de la Méditerranée durant l'année 2005. Les résultats illustrent le potentiel économique des écosystèmes marins pour le développement durable des pays riverains. Cette évaluation porte sur la valeur des flux issus des actifs environnementaux qui composent le capital naturel marin, sans révéler la valeur du stock de capital naturel.

Le cadre méthodologique d'évaluation (chapitre 1) a été défini à partir de l'analyse bibliographique de multiples travaux portant sur l'évaluation économique des services rendus par les écosystèmes. Les grands types d'écosystèmes marins méditerranéens ont été caractérisés et considérés suivant leurs fonctions de production de ressources, de régulation et culturelle, telles que définies par le *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005). Pour chacune de ces trois catégories de fonction écologique, différents services fournis par les écosystèmes pris en compte ont été identifiés au regard des usages anthropiques qu'ils permettent ou auxquels ils contribuent. Dans cette étude, les méthodes utilisées pour évaluer les bénéfices perçus à travers l'usage des services rendus par les écosystèmes sont dérivées du cadre défini par les Nations Unies pour la comptabilité économique et environnementale (UN, 2003). En cohérence avec les préoccupations affichées de développement durable en Méditerranée, un critère de soutenabilité des usages des services rendus par les écosystèmes a été introduit.

La présente étude est fondée sur la prise en compte de cinq écosystèmes : les herbiers de posidonies (*Posidonia oceanica*), les concrétions de coralligène, les fonds rocheux à algues photophiles, les fonds à substrats meubles et la mer du large (au-delà de 100m de profondeur) ; pour lesquels des surfaces ont été estimées à partir d'une analyse bibliographique et à dire d'experts. Les bénéfices évalués renvoient aux trois catégories de fonctions assurées par les écosystèmes comme exposés le tableau suivant :

Catégories de services écologiques :	Services écologiques :	Bénéfices évalués :
Services de production	Production de ressources alimentaires	Rente de ressource liée à la production de ressources alimentaires d'origine marine
Services culturels	Aménités	Rente de ressource liée la fourniture d'aménités et de supports récréatifs
	Support aux activités récréatives	
Services de régulation	Régulation du climat	Valeur de la séquestration du CO ₂ anthropique
	Atténuation des risques naturels	Valeur de la protection contre l'érosion du littoral
	Traitement des rejets	Valeur du traitement des rejets

Dans cette étude, la valeur des bénéfices rendus par les écosystèmes a été estimée soit comme une part, plus ou moins importante, de la valeur ajoutée créée dans les secteurs économiques soit comme équivalente aux dépenses évitées soit encore comme une valeur tutélaire dans le cas des bénéfices à caractère collectif.

Chaque type de bénéfice a fait l'objet d'une évaluation propre (chapitre 2). Les bénéfices liés à la production de ressources alimentaires ont été évalués à partir des données sur le secteur de la pêche et de l'aquaculture. Les bénéfices liés à la fourniture d'aménités et de supports récréatifs ont été évalués à partir des données sur les loyers immobiliers, l'hôtellerie et la restauration ainsi que le tourisme. Les bénéfices liés à la régulation du climat ont été estimés à partir de la capacité d'absorption du CO₂ anthropique par le milieu marin valorisée au prix de la tonne de CO₂ en vigueur sur le marché européen d'échange de quota en 2005. Les bénéfices liés à l'atténuation de l'érosion a fait l'objet d'une estimation basée sur la fraction du linéaire côtier à la fois exposé à ce risque et où les herbiers de posidonies sont présents et efficaces, les bénéfices étant valorisés par un coût de remplacement d'ouvrages de protection. Enfin, les bénéfices liés au traitement des rejets par les écosystèmes marins ont été valorisés en observant une valeur tutélaire correspondant à une situation pour laquelle les rejets sont conformes à une norme environnementale.

L'agrégation de ces résultats propose une approximation de la valeur globale des bénéfices rendus par les écosystèmes marins méditerranéens (chapitre 3). A l'échelle régionale, l'estimation des bénéfices s'élève à plus de 26 milliards d'euros pour l'année 2005, constitués à plus de 68% par les bénéfices issus de la fourniture d'aménité et de support récréatif. Les bénéfices liés à la production de ressources alimentaires représentent 11% du bénéfice global estimé. L'étude présente également des résultats pour deux pays méditerranéens, la Grèce, pour laquelle les bénéfices représentent 3 milliards d'euros soit 1,6% de son Produit National Brut (PNB) en 2005 et la Tunisie, pour laquelle les bénéfices rendus par les écosystèmes s'élèveraient à plus de 520 millions d'euro soit 2,3% de son PNB cette même année. L'étude propose également une répartition des bénéfices liés à la production de ressources alimentaires par type d'écosystème. Ainsi pour ce qui est de la pêche, la mer du large rassemble plus de 70% de la valeur des bénéfices, proportionnellement au volume des captures qui la caractérise. En revanche, en se basant sur les quantités de captures, l'étude montre que ce sont les zones d'herbiers de posidonies et de fond à substrat rocheux qui offrent la meilleure productivité halieutique par unité de surface.

Cette étude exploratoire et les résultats qui en découlent constituent une première tentative d'évaluation économique des contributions fournies par les écosystèmes marins en Méditerranée. Les contraintes qui ont pesé sur sa réalisation, qu'il s'agisse de l'application du critère de soutenabilité pour l'évaluation des bénéfices pris en compte ou de l'absence de données robustes pour certains bénéfices potentiels qui n'ont pu, de ce fait, être intégrés à l'étude, conduisent à établir une première estimation probablement basse de la valeur annuelle de l'ensemble des bénéfices soutenables provenant des écosystèmes marins.

A ce titre elle appelle au développement de travaux complémentaires en matière de données et à de possibles révisions du cadrage et de la méthode d'évaluation. Certaines études complémentaires sont inscrites au programme de travail du Plan Bleu.

INTRODUCTION

Ce document constitue le rapport final de l'étude exploratoire entreprise par le Plan Bleu dont l'objectif est l'évaluation économique des bénéfices soutenables¹ provenant des écosystèmes marins méditerranéens. Pour sa réalisation, elle a reçu le soutien du Plan d'Action pour la Méditerranée (PAM), du Fond Français pour l'Environnement Mondial (FFEM), de l'Agence Française de Développement (AFD) et de l'Agence Espagnole pour la Coopération et le Développement (AECID) et s'est également appuyée sur les acquis du Plan Bleu et d'autres Centres d'Activités Régionales du PAM ainsi que sur le concours d'experts.

Ce rapport restitue le cadrage de l'étude, les techniques d'évaluation utilisées et les résultats obtenus. Il a été rédigé conjointement par Anaï Mangos (chargée de mission Ecosystèmes Marins du Plan Bleu) qui en a assuré la coordination, Didier Sauzade (chargé de mission Mer du Plan Bleu mis à disposition par l'Ifremer) et de Jean Pascal Bassino (maître de conférences à l'Université Montpellier III et chercheur au DEFI, Université Aix Marseille II, consultant pour le Plan Bleu). Patrice Francour (Directeur du laboratoire ECOMERS, Université de Nice Sophia Antipolis) et Odile Chancollon (laboratoire ECOMERS) ont contribué à la partie concernant les écosystèmes marins dans le cadre d'une convention spécifique avec le Plan Bleu.

Cette étude a bénéficié des conseils avisés des experts en écologie marine et en économie, membres du comité de pilotage du programme Mer du Plan Bleu, dont la liste est en annexe 1.

Les rédacteurs remercient également : Jean-Pierre Giraud et Karel Primard de Suremain (Plan Bleu), pour la collecte et le traitement des informations géographiques ; Elisabeth Coudert (Plan Bleu), en tant qu'expert tourisme ; Cécile Roddier-Quefelec (Plan Bleu) en tant qu'expert environnement ; Gaëlle Thivet (Plan Bleu), en tant qu'expert eau, Patrice Miran (Plan Bleu), en tant qu'expert changement climatique ; Christine Pergent et Daniel Cebrian (Centre d'Activités Régionales Aires Spécialement Protégées – CAR ASP) pour les informations fournies concernant les écosystèmes marins méditerranéens.

Contexte et problématique

La mer Méditerranée ne représente que 0,3% du volume et 0,8% de la surface de l'océan du monde mais sa position de liaison entre trois continents, son caractère de mer semi-fermée et sa saisonnalité climatique marquée en font un creuset de biodiversité. Conscient de cette richesse, le PAM s'est doté d'un Plan d'Action Stratégique pour protéger la Biodiversité (PAS BIO 2003) définissant les axes stratégiques à transposer par les pays dans leur politique nationale, afin de conserver cette biodiversité gravement menacée par l'artificialisation des espaces, la surexploitation des ressources, la prolifération d'espèces introduites, les impacts des activités anthropiques (pollution et perturbation des milieux...) et le changement climatique.

Les risques liés à la perte de biodiversité sont non seulement écologiques, éthiques et socioculturels mais aussi économiques. Les travaux du *Millenium Ecosystem Assessment* ont mis en valeur les liens entre la biodiversité, en tant que fournisseur continu de services écologiques, et le bien-être des individus qui en bénéficient. L'engagement des Parties à la Convention sur la Diversité Biologique d'enrayer la perte de la biodiversité d'ici à 2010 – pris à La Haye en 2002 (6ème conférence des parties) – fait écho à ce constat d'interdépendance entre le bien-être des individus et la diversité biologique.

Par ailleurs le programme sur les Mers Régionales du PNUE a développé une méthodologie pour estimer la part des activités économiques des pays bordant les Grands Ecosystèmes Marins du

¹ Les implications du terme soutenable sont évoquées plus loin, section I.2.

monde qui reposent sur les biens et services fournis par les écosystèmes marins. La Méditerranée fait partie de mers régionales étudiées.

Dans ce contexte, la déclaration d'Almeria (2008) des Parties contractantes à la convention de Barcelone a décidé la mise en œuvre d'études visant à « *estimer la valeur économique des produits des écosystèmes marins et des services rendus par ceux-ci* ». Ainsi, le Plan Bleu s'est engagé à estimer la valeur économique des bénéfices soutenable provenant des écosystèmes qui composent le grand écosystème marin méditerranéen. C'est dans le cadre de ce mandat et du programme de développement de l'approche écosystémique qui lie le PAM et certains centres d'activités (CAR ASP et Plan Bleu) à la Commission Européenne (CE) que le Plan Bleu a développé cette étude qui s'appuie notamment sur plusieurs travaux réalisés sous l'égide du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE).

Utilité de l'évaluation économique des bénéfices rendus par les écosystèmes et démarche générale

L'économie de l'environnement tend à rassembler les connaissances écologiques et économiques pour mêler les conceptions de l'environnement considéré à la fois comme un fournisseur de ressources naturelles et comme un support pour le développement socioéconomique. L'évaluation économique des bénéfices provenant des écosystèmes fournit aux décideurs publics un langage commun et quantitatif, compréhensible par une large audience et permettant l'intégration de ces grandeurs dans les calculs liés aux politiques publiques (comptes satellites des comptabilités nationales, évaluation des politiques publiques...). L'évaluation des contributions des écosystèmes permet aussi d'établir et de tester l'efficacité de nouvelles politiques de régulation pour atténuer les externalités environnementales liées aux activités (par exemple, mise en place de systèmes de compensation). La valeur économique des bénéfices provenant des écosystèmes augmente donc la visibilité du rôle stratégique qu'occupent les écosystèmes – et les processus écologiques qui les caractérisent – pour le développement des sociétés et permet notamment de prévenir des risques communément regroupés sous la notion de « *tragédie des communs* » (Hardin, 1968).

L'objectif de cette étude est d'estimer à l'échelle régionale méditerranéenne, la valeur économique des bénéfices soutenable provenant des services écologiques rendus par les écosystèmes marins afin de mettre en évidence leur importance pour le développement durable des pays riverains de la Méditerranée. L'accent est notamment porté sur les bénéfices constatés en zone côtière.

Cette étude s'est déroulée en quatre phases détaillées en annexe 2. La première phase, centrée sur le cadrage théorique et méthodologique, a permis de préciser les objets d'étude et de choisir une approche macroéconomique. La deuxième phase, dite de faisabilité, a permis de tester une approche préliminaire basée sur des transferts de bénéfices, dont les résultats sont portés en annexe 3, de préciser la nature des services écologiques rendus par les écosystèmes marins de la Méditerranée (voir annexe 4) et de développer une grille d'analyse (voir annexe 5) pour aborder le champ d'étude. Les données utiles et disponibles ont été collectées durant cette phase. La troisième phase a concerné le traitement des informations disponibles et l'analyse des résultats, dont la restitution fait le gros du corps du rapport. Enfin la quatrième phase a permis de faire le point sur les acquis et les perspectives à donner à ce travail.

Ce rapport présente le cadre théorique et méthodologique adopté, explicite le processus d'évaluation suivi pour chaque type de bénéfices et fait une synthèse des principaux résultats obtenus.

I. Cadre conceptuel et opérationnel

Par essence, l'évaluation économique des bénéfices provenant des écosystèmes constitue une démarche doublement complexe :

- elle s'intéresse à des services qui peuvent être affectés par l'action anthropique et pour lesquels il existe peu (ou pas) de substituts produits par l'homme ;
- elle doit prendre en compte des processus écosystémiques encore mal connus.

Cette partie vise à clarifier les concepts sous-jacents à l'évaluation économique des bénéfices provenant des écosystèmes et à définir l'approche retenue pour la présente étude. Après un examen des travaux du Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) à prendre en considération dans le cadre de l'étude, les concepts utilisés sont précisés pour traiter ensuite de l'évaluation économique proprement dite.

1. Travaux du PNUE sur l'économie et l'environnement

Pour la définition du cadre conceptuel de l'étude, les travaux du PNUE dans le domaine de l'économie de l'environnement ont été examinés, afin de s'en inspirer autant que possible. Le PNUE est en effet reconnu mondialement pour son expertise sur les relations entre économie et environnement et offre donc une base d'analyse solide et compatible avec la mission de support à la décision publique. Le PNUE a fait partie des agences des Nations Unies à l'initiative du *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA) et a contribué significativement à sa réalisation.

Les aspects économiques sont principalement traités par deux divisions du PNUE, la Division de la Technologie, de l'Industrie et de l'Economie (DTIE) et la Division de la Mise en Œuvre des Politiques Environnementales (DEPI).

La DTIE a pour mission d'encourager les autorités nationales et locales et les décideurs industriels à élaborer et adopter des politiques, stratégies et pratiques plus propres, plus sûres, plus économes en ressources naturelles, à garantir une gestion écologiquement rationnelle des produits chimiques, à limiter la pollution et les risques pour l'homme et l'environnement, à faciliter la mise en œuvre des conventions et accords internationaux et à intégrer les coûts environnementaux. Le travail de sa Branche Service Economie et Commerce (ETB) est centré sur l'interface entre le commerce, la finance et l'environnement. ETB a notamment pour rôle d'encourager et d'aider les pays à utiliser et mettre en œuvre des outils d'évaluation et d'incitation, comme la planification et l'évaluation environnementale intégrée, le chiffrage des ressources environnementales et naturelles, et des instruments économiques en tant que contributeurs au développement durable. ETB a participé au développement du «*System of Integrated Environmental and Economic Accounting*» (SEEA) dont les recommandations ont été largement utilisées dans cette étude². ETB s'est par ailleurs intéressée aux subventions comme vecteur d'incitation à la surexploitation des ressources, notamment dans le domaine de la pêche (UNEP/ETB, 2007), dont les résultats ont éclairé en partie la question de la rente de ressource de la pêche traitée dans cette étude. Par ailleurs, la DTIE est partie prenante de l'initiative multi-agences sur l'Economie Verte, à laquelle participe le projet TEEB qui a aussi été une des inspirations de cette étude.

² Voir plus loin section I.3.

La DEPI est responsable de la mise en œuvre de la politique environnementale en vue de promouvoir le développement durable aux niveaux mondial, régionaux et nationaux. Cette division a notamment en charge le Programme pour les Mers Régionales du PNUE. Ce programme lancé en 1974 à la suite de la Conférence des Nations Unies sur l'environnement humain organisée à Stockholm en 1972, a créé un cadre permettant aux pays d'une même région de dialoguer, d'échanger leurs expériences et leurs informations, et d'exprimer leur engagement formel vis-à-vis d'objectifs soutenus par des mesures pratiques spécifiques. La Mer Méditerranée est l'une des mers régionales de ce programme, la première à adopter dès 1975 un plan d'action, le PAM, auquel le Plan Bleu est rattaché, en étant l'un des Centres d'Activités Régionales mis en place pour favoriser l'activité du PAM. Dans le cadre de ce programme de multiples outils méthodologiques ont été développés, dont l'un sur la comptabilité des activités économiques pour les Grands Ecosystèmes Marins et Mers Régionales (UNEP, RSP 2006) qui a été une source d'inspiration forte pour ce projet.

2. Définition des concepts utilisés

Afin de clarifier l'usage du vocabulaire dans ce rapport, précisons que l'objet de cette étude est l'évaluation des bénéfices provenant des écosystèmes au sens communément admis par de nombreux auteurs de référence (United Nations, 2003 ; Boyd and Banzhaf, 2007 ; Fisher *et al.*, 2008 ; Turner R.K. *et al.*, 2009 ; Haines-Young and Potschin, 2010).

La biodiversité, terme phare des conventions internationales en faveur de la conservation et des politiques publiques environnementale, désigne la quantité et la variabilité au sein des organismes vivants d'une même espèce (diversité génétique), d'espèces différentes ou d'écosystèmes différents. La biodiversité (ou diversité biologique) est le constat de cette variabilité biologique et ne constitue pas en elle-même un service rendu par un écosystème, cependant son existence se trouve à la base de la fourniture de services rendus par les écosystèmes. Le terme de biodiversité permet ainsi de rassembler tout le monde vivant sous son expression. En adoptant l'unité que constituent les écosystèmes l'étude place l'échelle d'observation au niveau des interactions entre les éléments de la biodiversité ainsi que les interactions avec les éléments abiotiques qui constituent le milieu d'évolution de la biodiversité.

Dans l'approche adoptée, fonction écologique, services écologiques et bénéfices ne sont pas synonymes. Les relations et la distinction entre fonctions écologiques, services écologiques, bénéfices et valeur des bénéfices sont étroitement liées à l'existence d'une intervention anthropique (Boyd, 2007).

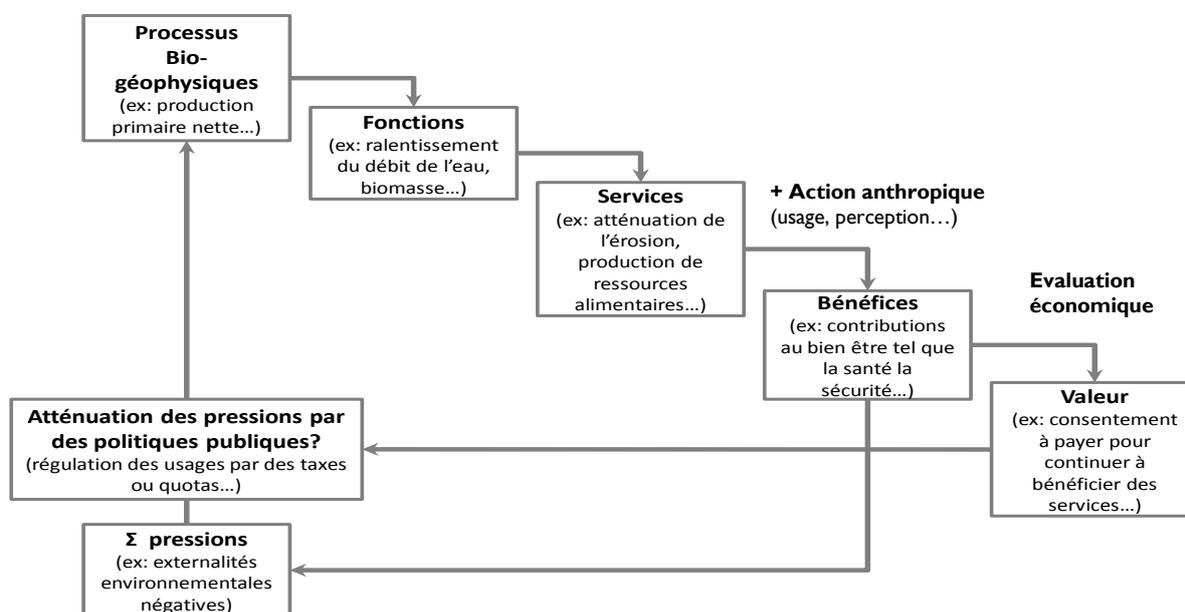
L'approche économique des écosystèmes et plus exactement l'évaluation des bénéfices qui proviennent des écosystèmes est définie suivant le regard porté aux relations entre quatre éléments : les écosystèmes, les services écologiques, les bénéfices et leurs valeurs.

Les services écologiques représentent les processus écologiques fournisseurs de l'ensemble des bénéfices provenant des écosystèmes. Les services écologiques contribuent ainsi au bien-être des individus, qu'ils soient utilisés de façon active ou passive (Fisher *et al.*, 2008). Ils font que la vie est à la fois possible et agréable (MEA, 2005).

Il existe différents types de services écologiques qui ont fait l'objet de multiples classifications³ (annexe 4). Ces classifications font généralement référence aux quatre grandes catégories de services rendus par les écosystèmes (production de ressources, régulation, culturels et support) dont seules les trois premières fournissent des apports directs à la sphère anthropique.

Bouvron (2009) définit les fonctions écologiques comme étant des « *processus biologiques de fonctionnement et de maintien des écosystèmes* » tandis que les services écologiques sont des « *processus biologiques dont l'homme peut tirer profit, favorables au maintien des activités humaines* ». Ces profits constituent les bénéfices provenant des écosystèmes (Boyd et Banzhaf 2007 ; Boyd 2007). Les bénéfices provenant des écosystèmes, c'est-à-dire les produits finis fournis par la nature et au sujet desquels les utilisateurs font des choix, peuvent faire l'objet d'une évaluation économique (figure 1). **La valeur économique estimée reflète celle des bénéfices perçus et non celle des services et fonctions écologiques ou des écosystèmes eux-mêmes.**

Figure 1 : Relations entre fonctions, services bénéfiques et valeurs.



Source : adapté de Haines-Young and Potschin (2010).

Les écosystèmes sont ici abordés sous un angle économique qui assimile leur existence à celui d'actifs environnementaux. Considérés dans leur ensemble, ces actifs constituent un capital naturel utilisé par l'homme avec ou sans combinaison avec les autres facteurs de production.

En économie de l'environnement, le terme de capital naturel désigne l'ensemble des actifs environnementaux. Les différents travaux théoriques et empiriques portant sur les services rendus par le capital naturel dont bénéficient les hommes constituent des sources d'inspiration à cette étude afin d'identifier des méthodes d'évaluation qui soient applicables aux différents services écologiques rendus par les écosystèmes marins et en cohérence avec le SEEA.

Les activités socioéconomiques génératrices de revenus et de bien-être combinent généralement différents types de capitaux⁴ : le capital physique, le capital humain (ou le travail) et bien souvent,

3 La question de la classification des services écologiques a fait l'objet de nombreux travaux dont certains sont en cours, notamment : Costanza et al. (1997) ; De Groot et al. (2002) ; MEA (2005) ; Wallace (2007) ; Beaumont et al. (2007), le TEEB (en préparation) et CICES (en préparation) (voir Annexe 4).

4 Ces facteurs sont le travail, le capital physique produit (résultant d'investissement dans des équipements, des bâtiments ou des infrastructures) et le capital humain (résultant d'investissement dans la santé, l'éducation ou la recherche et développement). L'étude se situe exclusivement dans la sphère réelle ; l'examen des conditions de

le capital naturel. Les bénéfices retirés des activités peuvent donc être attribués à différents types de capitaux en fonction de leurs contributions respectives à la production des bénéfices. Pour cette étude, il s'agit d'évaluer les bénéfices liés aux contributions des écosystèmes marins méditerranéens, donc attribuables au capital naturel.

3. Evaluation économique des bénéfices soutenables

L'objectif de l'étude est de produire une évaluation des bénéfices provenant des services fournis par les écosystèmes sur l'ensemble de la Méditerranée en se limitant aux espaces maritimes ; les techniques d'évaluation doivent alors être adaptées à l'objet d'étude ainsi qu'à l'échelle, celle d'une mer régionale.

Le cadre d'analyse retenu et la présentation proposée s'inspire des recommandations présentées dans le manuel de comptabilité environnementale intégrée des Nations Unies (United Nations, 2003), compte satellite du Système de Comptabilité Nationale des Nations Unies (SCN 1993 et de la dernière version 2008⁵) qui vise à mieux décrire les relations économie et environnement.

Dans son état actuel, le « *System of Environmental and Economic Accounts* » (SEEA) se divise en 4 catégories de comptes :

- Les comptes de flux (divisés en comptes de flux physiques et comptes hybrides). Ces comptes considèrent seulement les données physiques relatives aux flux de matières et d'énergie ; les comptes hybrides combinent à la fois les statistiques physiques et économiques. Par exemple les comptes d'émissions de gaz à effet de serre sont des comptes de flux de matières;
- Les comptes monétaires. Ils identifient les transactions monétaires, telles que dépenses, impôts ou redevances, liées à l'environnement et non explicitement retracées dans les comptes nationaux. ;
- les comptes d'actifs environnementaux mesurés en termes physiques et monétaires en fonction des services provenant de ces actifs. Les comptes d'écosystèmes relèvent de cette catégorie.
- Les agrégats ajustés par l'environnement. Cette dernière catégorie de comptes examine comment les comptes économiques du système de comptabilité nationale peuvent être ajustés pour tenir compte de l'impact de l'économie sur l'environnement. Trois sortes d'ajustements sont considérés, ceux relatifs à l'épuisement, ceux relatifs aux dépenses dites de protection et celles relatives à la dégradation.

Il est utile de mentionner les quatre dimensions des actifs environnementaux identifiés dans le SEEA :

- Ressources naturelles (minerais et énergie, sol, eau ; en m³) ;
- Surfaces terrestres et aquatiques couvertes (en hectares) ;
- Type d'écosystèmes (terrestres, aquatiques, atmosphériques) ;

financement des nouvelles fonctions de production et leur développement ne rentrent donc pas dans le cadre de l'étude. Par conséquent, les flux de capital financier sont considérés uniquement comme la contrepartie monétaire de flux réels et sont donc ignorés.

5 United Nations, 2009.

- Ressources intangibles liées à l'environnement.

Le SEEA est actuellement en cours de révision et les questions relatives à la construction de d'une comptabilité des écosystèmes et de leur services sera abordé dans le volume II du SEEA révisé consacré aux comptes non standards⁶. Ce volume abordera les problématiques politiquement pertinentes, ayant des pratiques avancées dans certains pays, mais pour lesquels aucun consensus méthodologique n'a été établi. Bien que les éléments en cours de discussion aient été pris en compte, l'étude se réfère aux recommandations telle que formulées dans le SEEA 2003.

Il existe différentes méthodes d'évaluation économiques appliquées à l'étude des écosystèmes, distinctes par les éléments évalués et les objectifs poursuivis. On peut globalement identifier deux types d'approches, l'une par les coûts et l'autre par la valeur, toutes deux étant compatibles avec le cadre du SEEA.

L'approche par les coûts tend à évaluer les pertes de bénéfice ou de bien-être résultant de la consommation de capital naturel, autrement dit résultant de la destruction ou de l'altération des écosystèmes. Dans ce cas l'évaluation porte sur les coûts de la dépréciation, de la dégradation, ou sur les coûts de la restauration⁷ des écosystèmes lorsque l'objectif est de maintenir un certain niveau de fourniture des services écologiques⁸.

Parallèlement, l'approche par la valeur vise à évaluer économiquement les bénéfices, les gains en bien-être, provenant des écosystèmes, tels qu'ils sont perçus par les individus. Cette évaluation s'appuie sur l'utilité que les individus accordent aux bénéfices qu'ils retirent des services écologiques fournis par les écosystèmes.

En cherchant à mesurer la valeur des bénéfices soutenable provenant des écosystèmes, la présente étude s'apparente donc à l'approche par la valeur et a pour ambition d'apporter une contribution appliquée au SEEA en s'appuyant sur le cadre proposé en 2003. Cette contribution aborde une partie des comptes d'écosystèmes qui font actuellement l'objet de discussion dans le cadre de la révision du SEEA, en proposant l'évaluation des bénéfices soutenables provenant des écosystèmes marins méditerranéens.

Les bénéfices sont mesurés comme résultant de l'utilisation des flux annuels provenant des actifs environnementaux marins de la Méditerranée par l'économie des pays riverains (et éventuellement le reste du monde). L'étude repose principalement sur des données collectées ou élaborées par les 22 pays participant au PAM, avec comme année de référence 2005. Cette année a été choisie comme étant la plus récente pour laquelle le large jeu de données issu des statistiques

6 La version révisée du SEEA est attendue pour 2012.

7 Les coûts de la dépréciation font référence à la diminution des stocks d'actifs naturels. Les coûts de la dégradation font référence à l'altération des processus écologiques qui déterminent le niveau de fourniture des services écologiques. La dépréciation ou la dégradation réduisent le niveau des bénéfices. De ces phénomènes, il peut également résulter des maux (par opposition aux biens que sont les bénéfices) qui se manifestent par des externalités négatives, en particulier en matière de santé. Les coûts de la restauration font référence au montant financier qu'il faudrait engager pour restaurer un niveau de production des services écologiques ou de réduction des externalités négatives.

8 Pour quantifier le poids de la consommation de capital naturel, « il est important de distinguer ce qui ressort de l'épuisement des ressources (depletion) de ce qui ressort de la dégradation de l'écosystème qui renouvelle ces ressources (dégradation), suivant la distinction introduite par Vanoli (2002). Dans le cas de l'épuisement, la rente est positive ou nulle ; elle est en dedans du prix et la question de la soutenabilité est celle de l'utilisation d'une partie de la rente pour générer un flux de ressources équivalent (soutenabilité faible). Dans le cas de la dégradation du fonctionnement/des capacités de l'écosystème, il n'y a pas de rente dans le prix du produit mais une externalité (un coût reporté sur la collectivité et les générations futures). Dans le cas des ressources non renouvelables il est possible de raisonner sur l'épuisement seul (depletion). Dans le cas des ressources renouvelables, l'épuisement est une sous-dimension de la dégradation » (J.-L. Weber, com.pers, 2010).

nationales nécessaire à l'étude était disponible. Pour certaines évaluations, il a été fait appel aux données les plus récentes disponibles, qui peuvent être antérieures à l'année 2005.

L'estimation de la valeur économique des bénéfiques est effectuée exclusivement à l'échelle macroéconomique. En conséquence, la dépendance des acteurs à ces bénéfiques, leur vulnérabilité face aux changements pouvant intervenir dans la fourniture des services écologiques et des bénéfiques ne sont donc pas abordés dans le cadre de cette étude.

Les deux sections suivantes abordent plus en détail d'une part les notions de capital naturel et de soutenabilité et d'autre part les méthodes d'évaluation des bénéfiques provenant des écosystèmes.

3.1. Services fournis par le capital naturel et soutenabilité

Il a été vu que le capital naturel constitue un facteur de production, comme le travail et le capital physique produit, mais il se distingue de ces deux facteurs par les caractéristiques suivantes :

- La rémunération du capital naturel dépend de manière critique des conditions d'appropriation des actifs environnementaux qui le composent. Cette rémunération apparaît souvent nulle dans la pratique du fait de l'absence de droit d'accès ou de propriété.
- Le capital naturel est caractérisé par sa rareté : il ne peut pas être produit par l'homme et n'est donc pas substituable ainsi sa disponibilité est limitée. Certains actifs sont renouvelables mais dans des conditions qui dépendent plus ou moins de l'action anthropique, tandis que d'autres actifs sont non renouvelables.

Ces caractéristiques rendent l'évaluation de la valeur du capital naturel et des bénéfiques issus de celui-ci particulièrement difficile. Mais il existe, comme point de départ pour cette étude, de nombreux travaux portant sur l'évaluation des coûts de la dégradation et des flux correspondant à la consommation de capital naturel, ainsi que sur les conditions de substitution entre capital naturel et capital physique produit.

Consommation de capital et valeur du stock de capital

Pour la plupart des actifs environnementaux implantés dans les milieux marins, il n'existe pas de droit d'accès, ce qui signifie que les agents ne versent aucune rémunération pour l'utilisation de ce capital naturel. Pour évaluer la valeur des bénéfiques provenant de ce capital naturel, il est possible de se baser sur les flux physiques situés à l'interaction entre l'économie et l'environnement et de calculer leur valeur en utilisant l'information disponible concernant les valeurs unitaires des quantités de flux à l'œuvre.

Ces flux sont de deux types :

- Des bénéfiques provenant des actifs environnementaux. Ces flux peuvent être mesurés directement en termes physiques ou monétaires.
- Des consommations de capital naturel, variations négatives du stock de capital naturel. Ces flux sont généralement plus faciles à évaluer en termes physiques et/ou monétaires que les bénéfiques.

Dans certains cas, le flux de bénéfice est la contrepartie du flux de consommation de capital naturel (par exemple dans le cas de l'exploitation de gisements d'hydrocarbures), comparable en ce sens à des flux réels et leur contrepartie monétaire entre agents économiques. Cependant, dans la plupart des cas, il ne s'agit pas de flux réciproques. Les bénéfiques provenant des écosystèmes et les consommations de capital naturel sont donc plutôt des flux comparables à ceux identifiés à

l'intérieur d'une économie par la comptabilité nationale en termes de production d'une part, de consommation, d'autre part.

L'évaluation directe des bénéfices étant souvent impossible, une évaluation indirecte est envisageable à partir de la valeur monétaire du stock de capital naturel dont ces bénéfices sont issus. On considère alors que le capital naturel est rémunéré à un taux comparable à celui d'autres actifs physiques (du capital physique produit) ou des actifs financiers. Le taux de rémunération doit prendre en compte la dépréciation du capital et le risque.

La valeur du stock peut être estimée par la construction d'un compte de capital naturel dans le cadre des comptes satellites de l'environnement. Ce compte permet de mesurer l'évolution de la valeur de stock comme le proposent Hamilton and Clemens (1999). A partir d'études réalisées par la Banque Mondiale, ils proposent ainsi des estimations d'épargne véritable (*genuine saving*) pour différents pays. Les auteurs calculent l'évolution dans le temps de la valeur des actifs physiques produits, du capital naturel et du capital humain. Parmi les ressources composant le capital naturel, ils retiennent les forêts en exploitation commerciale, les gisements d'hydrocarbures et de minerais et l'atmosphère comme puits de CO₂.

La mesure de la variation du stock de capital naturel correspond à la consommation de capital naturel, donc à la destruction/dégradation de certains actifs. La prise en compte de cet indicateur permet une estimation du revenu national ajusté pour la consommation de capital physique et de capital naturel⁹. Cet indicateur offre une utilité relative pour l'évaluation économique des bénéfices provenant du capital naturel. En effet, l'information est directement utilisable dans ce cadre lorsque les bénéfices perçus sont l'exacte contrepartie de la consommation de capital naturel, c'est-à-dire lorsque l'ensemble des bénéfices monétaires sont issus de l'exploitation de ressources non renouvelables ou de la destruction d'habitats, par exemple.

On constate en outre que les travaux d'évaluation de stock de capital dans la lignée de Hamilton and Clemens (1999) ne prennent pas en compte les ressources en eau, le rôle des forêts dans la séquestration carbone, les pêcheries, la pollution de l'eau, de l'air et des sols et les pertes de biodiversité, etc. Il en résulte donc une sous-estimation de la valeur totale du stock de capital naturel dont l'ampleur pourrait être élevée (Dasgupta, 2003). La mesure des bénéfices comme rémunération de ce stock de capital naturel aboutirait donc également à une forte sous estimation de la valeur effective des bénéfices ; particulièrement dans le cas des écosystèmes marins pour lesquels seuls les gisements en mer et la fonction de séquestration carbone des océans seraient pris en compte.

Rareté du capital naturel, incertitudes concernant son renouvellement : implications en termes de soutenabilité

Les implications de la rareté des actifs environnementaux et les incertitudes concernant leur renouvellement peuvent être examinées du point de vue de l'économie du bien-être. Les agents

⁹ L'utilisation de cet indicateur constitue une avancée par rapport à la mesure du produit intérieur brut (PIB), ou même le produit intérieur net (PIN) qui est ajusté pour la seule consommation du capital physique. Bartelmus (2009) présente des résultats récents en comparaisons internationales de PIN ajusté la pour consommation de capital naturel. Parmi les précurseurs, on peut mentionner notamment l'ISEW (Index of Sustainable Economic Welfare) développé à partir des propositions de Nordhaus and Tobin (1972) par Daly and Cobb (1989), avec des applications pour différents pays (Diefenbacher, 1994 ; Castaneda, 1999 ; Hamilton, 1999), ainsi que pour des régions, par exemple la Toscane (Pulselli et al., 2006). La valeur de l'ISEW est obtenue par un ajustement du PIB (approche par les dépenses), en déduisant les dépenses militaires, en ajoutant les services non marchands des ménages et en retranchant les coûts liés à la dégradation de l'environnement et la dépréciation du capital naturel. Cet indicateur combine donc certains aspects du bien-être qui ne sont pas pris en compte par le PIB, comme dans l'Index of Economic Well Being (Osberg & Sharpe, 2005) et la perte de bien-être résultant d'une croissance non soutenable. Le Genuine Progress Indicator présente des caractéristiques similaires.

économiques ont des objectifs en termes d'équité intra mais aussi intergénérationnelle (Solow, 1991). Ils sont donc réputés altruistes et accordent ainsi de l'importance aux actifs environnementaux qui leur procurent du bien-être mais aussi à ceux qu'ils n'utilisent pas eux-mêmes mais dont ils savent que d'autres en ont l'usage; ils se soucient également de l'état dans lequel les générations suivantes trouveront ces actifs. C'est la raison pour laquelle cette estimation est réalisée en excluant ce qui correspond à une consommation de capital naturel et à ne retenir *in fine* que les bénéfices issus d'usages soutenables.

En matière de substituabilité, on peut distinguer deux approches : l'une examine les conditions d'une soutenabilité dite faible qui correspond à une situation où capital naturel et capital physique produit sont substituables ; l'autre considère les implications d'une soutenabilité dite forte qui correspond à une situation dans laquelle il existe des stocks critiques en matière de capital naturel, notamment. Pour évaluer les bénéfices provenant des écosystèmes, il faut identifier des critères à partir desquels un flux de bénéfice pourra être considéré comme soutenable. Il a été décidé de retenir dans cette étude un critère de soutenabilité forte et de considérer le capital naturel et le capital physique comme non substituables¹⁰. Ce choix est notamment justifié par les caractéristiques des actifs environnementaux marins et le fait qu'ils sont relativement peu aménagés par les activités anthropiques¹¹ comparé aux actifs terrestres.

Il a donc été nécessaire d'identifier, parmi les bénéfices provenant des écosystèmes marins, la part qui peut être considérée comme soutenable et de mesurer celle-ci à partir de coefficients de soutenabilité, sur la base de dire d'experts, fondés sur des critères écologiques et non sur des critères économiques.

Les processus écologiques sont généralement non linéaires et complexes. Les impacts biophysiques résultant de la dégradation d'un écosystème peuvent être faibles jusqu'à un certain seuil de dégradation. Néanmoins, à partir de ce seuil, une faible augmentation de la dégradation peut entraîner un important changement biophysique. Ce type de phénomène, désigné en écologie comme perte de résilience, indique que l'écosystème a perdu sa capacité à absorber les perturbations sans subir de changements fondamentaux dans ses caractéristiques fonctionnelles. Si un écosystème a atteint son seuil de résilience, une perturbation relativement faible peut l'entraîner dans un nouvel état irréversible (Walker 1995 ; Levin 1999 ; Dasgupta, Levin, Lubchenko, 2000).

La prise en compte des seuils et des non linéarités des systèmes écologiques est nécessaire à l'évaluation des conséquences d'un choix qui affecterait la structure ou le fonctionnement des écosystèmes, induisant une éventuelle dégradation ou une destruction d'actifs naturels (Brock and Xepapadeas, 2003) alors assimilables à une consommation de capital naturel. L'évaluation des seuils de résilience et la dynamique non-linéaire des écosystèmes pourrait être davantage prise en compte dans le cadre d'une approche diachronique qui constituerait un prolongement de cette étude.

Dans cette étude, les conditions de soutenabilité des bénéfices liés aux services provenant des écosystèmes sont donc examinées pour chaque service fourni par les écosystèmes avant de proposer des modalités d'estimation de la valeur monétaire annuelle des flux.

10 Le cadre du SEEA version 2003 est utilisable pour une analyse prenant en compte la soutenabilité mais, dans sa version actuelle, le manuel des Nations Unies ne propose pas de choix entre soutenabilité forte ou faible (Dietz and Neumayer, 2006) et ne prend pas en compte les risques de perte de résilience (Walker and Pearson, 2007). Le cadre conceptuel du SEEA étant en révision, on peut supposer que ces considérations animeront des changements.

11 Au sens où les écosystèmes terrestres peuvent l'être, l'activité agricole ou forestière pouvant induire un équilibre relativement stable avec une réduction de la biodiversité mais une certaine augmentation de la productivité, du point de vue des bénéfices utilisable par l'économie.

3.2. Diversité des approches en matière d'évaluation économique des bénéfices et principes retenus pour cette étude

La valeur économique des bénéfices provenant des actifs environnementaux peut être évaluée de différentes manières, avec notamment la possibilité de réaliser des estimations à partir d'enquêtes utilisant des préférences révélées ou déclarées, et éventuellement des transferts de valeurs ou de bénéfices¹². Le choix des méthodes dépend des objectifs et de l'échelle de l'étude.

L'objectif étant d'évaluer les bénéfices liés aux services fournis par les écosystèmes d'une mer régionale et de rapporter la valeur de ces bénéfices au revenu national de ces pays, l'étude repose nécessairement sur des méthodes différentes de celles des analyses coût/avantage à une échelle locale. La démarche et le choix des méthodes d'évaluation sont guidés par l'échelle géographique de l'étude et par l'adoption des recommandations du SEEA. Ces caractéristiques impliquent deux comportements préférentiels :

- Dans toute la mesure du possible, éviter d'utiliser la méthode des transferts de bénéfices exogènes à l'étude¹³. En effet, la transposition et l'extrapolation à l'échelle d'écosystèmes bordant 22 pays de résultats d'enquêtes portant sur des sites d'étude beaucoup plus petits (ex : parcs marins) implique des risques considérables de généralisation abusive.
- Privilégier la mesure des valeurs au prix du marché ou à des valeurs unitaires assimilables, puisque le revenu national est mesuré au prix de marché.

Adoption de méthodes d'évaluation en cohérence avec la comptabilité nationale

Dans un souci de cohérence avec les recommandations du SEEA, les méthodes faisant appel à des valeurs commensurables avec les agrégats ou valeur sectorielles en flux de la comptabilité nationale ont été favorisées. Plus concrètement, cela signifie pour atteindre l'objectif de rapporter la valeur agrégée des bénéfices provenant des écosystèmes marins au revenu des pays méditerranéens, il convient de mesurer des valeurs comparables au revenu national.

L'estimation des flux de la comptabilité nationale repose sur trois approches complémentaires :

- Approche par la production : la somme des valeurs ajoutées,
- Approche par les dépenses : consommation et investissement des différents types d'agents,
- Approche par les revenus : provenant du partage de la valeur ajoutée et rémunérant le travail, le capital et les autres facteurs¹⁴.

Le revenu national, ou éventuellement une composante de celui-ci, peut donc être estimé en combinant ces trois approches et donner des résultats cohérents. Lorsque les données sont suffisamment abondantes, les trois approches peuvent être adoptées en parallèle, le total devant être sensiblement le même ; l'écart, après ajustement pour tenir compte des différences de définitions et des flux avec le reste du monde, étant dû à des erreurs ou omissions dans les données de base.

12 Pour une synthèse des méthodes d'évaluation voir Pearce et al. (2006).

13 Si aucun résultat d'étude de valorisation des bénéfices rendus par les écosystèmes n'a été transféré à l'étude, certains paramètres utiles à l'évaluation ont pu faire l'objet de transferts lorsque les données n'étaient pas disponibles. Dans ce cas, les paramètres ont été adaptés lorsque le contexte était structurellement différent.

14 Il convient de préciser que c'est la valeur ajoutée nette qui devrait être prise en compte ; dans la pratique, les difficultés d'estimation dues aux données insuffisantes ont conduit à utiliser la valeur ajoutée brute dans les estimations de la valeur de différents bénéfices.

Cette étude se rapproche des principes de la comptabilité nationale sur deux points essentiels :

- L'évaluation économique des bénéfices est effectuée en calculant la valeur de certains bénéfices avec une approche par le revenu, d'autres étant évalués à partir de la production ou des dépenses, mais avec à chaque fois une commensurabilité avec les flux de même type (revenus, dépenses, productions) mesurés dans la comptabilité nationale.
- L'agrégation est possible, quelle que soit l'approche utilisée (par les revenus, la dépense ou la production) pour l'estimation des bénéfices, car ces grandeurs sont commensurables.

Valorisation au prix de marché comme condition de la commensurabilité des bénéfices et du revenu national

Dans la mesure où cette étude vise à mesurer au prix de marché (ou à des valeurs unitaires qui en rendent compte lorsqu'il n'existe pas de prix de marché) des bénéfices commensurables avec le revenu national, les méthodes et le périmètre du champ d'étude sont différents de ceux utilisés pour les estimations de flux annuels au niveau macroéconomique pour l'ensemble des services fournis par un écosystème donné (ou par une fonction spécifique).

Parmi les travaux relevant de ce dernier cadre figurent notamment les évaluations des flux annuels de services des forêts méditerranéennes (Merlo and Croitoru, 2005; reprise dans Merlo and Paiero, 2005), l'évaluation des bénéfices liés aux écosystèmes coralliens pour les économies de Tobago et Sainte Lucie, deux îles des Antilles (Bruke *et al.*, 2008) ou encore l'impact direct et indirect des écosystèmes côtiers sur l'économie de Zanzibar (Lange and Jiddawi 2009)¹⁵. S'agissant de travaux d'estimations au niveau global, outre l'évaluation de la valeur économique des services rendus par l'ensemble des écosystèmes par Costanza *et al.* (1997) et sa déclinaison au niveau des écosystèmes côtiers par pays et région par Martinez *et al.* (2007), on peut se référer à l'étude de Gallai *et al.* (2009) qui proposent une estimation de la contribution des insectes pollinisateurs à la production agricole mondiale.

De prime abord, les objectifs de Merlo and Croitoru (2005) apparaissent proches de ceux de cette étude. Leur choix d'évaluer la Valeur Economique Totale (VET)¹⁶ et plus encore les modalités de la mise en œuvre de cet objectif conduisent cependant ces auteurs à combiner diverses méthodes d'évaluation et à agréger des valeurs qui ne sont pas nécessairement compatibles. En effet, les auteurs mesurent certains bénéfices comme étant la valeur de la production et d'autres en utilisant des méthodes d'évaluation directes ou indirectes reposant sur des préférences révélées ou déclarées¹⁷. Le même type d'objection s'applique à d'autres estimations, notamment celles de Costanza *et al.* (1997) et donc de Martinez *et al.* (2007) qui utilisent les mêmes valeurs unitaires.

Un point commun à ces études est d'évaluer certains bénéfices à partir de mesures du consentement à payer qui inclut le surplus du consommateur alors que ce surplus n'est pas pris en compte lorsque la valeur est estimée à partir de prix de marchés.

Le choix effectué de mesurer des bénéfices à partir de prix de marché conduit logiquement à exclure le surplus du consommateur (ou du producteur) de l'évaluation économique des bénéfices provenant des écosystèmes. Pour cette raison, les bénéfices correspondant à des valeurs d'existence, pour lesquels l'évaluation repose nécessairement sur des enquêtes évaluant le consentement à payer, ne sont pas évalués.

15 Qui est également présenté dans Naber *et al.* (2008).

16 La VET correspond à la somme des valeurs liées à des usages directes, indirects ou d'option et aux valeurs d'existence (Pearce and Warford 1993).

17 Voir par exemple Pagiola *et al.* (2004) pour une présentation des différentes méthodes et de leurs limites.

Pour des raisons qui tiennent également à une volonté de cohérence avec le SEEA, la méthode d'estimation adoptée par Gallai *et al.* (2009) n'a pas été retenue. Ces auteurs utilisent des prix de marché mais leur approche par la production retient comme indicateur des bénéfices une valeur ajustée de la production agricole. Ils identifient les cultures qui dépendent de manière critique du service écologique de pollinisation et évaluent des coefficients de dépendance¹⁸. La somme des valeurs calculées pour les différentes cultures est considérée comme la contribution des insectes pollinisateurs à l'échelle mondiale.

S'il est vrai que cette méthode d'évaluation permet de mesurer l'ampleur des flux économiques permis par ce service écologique, elle conduit semble-t-il à une surévaluation de la valeur des bénéfices provenant des écosystèmes¹⁹. En effet, il apparaît que :

- La valeur ainsi mesurée correspond à une perte potentielle de chiffre d'affaires pour chaque producteur, cette valeur n'étant généralement pas égale à son revenu. Pour refléter la perte de revenu du producteur, les consommations intermédiaires devraient être déduites du chiffre d'affaire dans l'agriculture. Plutôt que la valeur de la production, c'est la valeur ajoutée qui devrait être utilisée²⁰.
- La production nécessite d'autres actifs qui participent à la production en fournissant des services dont la rémunération n'est pas incluse dans les consommations intermédiaires mais intervient cependant dans le partage de la valeur ajoutée (rémunération du travail et du capital physique produit). Seule une partie de la valeur ajoutée correspond donc aux bénéfices liés aux services fournis par les écosystèmes²¹.

La présente étude tend à mesurer la valeur des bénéfices liés aux services rendus par les écosystèmes marins en excluant les consommations intermédiaires et en se basant donc sur la valeur ajoutée²². C'est également l'approche retenue par Lange and Jiddawi (2009) mais ces auteurs ne distinguent pas dans la valeur ajoutée ce qui relève de la contribution des actifs environnementaux de celles des autres facteurs. Il en résulte donc là encore une surestimation des bénéfices.

Valeur des bénéfices évalués dans des approches par les revenus ou par la production

La mise en œuvre de l'évaluation économique des bénéfices provenant des écosystèmes peut s'avérer complexe ; du point de vue conceptuel, la valeur des bénéfices est cependant relativement facile à formuler. On peut distinguer deux configurations :

18 La valeur des services rendus par les insectes pollinisateurs est obtenue pour chaque produit et chaque pays en multipliant la production en volume par les prix de marché unitaires puis, pour chaque culture, en appliquant la somme des valeurs au niveau mondial par le coefficient de dépendance. Les coefficients sont estimés en se basant sur les valeurs identifiées dans une revue de la littérature disponible. La dépendance est nulle si le coefficient est égal à 0 ; l'impact sur la production est alors négligeable. La dépendance est totale si le coefficient est égal à 1, la récolte étant dans ce cas nulle sans insectes pollinisateurs. Dans les études mentionnées, les valeurs de ce coefficient sont toutes strictement inférieures à 1.

19 Des procédures d'estimation de même nature conduisent Bruke et al. (2008) à surestimer la valeur des bénéfices.

20 L'utilisation de la valeur de la production, incluant donc les consommations intermédiaires, comme approximation de la valeur des bénéfices est fréquente dans les études proposant une évaluation économique ; c'est le cas notamment dans Costanza et al. (1997, 1999) et dans Merlo and Croitoru (2005).

21 Du reste, dans une situation de disparition d'un service fourni par un écosystème, une partie des facteurs devenus oisifs pourrait être réaffectée pour être utilisés pour d'autres activités. Les revenus provenant de ces facteurs ne disparaîtraient donc pas totalement. La réallocation intersectorielle des facteurs de production peut être coûteuse et nécessiter des délais, mais cela ne remet pas fondamentalement en cause notre objection.

22 L'amortissement du capital ne pouvant être calculé pour chaque activité et chaque pays riverains de la Méditerranée, la valeur ajoutée considérée dans l'étude est brute.

- Soit une situation dans laquelle la réalisation de ces bénéfices nécessite que le capital naturel soit combiné à d'autres facteurs ;
- Soit une situation dans laquelle le bénéfice provenant des services rendus par les écosystèmes est obtenu en utilisant uniquement des services fournis par le capital naturel.

Dans le premier cas, la rémunération du capital naturel peut être désignée comme une rente de ressource (*resource rent*)²³. La rente de ressource sera d'autant plus élevée que les ressources sont abondantes (le volume d'exploitation est important) et faciles à exploiter (les contributions des autres facteurs étant minimales). Elle est versée aux détenteurs des actifs naturels lorsque ceux-ci peuvent faire l'objet d'une appropriation (droit de propriété). Si tel n'est pas le cas, on peut considérer qu'il existe une rente de ressource virtuelle au sens où des agents, publics ou privés, agissant comme représentants du capital naturel pourraient exiger qu'une rémunération leur soit versée par les utilisateurs. Lorsqu'aucune rémunération n'est versée, cela signifie que les détenteurs des autres facteurs de production (travail, capital physique produit et éventuellement capital humain) captent la rente de ressource.

Deux méthodes sont envisageables pour évaluer la rente de ressource :

- Si le capital naturel est considéré comme un facteur de production au même titre que le capital physique et le travail, tous les facteurs de production sont rémunérés à leur productivité marginale, avec des quantités de facteurs optimales, c'est à dire pour lesquelles le ratio productivité marginale sur prix est le même pour tous les facteurs ; le travail et le capital physique produit sont rémunérés à leur niveau de productivité marginale, qui correspondent respectivement au taux de salaire et à la somme du taux d'intérêt et taux de dépréciation du capital. La rémunération du capital naturel peut être identifiée par un droit d'accès, si un tel droit existe et si la fixation de son prix résulte d'un mécanisme de marché. Lorsqu'il n'existe pas de droit d'accès, la valeur du bénéfice est implicitement nulle.
- Si le capital naturel est considéré comme un facteur aux caractéristiques spécifiques, du fait de sa rareté (ne pouvant être produit par l'homme ou substitué), il est rémunéré par une rente de rareté, que l'on peut identifier comme une rente ricardienne différentielle. Cette rente correspond à ce qui reste de la valeur ajoutée (différence entre la valeur du produit et celle des consommations intermédiaires) après rémunération des services du travail et du capital physique produit. Il en est effectivement ainsi dans le cas de l'agriculture, la rente étant déterminée par la fertilité naturelle, toutes choses, en particulier la technologie et la productivité du travail et du capital physique produit, étant égales par ailleurs²⁴.

Comme on le verra plus loin, le SEEA retient une approche en termes de rente différentielle. Mais cela conduit à des difficultés pratiques, le calcul de la rente pouvant conduire pour la plupart des secteurs d'activité économiques à un résultat nul ou même négatif. Ce mode de calcul ne

23 Le glossaire des termes statistiques de l'OCDE définit "*resource rent*" comme suit : "*The economic rent of a natural resource equals the value of capital services flows rendered by the natural resources, or their share in the gross operating surplus; its value is given by the value of extraction. Resource rent may be divided between depletion and return to natural capital*". Cette définition apparaît la plus complète et la plus pertinente. Il est à noter que le terme est traduit en français par rente de ressources (au pluriel) mais le glossaire ne propose pas de traduction de la définition en français.

Source : <http://stats.oecd.org/glossary/detail.asp?ID=2332>

Dans cette étude le terme de rente de ressource renvoie à cette définition et est employé au singulier pour désigner la rente de ressource écologique, incluant ressources de prélèvement, les services de régulation et culturels.

24 « *La rente est gouvernée par la fertilité du sol, par le prix du produit et par la position de la limite de la culture : elle est représentée par l'excédent de la valeur des rendements totaux qu'obtiennent le capital et le travail appliqués à une terre sur les rendements que ce travail et ce capital auraient obtenus dans des conditions aussi défavorables que celles qui existent à la limite de la culture.* » (Marshall 1890). « *Il n'existe donc pas de surplus, et la rente s'identifie pleinement au loyer de la terre.* » (Clark 1899).

semble pas satisfaisant mais dans le même temps il apparaît pratiquement impossible d'estimer la valeur du capital naturel et sa productivité.

L'étude est donc fondée sur une approche par les revenus et l'on s'efforce d'évaluer la part de la valeur ajoutée qui dépend effectivement des contributions des écosystèmes, sachant que, dans la pratique, celle-ci peut constituer une part du revenu des agents économiques (ménages, entreprises et administrations publiques), part correspondante à la rente de ressource captée par ces agents.

Dans le deuxième cas, qui correspond à une situation dans laquelle le bénéfice est obtenu en utilisant uniquement les services du capital naturel, la valeur économique de ces bénéfices peut être estimée à l'aide d'une approche par la production. Puisque le capital est le seul facteur de production, il n'existe pas de rémunération d'autres facteurs et la valeur du bénéfice correspond donc à la valeur ajoutée totale créée. D'autre part, il n'existe aucune consommation intermédiaire puisque les contributions écologiques support à la production des bénéfices ne font pas l'objet d'échange sur un marché, la valeur ajoutée est donc égale à la valeur du produit²⁵. Ainsi, dans ce cas, la valeur du bénéfice est égale au flux physique produit multiplié par sa valeur unitaire²⁶.

Si l'on met de côté les problèmes liés à la mesure des flux physiques (évoqué dans la section suivante puis plus en détail dans la partie II), la valeur unitaire peut être envisagée comme le prix de marché pour ce bénéfice lorsque les écosystèmes produisent un bénéfice considéré comme comparable à celui fourni par des entreprises²⁷, c'est-à-dire à un produit fini. Lorsqu'il n'existe pas de prix unitaire de marché, il est possible d'adopter une variante qui consiste à utiliser les prix tutélaires (fixés par des autorités représentant la société) comme valeurs unitaires. Une autre possibilité consiste à utiliser des coûts d'opportunité sociale, désignés comme *accounting prices* (Tinbergen, 1954) ou encore des prix fantômes (Dasgupta *et al.*, 1972)²⁸. Enfin, lorsqu'il n'existe pas de mesure des coûts d'opportunité ni aucune autre mesure des valeurs unitaires estimés par des méthodes d'évaluation directe, la méthode des coûts de substitution (ou de remplacement) peut être utilisée en observant les marchés de biens ou de services substituables aux bénéfices provenant des écosystèmes considérés par rapport à leur utilité principale²⁹.

25 Toujours dans une approche par la production, on peut également considérer que la valeur économique du bénéfice correspond à la valeur du stock de capital multipliée par sa productivité marginale. Cependant, valeur du stock et productivité marginale étant le plus souvent inconnues, cette méthode ne peut être appliquée dans la pratique.

26 La valeur ajoutée peut également être considéré comme égale à la dépense (effectuée ou évitée) des agents économiques utilisant ce service. Dans le rapport Chevassus *et al.* (2009), ce principe est appliqué à la chasse où l'on considère que la valeur des bénéfices perçus par les chasseurs est égale à la valeur de l'ensemble des dépenses engagées pour chasser.

27 Par exemple, la séquestration carbone, la valeur unitaire (par tonne) dans le cas de réduction d'émission étant considérée comme équivalente à la valeur unitaire du carbone séquestré.

28 Le prix fantôme (*shadow price*) d'une ressource est le prix théorique que l'utilisateur est prêt à payer pour une unité supplémentaire dans une situation d'optimisation (égalisation des ratios utilité marginale sur prix pour tous les biens et services dans le cas du consommateur et productivité marginale sur prix des différents facteurs dans le cas des producteurs). Les prix fantômes dépendent de 4 facteurs : la conception du bien-être social, la taille et composition des stocks d'actifs, les possibilités de production et de substitution entre biens et services, et les modalités d'allocation des ressources dans l'économie (Dasgupta, 2001 : 123).

29 Voir en particulier la section sur les bénéfices liés à la protection contre l'érosion en partie II.

4. Application aux écosystèmes marins méditerranéens

Cette partie présente les écosystèmes, services écologiques et les bénéfices considérés ainsi que les coefficients de soutenabilité utilisés pour l'évaluation des contributions issues des écosystèmes.

4.1. Les écosystèmes marins considérés

Les services fournis par les écosystèmes dépendent étroitement de leurs caractéristiques. Il était important de définir quelques grands types d'écosystèmes pour lesquels les informations relatives à leurs caractéristiques fonctionnelles et à la surface qu'ils occupent sont accessibles, de façon à pouvoir éventuellement reporter les bénéfices issus de ces services à des surfaces unitaires. De fait les connaissances sur ces écosystèmes sont très lacunaires, comparées à celles sur les écosystèmes terrestres. S'il existe nombre d'études ponctuelles, les informations sur les surfaces occupées sont rares. En effet, la cartographie des habitats marins fait appel à des techniques relativement récentes (sonar latéral, vidéo sous marine) et coûteuses à mettre en œuvre. Par ailleurs, l'imagerie satellitaire, très utilisée pour caractériser les écosystèmes terrestres, ne donne que peu d'informations sur les écosystèmes marins. Il a donc fallu se contenter d'un petit nombre de type d'écosystèmes.

Cette partie expose à grands traits les écosystèmes marins méditerranéens et présente la classification retenue pour cette étude.

4.1.1. Spécificités des écosystèmes marins méditerranéens

Cette section est principalement extraite du chapitre Ecosystèmes marins du rapport PNUE-PAM (2009), sur l'état de l'environnement et du développement en Méditerranée.

La Méditerranée est l'un des 25 hauts lieux de la biodiversité planétaire. Alors qu'elle ne représente que 0,8 % de la surface des océans mondiaux et 0,3 % de leurs volumes, elle abrite de 7 à 8 % en moyenne des espèces marines actuellement connues. Cette forte diversité biologique est à mettre en relation avec les caractéristiques géomorphologiques particulières du bassin, son histoire géologique, et sa position d'interface entre les biomes tempérés et tropicaux, qui lui permet d'accueillir à la fois des espèces à affinités froides et chaudes, capables de supporter sa saisonnalité marquée. Plus de la moitié des espèces marines méditerranéennes sont originaires de l'océan Atlantique, 4 % sont des espèces « reliques » qui témoignent de périodes très anciennes où la Méditerranée était soumise à un climat tropical, et 17 % sont issues de la Mer Rouge. Dans cette dernière catégorie, on trouve à la fois des espèces très anciennes, qui datent de la période où la Mer Rouge et la Méditerranée ne constituaient qu'une seule entité, et des espèces entrées récemment en Méditerranée, suite au creusement du Canal de Suez par exemple, et qui sont considérées comme des espèces introduites. C'est également l'histoire de la Méditerranée qui est à l'origine de la forte proportion d'espèces endémiques³⁰ que l'on y rencontre (plus de 25 % des espèces recensées). Cette exceptionnelle richesse floristique et faunistique est assez inégalement répartie en fonction de la distance à la côte, de la longitude ou de la profondeur. On note par exemple une plus grande diversité dans le bassin occidental et ce, quel que soit le groupe

30 Qui n'existent qu'en Méditerranée.

taxonomique pris en considération. De même, au niveau bathymétrique, près de 90 % des espèces végétales benthiques connues et plus de 75 % des espèces de poissons se rencontrent dans les petits fonds (de 0 à 50 m) alors que ces derniers ne représentent que 5 % des fonds de la Méditerranée. Les zones littorales (entre 0 et 100 m) abritent des écosystèmes importants dont les principaux sont les herbiers à magnoliophytes et les concrétions coralligènes :

- Les magnoliophytes sont des plantes à fleurs terrestres qui sont retournées au milieu marin, il y a environ 120 à 100 Millions d'années. On en dénombre une soixantaine d'espèces dans le monde dont cinq en Méditerranée (*Cymodocea nodosa*, *Halophila stipulacea*, *Posidonia oceanica*, *Zostera marina* et *Zostera noltii*) qui forment de vastes prairies sous-marines (encore appelées herbiers), entre zéro et 50 m de profondeur en mer ouverte et dans les lagunes littorales saumâtres et salées. Parmi ces espèces, la posidonie (*Posidonia oceanica*), espèce endémique de Méditerranée, joue un rôle clé souvent comparé à celui de la forêt. Les herbiers de posidonies constituent le premier écosystème de Méditerranée en termes de biodiversité, puisqu'ils abritent un quart des espèces marines recensées en Méditerranée, pour une surface évaluée à près de 1,5 % des fonds. Lieu de frayère et de nurserie pour de nombreuses espèces commerciales et à l'origine d'une forte production primaire, ils constituent l'un des habitats sensibles de Méditerranée pour le maintien d'une pêche artisanale durable. Facteur important de l'oxygénation de l'eau, ils piègent et fixent les sédiments (à la manière des oyats sur les dunes). En protégeant les plages de l'érosion (par réduction de l'hydrodynamisme et rétention des sédiments dans la matre) et en favorisant la transparence de l'eau, ils sont le garant d'un tourisme balnéaire et constituent un outil efficace de suivi de la qualité des eaux côtières. Enfin leurs racines, en se développant dans le substrat, forment avec les rhizomes la matre qui piège sur des temps longs du carbone, et contribue ainsi à l'absorption par la mer du CO₂ anthropique.
- Le coralligène est l'équivalent en Méditerranée des formations coralliennes intertropicales, bien qu'il n'en possède pas le caractère spectaculaire ni la structure. Les concrétions coralligènes sont édifiées par l'accumulation d'algues calcaires (corallinales principalement des genres *Mesophyllum* et *Pseudolithophyllum*), qui se développent dans des conditions de faible luminosité. Ces concrétions, communes à l'ensemble du bassin, à l'exception des côtes d'Israël et du Liban, se rencontrent principalement entre 40 et 120 m de profondeur, mais également plus près de la surface dans les grottes, sur les parois verticales et dans les milieux à faible éclaircissement. Elles abritent une très grande diversité d'invertébrés fixés (bryozoaires, gorgonaires, spongiaires) et constituent le deuxième écosystème de Méditerranée en termes de biodiversité avec plus de 1 700 espèces également caractérisée par un fort taux d'endémisme. Les espèces associées au coralligènes sont constituées de près de 75 % d'invertébrés, de 19 % d'algues macrophytes et d'une centaine d'espèces de poissons³¹. Un grand nombre des espèces présentes offrent un intérêt commercial, faisant l'objet d'une exploitation traditionnelle très ancienne (par exemple, éponges, corail rouge). Ces concrétions abritent également de nombreux petits requins.

Les écosystèmes profonds méditerranéens ne font l'objet d'études systématiques que depuis récemment (WWF/IUCN, 2004). Quoique relativement pauvres comparées à celles de l'océan Atlantique du fait de la paléocéologie particulière et du caractère oligotrophique marqué de la mer Méditerranée, les communautés biologiques profondes méditerranéennes présentent un caractère endémique marqué et des points remarquables de biodiversité comme les canyons, les coraux profonds, les montagnes sous marines (*seamounts*) ou les lacs de saumures profonds, qui abritent une faune unique et encore très peu connue. Ces écosystèmes particuliers sont extrêmement

31 S. Grimes (Com. pers. 2010).

fragiles, sensibles aux macro-déchets et aux polluants chimiques et font l'objet de procédures pour les protéger, en particulier de certains modes de pêche.

En dehors des habitats cités, les connaissances disponibles sont extrêmement fragmentaires et très variables d'un secteur à l'autre du bassin méditerranéen. Même si l'on se limite aux herbiers de posidonies, qui ont bénéficié depuis deux décennies de nombreux programmes d'études spécifiques, force est de constater que malgré une répartition théorique connue et une surface estimée à 35 000 km², le linéaire côtier inventorié s'avère très limité pour certains pays riverains de Méditerranée.

4.1.2. Classification des écosystèmes utilisée pour l'étude

Afin de faire progresser leur connaissance et de mieux les protéger, les écosystèmes marins méditerranéens ont fait l'objet de classifications. Ainsi le Centre d'Activités Régionales Aires Spécialement Protégées (CAR/ASP) a élaboré une liste de référence qui identifie 27 grands types d'habitats benthiques, pour aider les pays méditerranéens dans leur inventaire des sites naturels d'intérêt pour la conservation.

Cette liste s'inspire en partie de celle établie par EUNIS, le Système Européen d'information sur la nature. Ce système hiérarchisé sur quatre niveaux comprend notamment au plus haut les écosystèmes marins (A) et côtiers (B). Au niveau inférieur, les écosystèmes marins comprennent 8 sous classes, 7 étant applicables à la Méditerranée, dont les catégories sont fonction de la profondeur (littoral, infra, circalittoral, fonds profonds et colonne d'eau) et de la nature du substrat (meuble ou rocheux). Certains écosystèmes marins spécifiquement méditerranéens sont aux niveaux 3 et 4, ce qui donnerait au total une vingtaine de classes.

Il a été considéré que les lacunes en matière de connaissances ne permettaient pas de descendre à ce niveau de détail. Après étude bibliographique et avis scientifiques, un compromis a été établi entre d'une part les connaissances disponibles et d'autre part, les catégories d'écosystème les plus caractéristiques de la biodiversité méditerranéenne et les plus sujets aux relations avec les activités anthropiques, qui a conduit la classification suivante, avec une première estimation de surface à l'échelle de la mer Méditerranée :

Du trait de côte à l'isobathe des 100m :

- Herbiers de posidonies : 35 000 km²
- Coralligène : 108 500 km²
- Fonds rocheux à algues photophiles : 108 500 km²
- Fonds à substrats meubles : 217 000 km²

Au-delà de l'isobathe des 100m :

- Mer du large, incluant à la fois les écosystèmes pélagiques et benthiques, pour le reliquat de la surface du bassin, soit environ 2 066 000 km².

La surface des herbiers retenue a fait l'objet d'estimations rapportées dans la littérature scientifique (Pasqualini *et al.*, 1998). Faute de mieux, la répartition surfacique entre les trois écosystèmes suivants du circalittoral a été établie dans le cadre de cette étude après avis scientifiques. Elle est fondée sur une proportion de la surface mesurée sur la carte bathymétrique (GEBCO) comprise entre les isobathes 0 et 100m, surface des herbiers déduite : coralligène (25%), fonds rocheux à algues photophiles (25%) et fonds à substrats meubles (50%).

Les écosystèmes estuariens et lagunaires n'ont pas été spécifiquement identifiés dans cette étude exploratoire et sont donc compris dans les fonds à substrats meubles.

Les écosystèmes côtiers sont définis comme étant des écosystèmes terrestres sous l'influence directe de la mer, embruns compris, caractérisés en particulier par une végétation halophile. Dans EUNIS, ils font l'objet de trois sous classes. Dans le cadre de cette étude, les écosystèmes côtiers sont considérés comme étant adjacents aux écosystèmes marins pour les services issus de la fonction dite culturelle, qui bénéficient aux activités en zone côtière. Ils n'ont pas fait l'objet d'une caractérisation poussée.

4.2. Les bénéfiques considérés

Les bénéfiques pris en compte dans l'étude renvoient à deux options majeures :

- dépendre de la fourniture de services écologiques,
- être soutenables par référence à l'état et au fonctionnement des écosystèmes marins.

Pour la première option, il est à considérer que les écosystèmes sont constitués d'éléments biotiques et abiotiques (eau, sédiment, composés chimiques actifs, nutriments, plantes, animaux...). Les processus interactifs (physiques, chimiques ou biologiques) entre ces composants et entre écosystèmes leur permettent de réaliser des fonctions. Ces fonctions à leur tour déterminent la capacité des écosystèmes à produire des services écologiques, qui eux-mêmes peuvent contribuer à fournir des bénéfiques aux utilisateurs humains. De nombreux auteurs, sans qu'il y ait consensus, considèrent que la notion de services écologiques doit être réservée aux cas où des éléments biotiques interviennent au moins pour partie dans les processus générateurs de ces services (Haynes-Young, 2010). L'appellation de structure naturelle est proposée pour les ensembles composés d'éléments purement abiotiques, comme les eaux marines, les vents, les substrats rocheux, les minéraux... Par contraste avec les structures naturelles, les écosystèmes sont caractérisés par leur résilience écologique, leur capacité à retrouver un fonctionnement et un développement après avoir subi une perturbation importante, qu'elle soit d'origine humaine ou naturelle. Cette notion est particulièrement utile pour décrire les relations entre l'état de l'environnement et l'utilisation des ressources par l'homme (Walker, 1995) Cette étude visant à éclairer les politiques de gestion des écosystèmes, on s'intéressera donc aux services écologiques issus d'écosystèmes pour lesquels l'homme a montré en pratique sa capacité d'intervention sur leur résilience, que ce soit de façon négative par des perturbations ou de façon positive par des actions de protection, voire de restauration.

Cette position conduit à exclure de l'étude les bénéfiques issus d'usages s'appuyant sur des structures naturelles comme c'est le cas pour la production d'énergie éolienne marine, le transport maritime ou l'exploitation minière (granulats, désalinisation...) ³².

Un cas limite de service écologique a été abordé dans le cadre de cette étude. Ce service écologique participe à la fonction de régulation du climat local assurée par la mer et bénéficie à l'activité agricole en Méditerranée et aux écosystèmes terrestres permettant alors un panel d'activités ; il s'agit des précipitations reçues sur le bassin versant, dues à l'évaporation marine. Le processus du cycle de l'eau est abiotique, cependant la fraction utile de ces précipitations génère un véritable service écologique par l'intermédiaire des écosystèmes terrestres situés sur les bassins versants qui captent cette eau céleste. De plus cette eau rechargée en nutriments terrigènes retourne à la mer et alimente des processus écologiques biotiques et abiotiques complexes. Bien que ce processus écologique soit principalement abiotique ce service a été évalué dans une phase

³² Ces activités, s'appuyant sur des structures naturelles peuvent entraîner des dégradations sur les écosystèmes proches. Dans le cadre d'une étude sur les coûts de la dégradation des écosystèmes, il faudrait alors prendre en compte ces activités.

préliminaire de l'étude avant que sa contradiction avec le cadre de l'étude n'apparaisse clairement. En conséquence, il a été choisi de retirer cette évaluation du corps de l'étude et des résultats, tout en la conservant en annexe (annexe 6), au titre d'une illustration d'une méthode particulière de valorisation par les prix fantômes.

Concernant les usages de ressources renouvelables ou les usages impliquant des externalités négatives sur les écosystèmes marins, des coefficients de soutenabilité applicables aux revenus liés à ces usages ont été recherchés. En l'état actuel des connaissances et compte tenu du caractère exploratoire de l'étude, il n'a pas été possible d'estimer ces coefficients pour chacun des usages.

L'évaluation des bénéfices rendus par les écosystèmes suppose que les bénéficiaires soient identifiés. Cette étude s'appuie sur les données disponibles pour les bénéficiaires directs des services écologiques, généralement situés sur la zone côtière des pays riverains de la Méditerranée. La séquestration du CO₂ anthropique constitue la seule exception puisque l'ensemble de la population mondiale bénéficie de ce service écologique. Rappelons ici que l'étude est centrée sur la valeur économique des bénéfices et non sur les bénéficiaires. Les liens de dépendance des individus vis-à-vis des bénéfices provenant des écosystèmes ne sont donc pas abordés dans le cadre de cette étude.

Compte tenu de la disponibilité des données, cinq types de bénéfices ont pu être évalués. Ils renvoient à cinq services écologiques génériques³³ : production de ressources alimentaires, fourniture d'aménités, fourniture de support aux activités récréatives, régulation du climat, atténuation des risques naturels et traitement des rejets. Les bénéfices correspondants ont été évalués sur la base soit de rentes de ressources captées par des activités économiques du secteur privé, soit de valeurs (valeur tutélaire, coût de substitution, coût d'opportunité sociale par exemple) lorsque les bénéfices sont collectifs.

Le tableau suivant (tableau 1) permet d'illustrer les services écologiques et activités considérés dans l'étude suivant les contributions ou bénéfices estimés.

Tableau 1 : Filiation des bénéfices évalués

Catégories de services écologiques	Services écologiques	Bénéfices évalués
Services de production	Production de ressources alimentaires	Rente de ressource liée à la production de ressources alimentaires d'origine marine
Service culturelle	Aménités et support aux activités récréatives	Rente de ressource liée la fourniture d'aménités et de supports récréatifs
Services de régulation	Régulation du climat	Valeur de la séquestration du CO ₂ anthropique
	Atténuation des risques naturels	Valeur de la protection contre l'érosion du littoral
	Traitement des rejets	Valeur du traitement des rejets

33 Dans le cadre d'une étude prenant en compte les changements intervenant dans la fourniture des services écologiques, d'autres services et types de bénéfices auraient pu être évalués, tel que la stabilité ou l'assurance d'un certain niveau de fourniture pour chacun des services, permettant aux acteurs d'anticiper l'évolution de leur environnement et de procéder à des investissements, de renoncer à certains usages pour limiter des pertes futures, etc.

4.3. Identification de la valeur économique des bénéfices issus des écosystèmes marins

La nature des services rendus par les écosystèmes marins induit des difficultés spécifiques quant à l'évaluation économique des bénéfices qui en résultent. Les flux physiques en provenance de ces écosystèmes ont fait l'objet de nombreux travaux mais ils ne sont pas nécessairement identifiés en termes quantitatifs et leur conversion en unités monétaires pose généralement des problèmes complexes.

Absence d'appropriation du capital naturel

Même si l'appréhension théorique de la valeur des bénéfices liés aux services rendus par les écosystèmes marins ne pose pas de problème majeur, l'évaluation monétaire des flux correspondant à ces bénéfices se heurte à des difficultés. Elles tiennent au fait que la notion même de droits de propriété sur le capital naturel a peu d'applications concrètes sur le milieu marin et même côtier, à la différence d'un assez grand nombre d'écosystèmes terrestres, notamment les terres agricoles et les forêts. Les droits d'usage des actifs naturels ou des services rendus font rarement l'objet d'échange sur les marchés ; seuls certains produits récoltés dans le cadre d'activités humaines de production ont une valeur marchande. Pour la plupart des services identifiés, il n'existe pas de coût (au sens de droit payant) d'accès aux ressources ; et lorsque ce coût existe, il n'est pas directement observable³⁴. De ce point de vue, la distinction entre capital naturel non marchand et capital naturel marchand, opérée notamment dans les travaux analysant les conditions de la soutenabilité (annexe 7)³⁵ est d'un intérêt limité pour l'étude.

L'appropriation du capital naturel étant soit impossible, soit inenvisageable dans le cadre institutionnel actuel, la valeur implicite du stock de capital naturel révélée par les choix collectifs est nulle. Il n'est pas nécessaire d'estimer la productivité marginale pour en déduire que les bénéfices ont alors une valeur théorique nulle.

Il est cependant utile de distinguer les services pour lesquels l'appropriation est matériellement impossible et d'autres services qui ne sont pas soumis dans la pratique à des droits d'accès mais pour lesquels la mise en place de tels droits est techniquement possible. C'est notamment le cas de la pêche où, dans les eaux territoriales et les Zones Economiques Exclusives (ZEE), des mécanismes de marché pour l'accès à la ressource sont envisageables, par exemple avec des mises aux enchères³⁶.

34 Une des rares exceptions est la conchyliculture où les prix de revente des droits d'utilisation des zones auxquelles les exploitations sont installées sont assimilables à des droits d'accès à la ressource (Montgruel et al., 2008).

35 Le terme de capital naturel non-marchand est ici utilisé pour désigner la partie des ressources renouvelables qui correspondent aux services environnementaux de fourniture d'aménités, de régulation et de support de la biosphère. Le terme de capital naturel marchand est utilisé quant à lui pour désigner les autres ressources renouvelables ainsi que les ressources non renouvelables utilisées.

36 Les implications de la sous-évaluation des ressources environnementales en termes d'orientation du progrès technique sont étudiées par Dasgupta (1996). Le coût de la substitution des ressources naturelles par du capital physique produit peut être élevé et les substituts abordables peuvent s'avérer prohibitifs lorsque l'on utilise des prix fantômes au lieu de prix de marché. L'épuisement de certains types de capital naturel et la substitution par du capital physique produit peut donc s'avérer socialement coûteuse. L'instauration de mécanismes de marché permet alors de diminuer ces coûts sociaux.

La distinction entre actifs appropriables et actifs non appropriables recoupe pour l'essentiel celle opérée dans la section 2-2 entre :

- ceux qui pour être effectivement utiles à l'homme nécessitent la mise en place d'une fonction de production associant au capital naturel des facteurs de productions humains ou produits par l'homme, le travail, le capital humain et le capital physique produit (c'est par exemple le cas pour la pêche) ;
- les services fournis par les écosystèmes qui sont utiles à l'homme en l'absence de toute intervention non écologique (par exemple la séquestration carbone)³⁷.

Comme on l'a vu dans la section I.2.2, cette distinction recoupe celle entre les bénéfices dont la valeur est identifiable comme une rente de ressource rémunérant le capital naturel et les bénéfices dont la valeur doit être estimée dans une approche par la production. Il sera envisagé successivement les modalités d'évaluation économique de ces deux types de bénéfices dans le cas des écosystèmes marins en examinant également la soutenabilité de ces bénéfices.

Bénéfices soutenables des écosystèmes marins estimés équivalents à la valeur de rente de ressource

Le concept de rente de ressource, désignant ici la rémunération qui devrait être versée en échange des services rendus par le capital naturel dans une situation où plusieurs facteurs de production sont impliqués, apparaît utilisable pour évaluer les bénéfices provenant des écosystèmes marins dans le secteur de la pêche (rente halieutique). Ce concept est également applicable à des bénéfices reçus par d'autres activités utilisatrices de capital naturel comme l'hôtellerie, l'immobilier et le tourisme.

La mesure concrète de la rente de ressource est possible à deux conditions :

- Identifier le seuil d'utilisation des ressources en deçà duquel la rente peut être considéré comme soutenable ;
- Identifier la part de la valeur ajoutée qui correspond à la rente de ressource, celle-ci pouvant être dans la pratique captée par des agents qui ne sont pas les représentants des actifs environnementaux, ce qui signifie que la rente est utilisée en réalité pour rémunérer du travail et du capital physique produit (dans le monde tel qu'il est, par opposition au cadre théorique, les facteurs ne sont pas nécessairement rémunérés à leur productivité marginale).

L'évaluation des bénéfices soutenables, en prenant en compte la dépréciation des actifs environnementaux dans une perspective de soutenabilité forte, exclue la part des bénéfices qui correspond à une consommation de capital naturel. Cette approche est clairement applicable dans le cas de la pêche où la surpêche correspond à une activité non soutenable qui induit une consommation de capital naturel. Pour certains actifs abiotiques, le taux de dépréciation peut être considéré comme nul. C'est par exemple le cas des aménités de type esthétique et climatique qui contribuent à accroître la valeur ajoutée dans l'hôtellerie en zone littorale, en comparaison d'établissements situés à l'intérieur des terres mais par ailleurs comparables³⁸.

³⁷ Cependant on peut constater que les aménités qui dans le domaine marin relèvent de services provenant d'actifs environnementaux non appropriables, n'induisent dans certains cas des bénéfices pour l'homme susceptibles de donner lieu à une évaluation économique que lorsque le capital naturel est combiné à des facteurs de production humains ou produits par l'homme. C'est le cas lorsque les aménités liées aux qualités esthétiques et climatiques de l'espace littoral sont combinées avec des actifs naturels terrestres, avec du capital produit correspondant à des constructions résidentielles et des facteurs travail et avec capital humain pour produire des services dans le secteur de l'immobilier.

³⁸ Cependant les services provenant de ces actifs sont parfois associés à une consommation de capital naturel terrestre ; il peut s'agir notamment de zones humides non lagunaires proches du littoral qui sont connues pour avoir

L'identification de la part de la valeur ajoutée correspondant à la rente de ressource peut, comme on l'a vu dans la section I.2.2, reposer sur la mesure de la rente différentielle. Cela correspond à l'approche adoptée dans le SEEA qui précise que la rente halieutique peut s'avérer nulle lorsqu'il ne reste rien de la valeur ajoutée une fois les autres facteurs rémunérés, ou même négative dans une situation où il existe des subventions.

Il n'apparaît pas satisfaisant de considérer que la rente de ressource est nulle. A l'évidence la productivité des actifs environnementaux n'est pas nulle ; les pêcheurs continuent à effectuer des captures. Si l'on considère que le capital naturel est rémunéré à sa productivité marginale, ou à un niveau proche de celle-ci, une valeur nulle de la rente de ressource impliquerait que la valeur du capital naturel soit nulle.

S'agissant des écosystèmes marins, le SEEA dans sa version 2003, n'envisage pas l'évaluation de la rente de ressource pour d'autres bénéfices que ceux liés à la pêche. Or, il existe une rente de ressource dans les secteurs du tourisme et de l'immobilier en zone littorale, en particulier en Méditerranée. Un calcul basé sur l'estimation de la rente ricardienne aboutirait là aussi à une valeur nulle. L'usage de méthodes indirectes d'estimation de la part de la rente dans la valeur ajoutée de ces secteurs doit donc être envisagé.

Bénéfice des écosystèmes marins estimés dans une approche par la production

Lorsque le bénéfice provenant des écosystèmes est obtenu en utilisant uniquement des services fournis par le capital naturel, l'étude privilégie une approche par la production. S'agissant des actifs environnementaux marins, ce type de bénéfice correspond aux services de régulation du climat et autres services liés aux fonctions de régulations. Le bénéfice est alors estimé comme le produit des flux physiques par des valeurs unitaires. Il n'existe pas de consommations intermédiaires car un seul facteur de production est impliqué. De ce fait, comme vu en section I.2.2, on peut également considérer qu'il s'agit d'une approche par les dépenses.

L'estimation monétaire des flux de bénéfices doit donc reposer sur des informations concernant les flux physiques et sur des données ou estimations en matière de prix unitaires. Une première méthode, envisageable pour certains services, consiste à estimer les prix à partir de coûts de substitution (remplacement, évitement, protection), ce qui correspond à la méthode retenue dans le SEEA lorsque les services écologiques donnent lieu à des usages non marchands ou collectifs. Dans certains cas, il n'existe pas de coût de substitution.

Le choix retenu dans cette étude est de ne pas utiliser de prix issus d'enquêtes visant à établir des valeurs en fonction de préférences déclarées et d'éviter autant que possible les prix révélés par des méthodes indirectes. Par conséquent, la valeur unitaire de référence retenue correspond, dans la plupart des cas, à des prix obtenus par des méthodes directes d'évaluation des préférences révélées : prix de marché et à défaut coûts substitution (ou de remplacement). Pour certains services, des estimations de coût d'opportunité sociale également désigné comme prix fantômes sont utilisées

Une autre méthode doit être envisagée pour d'autres services écologiques rendus par du capital naturel pour lesquels les coûts de substitutions existent, lorsqu'on ne dispose pas a priori de flux physiques de ces services. L'absence d'information à propos des quantités tient soit au fait de la

une grande valeur et fournir des services remarquables, ces zones étant détruites par leur conversion en terrains immobiliers. Le champ de cette étude est limité aux écosystèmes marins, il n'est pas proposé d'évaluation de l'impact sur les écosystèmes terrestres.

méconnaissance des flux en volume³⁹ soit au fait que l'appréciation de ces services dépend de normes sociales, c'est à dire de niveaux en volume déterminés par des choix collectifs.

Dans ce dernier cas, ces services sont donc assimilables à des biens tutélaires (*merit goods*) pour lesquels le niveau socialement désirable ne correspond pas nécessairement au niveau d'optimisation individuelle⁴⁰. Les bénéfices doivent être estimés en fonction des pratiques généralisées ou statuées par des instances publiques ou ayant autorité. Les flux physiques des services sont déterminés par les caractéristiques des écosystèmes mais le niveau acceptable d'utilisation de ces services est fixé en fonction de choix collectifs au niveau local, national ou supranational.

Pour certains bénéfices, notamment le traitement de rejets, ce sont à la fois les prix et les quantités qui sont fixés par les instances tutélaires car les coûts de remplacement dépendent eux-mêmes des volumes et ne sont pas connus avec précision. Il s'agit alors de valeurs tutélaires. Cela correspond à l'approche inspirée de Ciriacy-Wantrup (1952) et reprise par Baumol and Oates (1971) et Bishop (1978), qui recommandent de déterminer, indépendamment de toute optimisation économique, des normes environnementales de sauvegarde⁴¹. Ces dernières correspondent à des seuils critiques d'utilisation du capital naturel que les agents s'efforcent de ne pas dépasser et cela au moindre coût économique en utilisant la technologie disponible⁴².

La deuxième partie de ce rapport expose la méthode d'estimation utilisée pour chaque bénéfice évalué.

³⁹ Dans ce cas, il faut recourir à des estimations, ce fut notamment le cas lors du calcul des bénéfices liés à la protection des zones côtières contre l'érosion.

⁴⁰ On observe une situation comparable dans d'autres domaines, par exemple lorsque les dépenses d'éducation des ménages risquent d'être inférieures à ce qui pourrait être considéré comme socialement souhaitable, justifiant ainsi un financement public dans certains cas.

⁴¹ Cette approche est également adoptée par les auteurs du manuel d'évaluation de la biodiversité (OCDE 2002).

⁴² Les techniques de comptabilité nationale verte développée de certains pays, notamment les Pays Bas, reposent sur la combinaison de rentes et de normes, avec une relation entre Produit Intérieur Net (PIN) noté Y et le PIN ajusté pour la consommation de capital naturel (noté Y*) correspondant à l'égalité suivante (Hueting, 1991) :

$Y^* = Y - R_r - C_{nr} - C_{na}$ (où R_r est la rente de rareté agrégée des ressources non renouvelables ; C_{nr} le coût d'atteinte des normes des ressources renouvelables, qui correspond à leur taux de renouvellement ; C_{na} le coût d'atteinte des normes pour les émissions de déchets, qui correspond à la capacité d'assimilation de l'environnement).

II. Evaluation des différents types de bénéfices provenant des écosystèmes marins méditerranéens

Ce chapitre présente les différents types de bénéfices considérés et décrit les méthodes d'évaluation économique utilisées.

1. Les bénéfices liés à la production de ressources alimentaires

Les ressources naturelles fournies par les écosystèmes marins se prêtent à différentes activités extractives à des fins alimentaires, ornementales ou industrielles. La pêche et l'aquaculture (conchyliculture et pisciculture) représentent les plus importantes activités extractives de ressources marines en Méditerranée, loin devant la récolte de sel, de corail rouge ou de granulat. On peut considérer que l'aquaculture s'appuie principalement sur le support qu'offre la mer plutôt que sur la production de ressource alimentaire proprement dite. Elle est néanmoins prise en compte dans la présente étude pour les raisons suivantes :

- La pisciculture en mer et en zones lagunaires peut difficilement se passer de l'utilisation, pour l'alimentation des espèces faisant l'objet d'un élevage, des ressources alimentaires produites par des écosystèmes marins⁴³ ;
- La conchyliculture repose sur le support physique mais aussi sur l'utilisation des ressources alimentaires locales, puisque l'élevage ne nécessite aucun apport d'aliment aux espèces destinées à la récolte. La production est par ailleurs très sensible aux variations de la qualité du milieu et de la quantité de ressources alimentaires disponibles localement ;
- L'information statistique nécessaire (notamment la valeur ajoutée et la population active) n'est généralement disponible que sous une forme agrégée pour la pêche et l'aquaculture.

43 Dans certains cas, ces ressources proviennent directement de la pêche dans des écosystèmes locaux ou géographiquement très proches, sans transformation par l'industrie manufacturière (par exemple, en Croatie, anchois et sardines utilisés pour l'engraissement de thons) ; dans la plupart des élevages, les aliments sont issus de la transformation de produits de la pêche provenant d'écosystème plus exotiques (captures d'espèces presque exclusivement utilisées par l'industrie pour la production d'aliments pour poissons d'élevage ou sous produit de la transformation d'autres espèces dont la production est destinée à l'alimentation humaine)

1.1. Méthode d'estimation et résultats

La contribution des écosystèmes marins à la pêche et à l'aquaculture induit un revenu capté par différents agents économiques comme rente de ressource. Celle-ci représente une part de ce qui est identifié comme une rente halieutique. En outre, seule une partie de la rente de ressource peut être considérée comme soutenable.

1.1.1. Le caractère composite de la rente halieutique

La rente halieutique présente certaines analogies avec la rente foncière dans l'agriculture ou l'exploitation forestière, mais il est indispensable de prendre en compte au préalable les implications de l'absence de droit d'accès pour l'exploitation de ces ressources⁴⁴ et la structure des marchés des produits issus de la pêche. L'analyse proposée par Mongruel (2000), à partir de Clark and Munro (1980) prend en compte à la fois les risques de non soutenabilité de l'activité, du fait de la surpêche, et l'existence, en aval de la pêche, d'activités de transformation qui captent une partie de la rente de ressource. Les zones de pêche étant dans la plupart des cas accessibles sans restriction à un grand nombre d'exploitants dont l'objectif principal est de maximiser leur revenu individuel net, l'absence de coopération induit une tendance à la surpêche. L'une des premières analyses de ce phénomène est celle de Gordon (1954) qui constitue une préfiguration de *la tragédie des communs* par Hardin (1968)⁴⁵.

La filière des produits de la pêche se compose typiquement d'un secteur de la production primaire extrêmement concurrentiel confronté à un secteur commercial (et manufacturier) qui dispose généralement d'un pouvoir d'oligopsonie face aux pêcheurs, avec en outre un pouvoir d'oligopole sur le marché des produits finis⁴⁶. Il en résulte la formation d'une rente halieutique composite regroupant trois types d'éléments⁴⁷ :

- *rentes différentielles de productivité* : il est cependant difficile de distinguer la part imputable à la productivité de la ressource de celle imputable à la productivité des facteurs de production autres que la ressource ;
- *rente de ressource proprement dite* : tous les facteurs de production, y compris les ressources naturelles, génèrent un revenu égal au surplus du producteur marginal ;
- *rente de monopole (ou d'oligopole)* : elle résulte de la concentration de la demande de produits de la pêche et de l'offre des produits finis.

Un mécanisme de la tragédie des communs se déroule entre les différentes catégories d'acteurs

44 Par opposition à la situation qui existe dans l'agriculture ou l'exploitation forestière où il est plus facile à une entreprise d'adopter des choix stratégiques et des techniques visant à préserver la ressource.

45 Les efforts entrepris pour limiter les effets de la surpêche ont conduit à l'élaboration du Maximum Sustainable Yield (MSY). Pour des raisons qui tiennent à la dynamique des écosystèmes, le MSY ne constitue pas un indicateur satisfaisant de soutenabilité (Bell & Morse 2008, 57). Il est donc nécessaire d'utiliser un critère de soutenabilité distinct du MSY.

46 Il s'agit d'une simplification ; le secteur du commerce de gros est généralement distinct du secteur manufacturier et du secteur de commerce de détail. Chacun de ces trois secteurs dispose d'un pouvoir d'oligopsonie et d'oligopole. Cela ne remet pas en cause l'existence d'une rente composite et de ce qui suit. Dans le cas de la pêche artisanale, le pêcheur (ou un membre de sa famille appartenant au même ménage) commercialise souvent lui-même le produit dans le cadre de circuits courts ; cela ne remet pas en cause l'existence d'une filière puisqu'il est possible, en principe, de distinguer le revenu provenant de la pêche de celui liés à l'activité commerciale.

47 Mongruel (2000, 95-96).

d'une même filière avec pour origine une répartition inéquitable de la rente composite. Il en résulte un avantage temporaire pour une catégorie d'agents (ou une partie de ceux-ci) qui préfèrent adopter une stratégie à court terme de maximisation de l'avantage temporaire plutôt qu'une stratégie à long terme de maximisation de la composante de la rente qui lui revient. La répartition de la rente halieutique composite entre les pêcheurs et le secteur en aval est en effet imprévisible, notamment du fait des incertitudes concernant le volume des captures, même dans une situation de gestion soutenable de la ressource.

1.1.2. Estimation de la rente de ressource dans la pêche et l'aquaculture

L'identification des composantes de la rente halieutique n'apporte pas cependant de réponse concernant la mesure de celles-ci. L'objectif est d'estimer en termes monétaires la rente de ressource dont la valeur correspond aux contributions des écosystèmes marins à destination du secteur des pêches. La version 2003 du manuel du SEEA propose pour la pêche une méthode de calcul d'une rente différentielle de type ricardien basée sur les données de la comptabilité nationale qui aboutit généralement à une valeur nulle. En effet, la valeur ajoutée est entièrement utilisée pour rémunérer les services des facteurs travail et capital (annexe 8). Le SEEA précise que la rente peut même se révéler négative lorsque des subventions perturbent les mécanismes de marché (UNEP/ETB, 2007). Cette approche fondée sur le concept de rente résiduelle n'est pas satisfaisante car elle résulte uniquement de la non valorisation du capital naturel.

Pour estimer la valeur de la contribution des écosystèmes marins au secteur de la pêche, il faudrait dans l'idéal disposer d'information concernant les caractéristiques des fonctions de production dans le secteur de la pêche afin d'estimer les quantités de facteurs utilisés, leurs prix unitaires (fantôme dans le cas du capital naturel), la courbe de productivité marginale des facteurs dans des entreprises représentatives (à supposer que ce concept soit pertinent ; en matière de productivité, l'hétérogénéité des agents semble forte), ainsi que des informations concernant la structure du marché.

Comme première approximation, la valeur ajoutée (VA) brute dans l'activité de pêche proprement dite de chaque pays est utilisée. Cela induit, d'une part, une surévaluation, puisqu'on ne déduit pas la part de la VA qui correspond à la rémunération du travail et du capital ; mais cela implique, d'autre part, une sous-estimation, puisqu'une partie probablement non négligeable de la rente de ressource est en fait captée dans le secteur en aval. La majeure partie des captures réalisées par des pêcheurs méditerranéens étant destinée à la consommation et non à la transformation par l'industrie manufacturière, le secteur aval le plus important est celui du commerce mais il est mal connu, car les circuits relativement courts, sans passage par les criées, sont fréquents en Méditerranée.

La rente de ressource dans l'aquaculture (pisciculture et conchyliculture) est considérée comme nulle par le SEEA. On sait cependant que la production conchylicole est sensible à la qualité de l'eau. En outre, la pisciculture utilise l'environnement comme support physique pour l'élevage et les aliments provenant de la pêche. L'aquaculture repose donc, comme le secteur de la pêche, sur l'existence d'une rente de ressource⁴⁸. Les modalités de commercialisation des produits de l'aquaculture ne différant pas fondamentalement de celles des produits de la pêche (importance des circuits relativement courts, part relativement faible de la production destinée à la transformation par le secteur manufacturier), la méthode d'approximation de la rente utilisé dans cette étude est la même que pour la pêche.

48 Plusieurs kg de poissons sauvages sont nécessaires pour produire un kg d'élevage.

1.1.3. Identification de la part soutenable de la rente

La non soutenabilité d'une partie de la pêche est mentionnée dans le manuel SEEA mais n'est pas prise en compte dans le calcul de la rente de ressource proposé dans la version 2003 du manuel. Sur le plan écologique, la surpêche est un problème aujourd'hui identifié et reconnu pour de nombreuses espèces. L'Agence Européenne de l'Environnement (EEA, 2009) estime que 45% des stocks halieutiques européens auraient dépassé le seuil de sécurité biologique⁴⁹, du fait d'une surexploitation. Cette surpêche, qui affecte la qualité des écosystèmes et leur résilience, est associée à une rente non soutenable qu'il faut distinguer de la rente soutenable de la pêche. Cette rente non soutenable doit être considérée comme une consommation de capital naturel et non comme un bénéfice.

Les activités liées à la pêche représentent un secteur économique relativement important en Méditerranée. Le CIHEAM estime le nombre de pêcheurs à environ 300 000 personnes, sans compter les nombreux emplois à temps partiel. Ainsi la Méditerranée rassemble plus de la moitié des pêcheurs de l'Union Européenne. Ce résultat est paradoxal quand on considère que la mer Méditerranée a un caractère général oligotrophique marqué. La production primaire la plus élevée est observée près des zones d'apports nutritifs (rivières du bassin nord occidental et mer Noire) et aussi dans la mer d'Alboran qui bénéficie d'upwellings formés par les eaux atlantiques entrant en Méditerranée. La pêche est également influencée par la surface du plateau continental, qui ne représente qu'une bordure étroite sauf au nord de la mer Adriatique, dans le Golfe de Gabès, au nord de la mer Egée, au sud de la Sicile et dans le Golfe du Lion.

Les pays européens comme l'Italie, l'Espagne, la France et la Grèce possèdent des flottes importantes bien qu'en diminution, avec des capacités de pêche élevée ; les pays du Maghreb (Maroc, Algérie et Tunisie), la Libye, l'Égypte, la Croatie et la Turquie ont des flottes d'une taille considérable mais d'une capacité de pêche individuelle moins élevée ; les autres pays ne possédant qu'une zone littorale réduite et de petites flottilles.

Il faut noter que des pêcheurs de pays non riverains, comme le Portugal mais également la Corée et le Japon, ce dernier pays non riverain étant membre de la Commission Générale des Pêches pour la Méditerranée (CGPM), opèrent également en Méditerranée. Bien que les volumes de captures enregistrés – notamment s'agissant du Japon – apparaissent faibles au regard du volume global prélevé, les espèces recherchées relèvent essentiellement du groupe des thonidés, dont certaines espèces comme le thon rouge sont considérées comme surexploitées. S'agissant plus spécifiquement du Japon, si sa pêche directe est déclarée faible, son rôle comme acheteur de référence du thon rouge, investisseur et fournisseur d'équipements est significatif.

Comparée à d'autres grands secteurs mondiaux, la pêche méditerranéenne présente une stabilité relative en masse, avec des débarquements qui ont culminé dans les années 1995 pour se stabiliser autour du million de tonnes et une tendance récente à la décroissance.

Les principales espèces pêchées sont : la sardine (*Sardina pilchardus*) et l'anchois (*Engraulis encrasicolus*) pour les petits pélagiques, le merlu (*Merluccius merluccius*), le rouget de roche (*Mullus spp.*), le merlan bleu (*Micromesistius poutassou*), la baudroie (*Lophius spp.*), le pageot (*Pagellus spp.*), le poulpe (*Octopus spp.*), l'encornet (*Loligo spp.*) et la crevette rouge (*Aristeus antennatus*) pour les démersaux et, en ce qui concerne les grands pélagiques, ce sont le thon rouge (*Thunnus thynnus*) et l'espadon (*Xiphias gladius*) ainsi que d'autres espèces d'intérêt local dans des sites spécifiques.

S'il existe, au large, des espèces fortement migratoires comme le thon, la plupart des pêches ont lieu en zone côtières et sont donc caractérisées par de nombreux bateaux de petite taille,

49 Les stocks d'espèces pélagiques (hareng, mérrou...) sont toutefois en meilleur état que les stocks d'espèce démersales (cabillaud, sole...) (EEA, 2009).

pratiquant une pêche multi spécifique, avec de nombreux points de débarquement. Cette complexité de la pêche méditerranéenne et l'absence de ZEE ne facilitent ni l'évaluation des stocks et des prises ni les contrôles, et la pêche illégale, non déclarée et non réglementée⁵⁰ y est considérée comme importante.

La Méditerranée n'est pour l'instant pas concernée par un système international de TAC (Totaux Admissibles de Prises) à l'exception notable du thon rouge. La CGPM fait des recommandations concernant les pêcheries en Méditerranée avec la Commission internationale pour la conservation des thonidés de l'Atlantique (CICTA).

Au Nord, il est manifeste que les flottes surpêchent les ressources. Partout, les populations de poissons démersaux sont surpêchées : les zones peu profondes (à l'intérieur des 3 miles ou à des profondeurs de moins de 50 m) sont souvent illégalement chalutées et des filets de maille illégale (sous taille) sont utilisés (UNEP/RAC/SPA 2003). Sous la pression d'un marché à l'exportation très porteur, le thon rouge fait l'objet d'une surpêche massive en contradiction avec les recommandations de la CICTA. Une part importante des prises sert à alimenter les fermes de grossissement dont la capacité excède maintenant les quotas alloués. Sea Around Us a montré que pour l'année 2005, 55% des stocks identifiés étaient surexploités et 20% effondrés, le pourcentage passant à respectivement 20% et 2% pour les prises. La FAO dans son rapport de 2004 et la CGPM dans son rapport annuel offrent un panorama plus détaillé de l'état des stocks et des prises, à partir d'études ponctuelles.

Cependant les données disponibles pour l'évaluation de la rente n'autorisent qu'une approche pour l'ensemble des pêcheries en Méditerranée. Sous cette contrainte, il est proposé de retenir la l'estimation proposée par Sea Around Us 2007 (Pauly, 2007), de 20% en valeur des prises mondiales déclarées en 2005 non soutenables. Le thon rouge fait l'objet d'une surexploitation encore plus forte, qui peut être évaluée à 50% des prises déclarées. Pour tenir compte du fait que l'aquaculture peut être considérée comme soutenable à 100% (en faisant abstraction de la raréfaction de la ressource utilisée pour alimenter les poissons d'élevage), le coefficient hypothétique de soutenabilité des captures de 80% est retenu pour l'ensemble de l'activité pêche et aquaculture, ce qui rapproche la situation méditerranéenne de la situation mondiale. Par manque d'information pour les différentes zones, ce coefficient est appliqué de manière homogène à tous les pays.

1.1.4. Disponibilité des données, extrapolations et résultats

Les données en volume concernant les captures et la production de l'aquaculture sont disponibles pour la plupart des pays mais les autres informations sont plus lacunaires. Il est donc nécessaire d'extrapoler à partir des données disponibles pour estimer les valeurs manquantes pour certains pays en supposant que les prix des producteurs et les caractéristiques techniques des exploitations sont comparables dans l'ensemble de l'espace méditerranéen. En outre, un ajustement est nécessaire pour exclure l'activité dans les eaux non méditerranéennes, en particulier pour les pays qui, comme l'Égypte, l'Espagne, la France, Israël, le Maroc et la Turquie, disposent d'une façade maritime non méditerranéenne.

La valeur ajoutée (VA) brute dans le secteur de la pêche (incluant l'aquaculture) est généralement disponible dans les comptes nationaux des pays méditerranéens (données harmonisées présentées dans la base des Nations Unies UN Data⁵¹) pour 2005, qui est l'année de référence (ou pour des

50 A propos de la pêche illégale, non déclarée et non réglementée (*illegal, unreported and unregulated fishing*) voir notamment (OECD 2004; Agnew 2009).

51 http://data.un.org/Data.aspx?d=SNA&f=group_code%3a203%3bsub_item_code%3a15

années proches). Les VA sont reportées dans UN Data en monnaie nationales et en dollars US. Ces chiffres ont été convertis en euro constant en utilisant les cours moyens annuels monnaie nationale/dollar et dollar/euro implicites dans les chiffres de revenu national reportés dans UN Data. En principe, le bénéfice devrait être évalué taxes incluses (rente allant à l'Etat) et net des subventions à la pêche (en particulier modernisation de la flotte). Dans l'état actuel de l'étude, l'ajustement tenant compte des subventions n'est pas entrepris par manque de données au niveau national.

Les volumes de pêches par pays et par zone de pêche en Méditerranée sont disponibles pour l'année de référence (2005) dans les bases de données FAO et CGPM. Outre les captures en volume au niveau national, il est donc possible de calculer pour les différents pays les prises réalisées en Méditerranée et d'estimer la part de la VA correspondant aux captures en Méditerranée à partir du ratio captures en Méditerranée (CGPM) sur captures totales (FAO). Les données CGPM concernant les captures de la Serbie sont utilisées comme approximation des captures par le Monténégro.

Pour certains pays, comme l'Algérie, l'Egypte, Israël, le Liban, Monaco, le Monténégro, les Territoires Palestiniens et la Syrie, on ne dispose pas, dans la base de données UN Data, d'information concernant la VA du secteur pêche et aquaculture (secteur A_03 dans la classification internationale des activités économiques ISIC⁵²) mais uniquement pour le total des secteurs A (A représentant les activités agricoles et forestières). Une extrapolation destinée à estimer les VA du secteur A_03 a été réalisée à partir des captures totales en tonnes (données FAO) en supposant le même ratio VA (en euros)/captures qu'en Tunisie dans le cas de l'Algérie et l'Egypte, qu'en Italie dans le cas de Monaco, qu'à Chypre pour Israël, les Territoires Palestiniens et le Liban, qu'en la Croatie pour le Monténégro et qu'en Turquie dans le cas de la Syrie.

Après application à la VA du secteur de la pêche d'un coefficient de soutenabilité de 0,8 on obtient un total pour l'ensemble de la Méditerranée de près de 3 milliards d'euro. Les données par pays sont présentées dans l'annexe 11.

1.2. Discussion des résultats et perspective de révision de l'évaluation

1.2.1. Incertitudes concernant les captures et la part non-soutenable de la rente

Différentes informations suggèrent une sous-estimation des captures mesurées par la FAO. Pour les espèces dont des quotas de pêche sont établis et contrôlés, les captures ont tendance à être globalement sous estimées⁵³. Cette sous estimation des prélèvements sur les stocks halieutiques est renforcée par l'existence de pratiques de pêche non ou peu contrôlées : la pêche récréative et sportive et les prélèvements de subsistance, pratiques courantes sur tous les rivages.

Les difficultés d'évaluation de la part non-soutenable de la rente tiennent notamment à la diversité des conditions locales :

52 International Standard Industrial Classification of all Economic Activities

53 Par exemple, les prélèvements d'oursins sont estimés à 175t pour tout le bassin méditerranéen nord occidental en 2004 (FishStat), alors qu'à la fin des années 80, Le Direac'h (1987) estimait que 350t d'oursins étaient prélevée par an sur la seule côte méditerranéenne française. En France, 1 kg d'oursin (équivalent à environ une douzaine) est vendu environ 6€ ; soit pour l'année 2004 sur les chiffre FAO, un chiffre d'affaire d'environ 1 050 000€.

- La soutenabilité varie selon les zones et espèces, avec des interactions mal connues entre espèces et des incertitudes concernant la perte de résilience et les risques d'*hysteresis*.⁵⁴
- Il existe en outre une tendance à la sous estimation des prises dans certaines zones ou espèces (prises illégales ou non contrôlées)⁵⁵.
- La part des prises rejetées en mer est très variable car elle dépend des réglementations en vigueur et des techniques utilisées. On peut estimer que la part des rejets est relativement faible dans la pêche artisanale.
- Les transferts de revenus (subventions) semblent particulièrement importants dans les pays de l'UE et peuvent y induire un maintien de l'activité alors même que la rente est faible ou négative.

Les captures non soutenables correspondent à ce qui est décrit dans le SEEA comme une consommation de capital naturel⁵⁶. Il serait souhaitable d'examiner l'évolution de la rente de ressource et de la consommation de capital naturel afin d'estimer, pour les principales espèces capturées, un coefficient de soutenabilité correspondant au ratio annuel des captures soutenables sur les captures totales pour une période relativement longue couvrant par exemple les deux dernières décennies.

1.2.2. Incertitudes concernant la valeur ajoutée (VA) et la part de la rente dans la VA, perspectives d'améliorations

Pour les pays non renseignés dans la base de données UN Data, la méthode adoptée repose sur une extrapolation de la VA à partir des captures. Une méthode alternative est envisageable, en effet on dispose de chiffres de population active et de salaires dans le secteur de la pêche pour certains pays méditerranéens dans les données collectées par le Bureau International du Travail (ILO-Laborstat). Pour les autres pays méditerranéens, il serait donc possible d'extrapoler la VA à partir de la population active, en supposant le même ratio VA/actif que dans un pays pour lequel l'ensemble des données est disponible et qui peut être considéré comme comparable en termes de salaires dans le secteur et donc en principe de technologie employée dans le secteur de la pêche.

La valeur de la production tend à être sous-estimée par la FAO, en particulier les captures issues de la pêche artisanale (ou aux petits métiers). Ce type de pêche étant très répandu en Méditerranée, il pourrait en résulter une sous estimation globale des captures dans cette zone. Dans la pêche artisanale, le salaire est souvent ajustable en fonction des résultats.

Il serait souhaitable d'estimer les rémunérations en nature (godaille), les captures distribuées sous cette forme risquant en effet de ne pas figurer dans les flux commerciaux mesurés par la comptabilité nationale. Les niveaux de soutenabilité ayant été déterminés en fonction d'estimation des seuils de surpêche, une ré-estimation à la hausse des captures n'affecterait pas le montant de la rente mais devrait conduire à une réduction de sa part en pourcentage de la VA.

54 Les implications de telles dynamiques pour l'analyse de la valeur des services sont soulignées par Walker & Pearson (2007).

55 Agnew et al. (2009) proposent des estimations pour les zones océaniques uniquement mais leur méthodologie semble transposable à la Méditerranée. Quelques informations concernant la Méditerranée sont également disponibles dans OECD (2004).

56 Les captures rejetées en mer ainsi doivent être prises en compte pour estimer la consommation de capital naturel pour rendre compte de la dégradation et la dépréciation effective des stocks halieutiques, puisqu'une partie de ces captures rejetées ne sont plus viables. Ces données n'étant pas disponible il faudrait alors procéder à une estimation de ces captures rejetées non viables à partir des captures débarquées.

Une autre source de sous-évaluation de la VA semble résider dans les difficultés d'identification de revenus correspondant au revenu mixte des patrons pêcheurs, en particulier dans le cas de la pêche artisanale (voir par exemple Tzanatos *et al.* (2006) dans le cas de la Grèce). Une sous estimation des revenus est probable compte tenu de la sous estimation du volume des prises du fait de la pêche illégale, de captures non déclarées, en particulier la pêche locale et pour l'autoconsommation (les règles de la comptabilité nationales prévoient que l'autoconsommation doit être prise en compte lorsqu'il s'agit de produits alimentaires mais il est à l'évidence difficile de les appliquer).

En fonction de la disponibilité des données, il serait envisageable pour certains pays de recalculer la VA et d'évaluer la sensibilité des résultats à la prise en compte des subventions. Des données par pays méditerranéen concernant les subventions figurent dans Sumaila *et al.* (2006). La consommation de capital fixe est disponible dans les comptes nationaux de certains pays méditerranéens. Le stock de capital physique produit n'est pas directement disponible mais peut être estimé pour certains pays à partir du nombre des différents types de navires des flottilles de pêches immatriculés dans les ports méditerranéens ; on peut éventuellement estimer la consommation de capital fixe à partir du stock. Après ajustement de la production pour tenir compte de la probable sous-évaluation des volumes, on pourrait alors recalculer la VA et vérifier si la rente ricardienne implicite est nulle.

2. Les bénéfices liés à la fourniture d'aménités et de supports récréatifs

Les écosystèmes marins et côtiers fournissent des services écologiques sous la forme d'aménité et de supports récréatifs favorisant la localisation sur le littoral ou en mer des différentes activités économiques. Les écosystèmes marins fournissent des aménités liées au paysage, au climat méditerranéen (y compris l'effet de brise marine), à la clarté de l'eau⁵⁷ qui exercent un fort pouvoir attractif. Ces aménités sont propices au développement sur le littoral d'activités d'hôtellerie à l'attention des non-résidents (au sens de population ne résidant pas dans la région proche) et de services de restauration pour les résidents et non-résidents. Ces aménités expliquent en outre la localisation à proximité de la côte d'une partie du capital physique produit accumulé dans le secteur de l'immobilier (à la fois pour les résidents et les non-résidents). Les supports récréatifs permettent quant à eux le fonctionnement d'activités de loisir spécifiques comme la plongée, les activités nautiques et balnéaires ou le Whale Watching⁵⁸.

Pour ces secteurs économiques, le différentiel de valeur ajoutée lié à la présence des écosystèmes marins et côtiers est assimilable à une rente de ressource qui correspond aux bénéfices rendus par ces écosystèmes captés par différents agents économiques. La méthode adoptée ici vise à estimer cette rente liée aux services écologiques en se basant sur les revenus dans trois secteurs d'activité en interface directe avec les aménités et supports récréatifs offerts : l'hôtellerie et la restauration, l'immobilier et les activités récréatives liées au tourisme. Pour chacun des trois secteurs, l'évaluation porte uniquement sur l'activité localisée en zone côtière méditerranéenne⁵⁹. L'agrégation des rentes estimées pour ces trois secteurs permet d'obtenir une évaluation des bénéfices provenant d'aménités et de supports récréatifs.

Pour chaque secteur d'activité économique, l'estimation de la valeur de la rente de ressource devrait idéalement reposer sur les données de valeur ajoutée (VA) reportées dans la comptabilité nationale et une estimation de la part de la VA qui correspond à la rente. Cependant compte tenu de la classification internationale des activités économiques (ISIC) et de la hiérarchisation des catégories d'activités, l'approche par la valeur ajoutée présente dans les comptabilités nationales des pays riverains de la Méditerranée n'a pas pu être adoptée pour l'ensemble des évaluations relatives au service de fourniture d'aménité et de support récréatif. Cette approche a été appliquée dans le cas de l'hôtellerie et la restauration, d'une part, et l'immobilier, d'autre part. Le manque d'informations concernant la valeur ajoutée dans les différentes activités récréatives a contraint à adopter une méthode d'estimation indirecte, exposée plus loin.

57 Cette propriété n'est pas biologiquement révélatrice du bon état écologique des écosystèmes, cependant la clarté de l'eau est souvent citée comme un élément fort d'appréciation en particulier lors d'activités balnéaires. C'est donc à ce titre que la clarté de l'eau est ici intégrée au service écologique de fourniture d'aménités.

58 Par un effet indirect, les flux de passants créent des opportunités pour d'autres activités commerciales (artisanat, habillement, transport), le reste de l'économie bénéficiant également du dynamisme local généré par l'attractivité du littoral (alimentation, immobilier, énergie, administration, infrastructures, etc.). Ces effets indirects ne sont pas pris en compte dans le cadre de cette étude.

59 Définie pour les pays de l'Union Européenne comme l'ensemble de régions Eurostat de la nomenclature des unités territoriales pour la statistique Eurostat de niveau 3 (NUTS 3) comprenant typiquement de 150 000 à 800 000 habitants, ou leur équivalent dans les autres pays méditerranéens.

2.1. Bénéfices dans l'hôtellerie, la restauration et l'immobilier

L'hôtellerie et la restauration, d'une part, l'immobilier, d'autre part, présentent l'avantage de correspondre à deux secteurs économiques identifiés comme tels dans les comptes nationaux en application de normes internationales.

2.1.1. Méthode d'estimation et résultats

Les aménités fournies par les écosystèmes marins et côtiers contribuent au bien-être des résidents et des non-résidents. La valeur économique de ces aménités est souvent évaluée à partir de la demande en utilisant des infirmations concernant le consentement à payer, les coûts de transports ou les prix hédoniques. Dans cette étude, l'option d'une approche en termes de revenus avec des prix révélés par des méthodes directes, a été choisie, en privilégiant les prix de marché. Cela conduit à estimer la valeur de la contribution des écosystèmes comme une fraction de la valeur ajoutée (VA) réalisée dans l'hôtellerie, la restauration, et l'immobilier.

Pour la part de l'activité dans l'hôtellerie et la restauration localisée sur le littoral, l'attractivité des établissements dépend de manière critique de la présence des écosystèmes marins et côtiers⁶⁰. On peut donc considérer qu'une partie de la valeur ajoutée réalisée dans ce secteur correspond à une rente de ressource captée par les entrepreneurs (et éventuellement, en partie, par les salariés s'il existe une prime de rémunération significative dans les établissements sur le littoral)⁶¹.

De manière similaire, la valeur des loyers (et loyers fictifs calculés dans la comptabilité nationale) payés par les résidents et les non résidents pour des logements occupés de manière permanente ou saisonnière est influencée par la proximité du littoral. Pour des caractéristiques techniques données, un bien immobilier situé à proximité du littoral aura une valeur supérieure pour des raisons liées à la facilité d'accès quotidien ou régulier au littoral, l'effet de modération climatique (brise de mer) et des facteurs esthétiques (paysage)⁶². Ces facteurs écologiques sont désignés sous le service écologique de fourniture d'aménités. On peut s'efforcer d'estimer la part du loyer (ou du loyer fictif) qui correspond à une captation de rente de ressource par le propriétaire d'un bien.

Distinction entre rente foncière urbaine et rente de ressource

Les modalités de formation et de répartition de la rente liée aux aménités diffèrent de celle observées pour la rente des ressources du secteur primaire. Dans l'hôtellerie, la restauration et l'immobilier en zone littorale, la rente de ressource présente une similitude avec la rente foncière urbaine provenant d'actifs immobiliers : la localisation géographique de l'actif est l'élément déterminant de la rente.⁶³ Dans certaines sections du littoral, en particulier sur les îles

60 Une étude en Israël a montré qu'à prestations identiques, les chambres d'hôtels situés à moins de 2 km du littoral étaient louées en moyenne 39% plus cher que dans les hôtels plus éloignés de la mer (Gabbay, 2000).

61 On peut également considérer que les établissements situés sur le littoral peuvent attirer les travailleurs les plus productifs sans nécessairement verser un salaire plus élevé du fait d'arrangements informel permettant à ces salariés de recevoir un revenu complémentaire important sous forme de pourboires bien plus élevés que dans des établissements comparables situés à une certaine distance du littoral ; une partie de ces pourboires peut être assimilée à une partie de la rente de ressource.

62 Une étude menée en France dans le Finistère a montré qu'un bien immobilier aux caractéristiques matérielles équivalentes avait une valeur supérieure de 78% s'il offrait également une « belle vue mer » (Muriel et al, 2006, quoted in Marandya et al, 2007).

63 « La rente agricole est un rendement purement concurrentiel : la rente urbaine est un rendement purement monopolistique. La première peut exister, et existe, en concurrence pure. La seconde est entièrement du aux éléments de monopole de la concurrence monopolistique. » Chamberlin (1933 : 285).

méditerranéennes, la densité démographique et l'empreinte sur le milieu par les activités humaines restent faibles alors que d'autres sections sont fortement urbanisées et/ou artificialisées. Il importe donc de distinguer la rente purement littorale de la rente urbaine dans les sections de la zone littorale fortement urbanisées. Dans le cas de la rente urbaine, les services d'hôtellerie, de restauration et d'immobilier bénéficient d'externalités positives issues d'activités géographiquement proches dans d'autres secteurs. L'hypothèse retenue est que, pour les hôtels, restaurants et biens immobiliers situés dans des centres urbains, la rente de ressource liée aux aménités fournies par les écosystèmes marins et côtiers est faible alors que les écosystèmes contribuent fortement à la VA dans les zones faiblement urbanisées/artificialisées.

La définition de la zone côtière adoptée est celle d'une bande dans laquelle la présence des plantes halophiles est observée. Cette limite étant difficile à représenter concrètement, l'approximation concerne une bande de 100 mètres qui correspond dans certains pays méditerranéens à une zone en principe *non aedificandi*. Cela signifie que les établissements commerciaux et les immeubles résidentiels ne sont pas, sauf exception, situés sur la zone côtière considérée⁶⁴. La rente de ressources n'inclut donc pas la rente foncière urbaine ; par conséquent, les services rendus par les écosystèmes marins et côtiers peuvent être considérés comme soutenables si l'on estime que l'impact de l'activité sur ces écosystèmes ne dépend moins de la densité (qui n'affecte que les écosystèmes terrestre) que des techniques mises en œuvre pour limiter les rejets en deçà du seuil critique et plus généralement d'éviter de perturber les écosystèmes côtiers et marins. Ces hypothèses posées, il n'est donc pas nécessaire d'appliquer un coefficient de soutenabilité pour isoler la part de la VA potentiellement correspondante à la rente.

Estimation de la part de la part de la rente de ressource dans la valeur ajoutée

L'effet littoral est estimé par régression multiple afin d'identifier la part de la rente de ressource littorale dans la VA et de valider l'hypothèse d'une relation négative entre l'activité dans l'hôtellerie (VA en niveau) et la part de la rente dans la VA (ce qui impliquerait que la rente foncière urbaine est bien exclue). La variable dépendante retenue est le nombre d'établissements par NUTS 3 (données Eurostat de 2005) pour quatre pays méditerranéens de l'Union Européenne, Espagne, France, Grèce et Italie, les seuls pour lesquels les données NUTS 3 sont disponibles. Elle est utilisée comme approximation pour la valeur ajoutée dans le secteur hôtellerie (en supposant une faible variance régionale de la variable valeur ajoutée par établissement). Une présentation détaillée est proposée en annexe 9.

La longueur du trait de côte est utilisée comme variable explicative permettant de mesurer la sensibilité du nombre d'établissement à l'effet littoral ; ainsi, pour les quatre pays pris en compte, les données relatives aux NUTS 3 pour lesquels la longueur du trait de côte est nulle (pas de façade méditerranéenne) sont exclues de l'estimation. Il reste donc 126 observations (126 NUTS 3), 16 en Espagne, 9 en France, 40 en Grèce, 61 en Italie. Les variables disponibles dans la base de données Eurostat au même niveau NUTS 3 et qui peuvent être considérées comme explicatives de l'activité dans l'hôtellerie et donc du nombre d'établissements sont la population résidente (pop), la superficie du NUTS (km²), le revenu par habitant en standard de pouvoir d'achat (gdp_pps) et le salaire moyen dans le secteur hôtellerie-restauration (wht). La population et la superficie sont combinées en une mesure de la densité démographique (pop_km2) ; on attend une influence positive de la densité sur le nombre d'établissements (plus de densité, plus d'activité hors tourisme nécessitant des services hôteliers). De même pour le revenu par habitant

64 L'espace urbain situé dans la zone des 100 mètres est laissé de côté en considérant qu'il s'agit d'un héritage d'une époque révolue et que, par ailleurs, l'impact sur les écosystèmes marins est relativement faible. Les activités économiques sur la bande des 100 mètres qui impliquent des constructions temporaires démontables (« paillotes » et établissements de plagistes) n'ont, en principe, qu'un faible impact sur les écosystèmes.

(effet de richesse et indication de l'importance de services supérieurs fort consommateurs de services hôteliers). On attend par contre une influence négative du salaire (les établissements seront localisés dans les régions de même caractéristique mais où les coûts salariaux sont moins élevés).

Les résultats obtenus par calcul (méthode de l'estimateur des moindres carrés ordinaires en forme log-log) sont satisfaisants, avec un coefficient de corrélation ajusté relativement élevé (0,48). Le coefficient pour la variable longueur de trait de côte est positif et significatif. Les autres résultats sont également significatifs et du signe attendu. Une relation négative entre part de la rente de ressource et faible urbanisation est également observée. Les résultats de cette régression multiple sont utilisés pour calculer un effet moyen (non pondéré par la population ou le nombre d'établissements) à l'échelle des 126 NUTS 3. Cet effet littoral est de 5% en moyenne, ce qui implique que la présence de 5% des établissements hôteliers est expliquée par la présence du littoral (annexe 9 pour une présentation plus détaillée). Ce pourcentage est utilisé comme part de la contribution des écosystèmes marins et côtiers dans la valeur ajoutée dans le secteur hôtellerie pour l'ensemble des pays méditerranéens. Il convient de préciser qu'une part de l'activité dans l'hôtellerie, la restauration et l'immobilier (et même le tourisme, abordé ci-après) dans les régions littorales peut s'appuyer également sur la fourniture de services écologiques par des écosystèmes terrestres. Il est considéré ici que l'utilisation de la longueur du trait de côte permet d'identifier le seul effet lié aux écosystèmes marins et non la totalité de la rente de ressource captée par ces activités.

Une estimation pour la restauration et l'immobilier étant impossible dans l'état actuel des données, l'hypothèse que la part des services liés aux aménités dans la valeur ajoutée de ces deux secteurs est également de 5% est posée.

Données disponibles, extrapolations des données manquantes, ajustements et résultats

Les données pour l'année 2005 de valeur ajoutée brute par pays dans le secteur hôtellerie et restauration (secteur I dans la classification ISIC) sont obtenues à partir de la base UN Data et converties en euros. L'information n'est pas disponible pour l'Algérie, le Monténégro, Monaco, les Territoires Palestiniens et la Syrie. Pour l'Algérie, les données 2003 sont utilisées à titre d'approximation. S'agissant du Monténégro et de la Syrie, les valeurs sont extrapolées à partir de la population active (données ILO Laborstat) en supposant le même ratio VA sur population active du secteur I qu'en Croatie dans le cas du Monténégro, que la Turquie dans le cas de la Syrie. Pour Monaco et les Territoires Palestiniens, la VA est estimée en supposant que la VA du secteur représentait le même pourcentage du revenu intérieur net qu'en Grèce (7,4%) et qu'en Egypte (3,1%), respectivement.

Un ajustement est nécessaire pour estimer la VA dans les régions littorales méditerranéennes. Pour l'Espagne, la France, la Grèce et l'Italie, cela est réalisé en utilisant la part des établissements hôteliers dans les NUTS 3 situés sur le littoral méditerranéen en pourcentage du total (données Eurostat). Pour les autres pays, on utilise des coefficients d'ajustement correspondant à la part de la population dans les NUTS 3 côtiers méditerranéens en pourcentage de la population totale (calcul réalisé à partir des données figurant dans Attané *et al.*, 2001). Un coefficient 0,05 (5% de la VA ; résultat obtenu par régression multiples pour 4 pays) est ensuite appliqué à la VA de chaque pays pour estimer la part de la rente de ressource dans l'hôtellerie et la restauration liée aux écosystèmes marins et côtiers. Le total obtenu pour la Méditerranée est de 4 milliards d'euros en 2005. Les données par pays sont disponibles en annexe 11.

Les bénéfiques liés aux aménités et captés comme rente de ressource dans l'immobilier sont estimés en utilisant les données UN Data portant sur les dépenses de logement des ménages en 2005⁶⁵ (loyers et loyers fictifs) ce qui correspond à la catégorie 2-3 dans la classification ISIC (présenté dans le tableau 3-2 dans UN Data). Les données en monnaies nationales sont converties en euro. Aucune information n'est disponible dans la base UN Data pour l'Albanie, l'Algérie, la Bosnie, l'Égypte, le Liban, la Libye, Monaco, le Monténégro, le Maroc, les Territoires Palestiniens, la Syrie et la Tunisie. Les VA sont extrapolées pour l'Albanie, l'Israël, le Maroc, Monaco, le Montenegro, les Territoires Palestiniens et la Tunisie, en supposant le même ratio VA/revenu national (en euro) qu'en Bosnie-Herzégovine, Grèce, Algérie, Italie, Croatie, Égypte et Libye respectivement. Pour le Liban et la Syrie, l'extrapolation est réalisée en supposant le même ratio VA/revenu national qu'en Turquie. Les dépenses sont ensuite estimées pour les régions littorales en utilisant pour l'Espagne, la France, la Grèce et l'Italie la part de la population dans les NUTS 3 situés sur le littoral méditerranéens en pourcentage de la population totale (données Eurostat) ; pour les autres pays, le coefficient rendant compte de la part de la population dans les NUTS 3 côtiers méditerranéens en pourcentage de la population totale (calculé à partir de données reportées dans Attané *et al.*, 2001). Le total obtenu pour la Méditerranée est de 11 milliards d'euros en 2005. Les données par pays sont présentées dans l'annexe 11.

2.1.2. Discussion des résultats et perspective de révision de l'évaluation

Il semble que le concept de rente de ressource n'ait pas été utilisé jusqu'à présent pour développer une analyse économique de la contribution des aménités liées aux écosystèmes marins et côtiers à l'activité dans l'hôtellerie, la restauration et l'immobilier en zone littorale. Par conséquent, les chiffres présentés constituent une première estimation de la valeur des services rendus par les écosystèmes à ces secteurs économiques à l'échelle nationale ou régionale en utilisant les données de la comptabilité nationale. L'étude montre que leur importance est loin d'être négligeable en termes monétaires.

Le montant obtenu pour chacun des deux secteurs est supérieur à la valeur estimée pour rente de ressource dans la pêche qui a pourtant été estimée comme équivalente à 80% de la VA alors que l'on ne retient que 5% pour les deux secteurs étudiés dans cette section. On peut noter que les services fournis par les écosystèmes marins et côtiers induisent des rentes de ressources qui sont principalement versées aux détenteurs d'actifs terrestres si l'on considère que la zone côtière telle qu'elle a été définie (bande des 100 mètres) ne peut pas servir de support à des établissements situés hors zones urbaines (la contribution des écosystèmes apparaissant faible en zone urbaine en termes de pourcentage de la valeur ajoutée⁶⁶). La relation avec les écosystèmes terrestres ne se limite pas à cela. Les activités hôtellerie, restauration et immobilier peuvent n'avoir qu'un impact limité sur le fonctionnement des écosystèmes côtiers et marins mais leur développement induit nécessairement une consommation importante de capital naturel terrestre dans la zone en retrait des espaces définis comme côtiers.

Concernant plus spécifiquement l'immobilier, l'estimation repose sur les dépenses de logement des ménages qui incluent les sommes payées par ceux-ci en échange de la fourniture de services par les réseaux d'électricité, de gaz et d'eau. La valeur estimée a donc une tendance à la surévaluation qui est cependant compensée par le fait que les dépenses de loyer et loyers fictifs

65 http://data.un.org/Data.aspx?d=SNA&f=group_code%3a203%3bsub_item_code%3a15

66 Dans ce cas d'établissements situés en zone urbaine on observe principalement une rente urbaine liée aux externalités positives des activités localisées dans l'espace urbain proche.

des agents autres que les ménages ne sont pas prises en compte. Or, les aménités ont également une valeur dans le cas d'immeubles occupés par des entreprises et des administrations.

Le fait que les dépenses de logement des ménages ne soient pas reportées pour un assez grand nombre de pays dans la base UN Data contraint à des extrapolations. Une estimation alternative a été entreprise en utilisant la valeur ajoutée brute dans l'immobilier (secteur L dans la classification ISIC). Elle inclut de ce fait la VA des activités de services non financiers aux entreprises (notamment de location, leasing et recherche développement qui représente des valeurs élevées notamment dans les pays développés). Il faut noter que cette estimation s'appuie sur la base de données UN Data, dans laquelle l'information n'est pas disponible pour l'Albanie, Israël, le Liban, la Libye, Monaco, le Monténégro, les Territoires Palestiniens, le Maroc, la Syrie et la Tunisie. Pour ces pays les chiffres de VA ont été extrapolés en supposant le même ratio, VA dans le secteur sur population totale, que dans un pays *a priori* comparable (la Bosnie dans le cas de l'Albanie, l'Italie dans le cas de Monaco, la Serbie dans le cas du Monténégro, l'Algérie dans le cas du Maroc, l'Égypte dans le cas des Territoires Palestiniens). La valeur de la rente de ressource est de 16 391 millions d'euros pour l'ensemble des régions littorales méditerranéennes, ce qui est 46% plus élevé que celle calculée à partir des informations disponibles pour les dépenses de loyers des ménages. Cet écart pourrait tenir à l'inclusion dans le secteur K d'activités ayant une importante relative élevée dans les pays de l'UE qui représentent une part considérable de l'activité économique de la région méditerranéenne.

On dispose dans la base UN Data d'informations concernant la VA dans l'immobilier (secteur L) pour trois pays, l'Algérie, la Lybie et l'Égypte, pour lesquels les dépenses des ménages ne figurent pas dans la même base de données. Le calcul du ratio VA dans le secteur immobilier sur PIB donne des résultats très faibles pour l'Algérie et l'Égypte (1.3% et 3.0% respectivement) qui suggèrent que cet indicateur ne rend pas compte de manière satisfaisante des dépenses des ménages, probablement du fait d'une limitation aux loyers perçus par les sociétés commerciales (les loyers fictifs et du secteur informel étant plus difficiles à mesurer). Le ratio est par contre de 7.8 % pour la Lybie ; cela pourrait indiquer que la méthode de calcul a été différente et a inclus les loyers fictifs. Dans l'ensemble, les valeurs résultant de l'estimation de la rente à partir des dépenses de logement des ménages ne semble pas contredite par les résultats obtenus à partir des données portant sur la VA dans le secteur L. La première approche est retenue ici afin d'éviter les risques de surévaluation.

En matière de perspectives de révision, il apparaît souhaitable d'estimer la part de la rente de ressource dans la VA réalisée dans l'immobilier à partir de données portant effectivement sur ce secteur plutôt que d'utiliser comme approximation la part estimée pour l'hôtellerie et la restauration. Une piste envisageable serait d'utiliser les données Eurostat des enquêtes Urban Audit réalisées dans plusieurs centaines d'agglomérations de l'Union Européenne (certaines se trouvant sur ou à proximité du littoral méditerranéen). Elles incluent, pour certains pays, des prix moyens de biens immobiliers (en euros par mètre carré) et des valeurs moyennes de loyer des appartements et des maisons (également en euros par mètre carré). La principale difficulté est de disposer des mêmes variables de contrôle pour tous les pays (les données Urban Audit étant fortement lacunaires), ou d'approximation à partir des données NUTS 2 ou NUTS 3 de la région où se situe chacune des agglomérations.

2.2. Bénéfices dans les activités récréatives

Les écosystèmes marins et côtiers fournissent des aménités et des supports aux activités récréatives. Il n'existe pas d'information sur la valeur ajoutée dégagée dans chacune de ces activités (plongée, plaisance, ...). A titre d'approximation on utilise les informations concernant les dépenses des touristes internationaux⁶⁷ dans les zones littorales. En effet, les dépenses touristiques regroupent à la fois les dépenses de transport (hors déplacement transfrontalier), de logement, d'alimentation, de loisir et d'agrément, secteurs dont l'activité est en partie liée à l'attractivité que constituent les aménités liées à la mer et les supports récréatifs fournis.

Selon les statistiques de l'Organisation Mondiale du Tourisme, le bassin méditerranéen est l'une des principales destinations touristiques, recevant 30% des flux de touristes internationaux et de leurs dépenses en 2005 (OMT, 2009 et 2008) et la première destination pour les touristes d'origine européenne⁶⁸. L'intensité touristique est inégalement répartie entre les pays mais l'attrait du littoral semble être une caractéristique commune du tourisme en Méditerranée. Au niveau régional plus de la moitié des touristes effectuent leur séjour en zones côtières (54% en moyenne sur la région ; Plan Bleu, 2005). Il est alors intéressant d'interroger l'effet de la présence des écosystèmes marins sur le dynamisme des activités touristiques sur le littoral méditerranéen, c'est-à-dire d'évaluer la contribution des écosystèmes qui permet au secteur touristique d'offrir une prestation attractive.

2.2.1. Méthode d'estimation et résultats

Afin de favoriser la cohérence de l'étude, l'évaluation de ces bénéfices doit être basée sur la valeur ajoutée dégagée par les activités touristiques, tout comme c'est le cas pour la pêche ou l'hôtellerie. Cependant tous les pays méditerranéens n'ont pas encore développé de compte satellite du tourisme au sein de leur comptabilité nationale. Pour cette raison, et considérant que le secteur touristique est principalement constitué d'activités de services, l'hypothèse que pour chacun des pays méditerranéens la valeur ajoutée représente 50% des dépenses touristiques répertoriées par l'OMT est posée (ce qui correspond à un niveau médian de la part de la VA dans le secteur hôtellerie et restauration des pays riverains de la Méditerranée : 40% pour l'Italie, 60% pour les pays du sud de la Méditerranée).

Sur cette base de calcul, la première étape de l'évaluation de la rente de ressource provenant des écosystèmes marins qui est captée dans le tourisme requiert l'identification de la part des activités touristiques situées en zone littorale. Pour mesurer cette part, l'estimation de la valeur ajoutée du tourisme (basée sur les données OMT) est croisée avec l'estimation de la part du tourisme côtier relative à chaque pays riverains de la Méditerranée à l'échelle des NUTS 3 (Plan Bleu, 2005) (tableau 2).

67 Le tourisme considéré ici doit être entendu au sens de l'Organisation Mondiale du Tourisme (OMT) pour laquelle les touristes sont des personnes arrivant en territoire étranger pour y passer au moins une nuit. Il faut noter que les données de l'OMT reprennent l'information fournie par les autorités nationales qui, dans la plupart des pays, définissent les touristes internationaux comme des non résidents. Certains pays, notamment l'Algérie, le Maroc et la Tunisie définissent cependant les touristes internationaux non sur la base de la résidence habituelle mais de la nationalité. Il en résulte donc une sous évaluation puisque les dépenses des touristes nationaux qui résident habituellement hors du territoire national (par exemple dans l'Union Européenne) ne sont pas prises en compte

68 En 2001, 82% des touristes en Méditerranée étaient d'origine européenne (Benoit et Comeau, 2005).

La seconde étape de l'évaluation est celle de la mesure de l'effet littoral⁶⁹ sur les dépenses touristiques. Pour mesurer l'effet des services d'aménité et de support récréatif fournis par les écosystèmes marins et côtiers présents on peut recourir à deux méthodes principales : se baser sur les déclarations des touristes sur leur(s) motivation(s) pour le choix de leur destination/lieu de séjour et observer la répartition de leurs dépenses ou tester l'effet de la présence et de l'importance de certains facteurs sur le niveau d'activité. En posant l'hypothèse que les dépenses touristiques réagissent aux mêmes déterminants structurels que l'hôtellerie et la restauration, le même coefficient d'influence des écosystèmes marins et côtier, soit 5% de la valeur ajoutée générée, est transféré au secteur touristique en zone littorale.

L'évaluation économique régionale des bénéfices rendus par les écosystèmes marins calculée ici se base sur l'agrégation d'estimations nationales de ces bénéfices, et prend donc en compte les spécificités nationales. Au final, il est estimé que ces bénéfices ont pu atteindre une valeur de presque 3 milliards d'euros en zone littorale pour l'année 2005. Les données par pays sont présentées dans l'annexe 11.

Tableau 2 : Estimation de la valeur ajoutée générée par le secteur touristique en zone côtière méditerranéenne

Pays	Dépenses touristiques (en millions d'€)	Part du tourisme côtier (en %)	Dépenses touristiques littorales (en million d'€)	Valeur ajoutée du tourisme littoral (en million €) (*)
Albanie	854	50%	427	213
Algérie	184	30%	55	28
Bosnie Herzégovine	512	10%	51	26
Chypre	2 318	100%	2 318	1 159
Croatie	7 370	72%	5 306	2 653
Egypte	6 851	10%	685	345
Espagne	47 789	70%	33 452	16 726
France	43 942	20%	8 788	4 394
Grèce	13 334	95%	12 667	6 334
Israël	2 797	70%	1 957	979
Italie	35 319	65%	22 957	11 479
Liban	5 532	65%	3 596	1 798
Libye	250	95%	238	119
Malte	754	100%	754	377
Maroc	4 610	15%	692	346
Monaco	-	100%	-	(**) 7
Monténégro	-	-	-	(***) 134
Slovénie	1 795	25%	449	224
Syrie	1 944	10%	194	97
Ter. palestiniens	121	10%	12	6
Tunisie	2 124	95%	2 018	1 009
Turquie	18 152	65%	11 799	5 899
Total Méditerranée	196 552	53%	108 417	54 349

Source : OMT / WTO, Compendium 2002-2006 ; OMT / WTO Faits saillants du tourisme, édition 2008 ; Plan Bleu, 2005.

(*) : Considérant que la VA tourisme littoral = 50% des dépenses touristiques littorales. (**): Estimé à partir de l'Italie, suivant le PIB. (***) : Estimé à partir de la Croatie suivant le linéaire côtier.

69 La notion d'effet littoral regroupe ici les effets liés à la présence des écosystèmes marins et donc aux services écologiques fournis.

2.2.2. Discussion des résultats et perspective

L'estimation de la valeur des bénéfices pour les activités récréatives par le tourisme conduit à adopter un périmètre trop large (puisque les activités de transport sont par exemple incluses dans les statistiques du tourisme) et induit un biais de double comptage avec les bénéfices dans l'hôtellerie, de la restauration et de l'immobilier. En effet, les dépenses de logement et d'alimentation sont déjà prises en compte (au moins en partie) dans les secteurs hôtellerie, restauration et immobilier. Seules ces dernières activités devraient idéalement être dissociées pour isoler les dépenses liées aux seules activités récréatives mais l'information disponible ne le permet pas. Il en résulte donc une surestimation de la valeur des bénéfices provenant des écosystèmes marins et côtiers dans les activités récréatives. Cependant, le fait de se limiter aux touristes internationaux induit une sous évaluation du poids économique des activités récréatives qui compense en partie la surévaluation liée à la prise en compte en double des dépenses de transport et logement dans le tourisme. La consommation de services marchands dans les activités récréatives et de loisirs liées aux écosystèmes marins et côtiers n'est pas seulement le fait des touristes internationaux mais concerne aussi les touristes nationaux ainsi que les résidents permanents des régions littorales. Il est donc vraisemblable que l'approximation par la valeur ajoutée du tourisme international induit dans la plupart des cas une sous évaluation de la valeur ajoutée réalisée dans les activités récréatives. Cette affirmation est renforcée si l'on considère que le secteur des activités récréatives comprend également les activités de production du matériel utilisé lors de l'exercice de ces activités récréatives.

D'autre part, afin d'estimer la valeur des bénéfices pour les activités récréatives par le tourisme, le paramètre d'effet littoral appliqué a été transféré à partir d'une étude de cet effet sur l'activité d'hébergement et de restauration dans certains NUTS 3 côtiers méditerranéens (annexe 9). L'existence de leviers structurels communs aux comportements sur les marchés de l'hôtellerie et de la restauration et sur ceux du tourisme peut être interrogée. S'il est vrai qu'une partie de ces marchés se confondent (comme évoqué plus haut), il est probable que d'autres marchés du tourisme obéissent à des structures comportementales différentes, tant du côté de l'offre que de la demande. Il serait souhaitable d'affiner l'étude de l'effet littoral sur le tourisme et sur la valeur ajoutée générée sur ce secteur.

Dans les cas de la Grèce et de la Tunisie (annexe 11), par exemple, pays fortement caractérisés par le tourisme littoral, la valeur des bénéfices semble sous estimée. Au niveau national, l'étude de la valeur des bénéfices rendus par les écosystèmes marins au secteur du tourisme devrait pouvoir bénéficier d'études sectorielles nationales illustrant de façon plus spécifique la répartition géographique de l'activité touristique, la valeur ajoutée générée et la réaction du marché face à différents déterminants structurels.

Enfin, dans la perspective de révision de l'évaluation des bénéfices issus de la fourniture d'aménités et de supports récréatifs, il serait souhaitable de collecter les résultats d'analyses sectorielles sur les activités directement liées à ces services écologiques. Parallèlement, considérant que ces activités ne reposent pas exclusivement sur les contributions des écosystèmes marins et côtiers, une collecte d'informations destinée à déterminer le degré de dépendance de ces activités à la fourniture de ces services écologiques devrait être entreprise.

3. Valeur des bénéfices liés à la régulation du climat

L'existence du grand écosystème marin méditerranéen participe aux caractéristiques du climat et ceci indépendamment des activités anthropiques. Cependant certains flux écologiques contribuent à des activités économiques et au bien-être des populations.

Ces bénéfices sont évalués à l'échelle globale et l'évaluation est centrée sur la capacité des écosystèmes à séquestrer du dioxyde de carbone (CO₂) émis par les activités socio-économiques, contribuant ainsi à réduire l'influence anthropique sur le changement climatique. L'évaluation de ces bénéfices fait traditionnellement partie des évaluations économiques des bénéfices rendus par les écosystèmes.

Les écosystèmes marins exercent une forte influence sur le climat et la qualité de l'air, comme sources et puits de polluants, substances gazeuses actives, gaz à effet de serre et aérosols. Ainsi un des principaux services fournis par les écosystèmes marins porte sur leur capacité à séquestrer de façon durable le dioxyde de carbone émis par les activités humaines. La communauté scientifique considère que l'Océan a été le puits de carbone le plus important de l'anthropocène, en retenant environ un tiers des émissions anthropiques de CO₂. Récemment, plusieurs organisations des Nations Unies, assistées de scientifiques, ont coopéré sous l'égide du PNUE au sein de l'initiative « *Blue Carbon* » destinée à souligner le rôle critique de l'océan et des écosystèmes marins et côtiers dans la régulation du climat mondial. Le rapport a été publié fin 2009 (Nellemann *et al*, 2009).

De même, la communauté internationale s'est accordée pour lutter contre le changement climatique en proposant notamment de réduire progressivement les émissions de gaz à effet de serre. Elle cherche, dans cette perspective, à la fois à promouvoir des instruments juridiques contraignants et à s'appuyer sur des mécanismes de marché. Selon des modalités complexes, le marché des droits d'émission de CO₂ permet notamment de donner une valeur monétaire à la tonne de CO₂.

Il est proposé d'évaluer les bénéfices issus de ce service écologique en prenant, comme substitut calculable, le coût d'évitement de la réduction d'émission du CO₂ ou de sa séquestration.

3.1. Méthodes et résultats

La capacité de l'océan à assimiler le CO₂ atmosphérique, variable selon les zones océaniques, est au cœur des travaux scientifiques sur l'évolution du climat, en particulier dans le cadre du programme mondial Joint Global Oceanic Flux Study. Le carbone est un élément essentiel de la vie, dont les sources sont la respiration des êtres vivants, les combustions ou les émissions volcaniques. Les processus impliqués dans le développement du carbone sont nombreux et complexes. Leur étude nécessite de multiples mesures alimentant de puissants modèles numériques, en particulier si l'on s'intéresse au CO₂ d'origine anthropique, qui ne représente qu'une fraction très faible du CO₂ intervenant dans le cycle du carbone global. De façon simplifiée, l'Océan dispose de deux circuits d'absorption du CO₂ fortement interconnectés : la pompe biologique et la pompe physicochimique. Cette dernière a assuré l'essentiel de la capture du CO₂ d'origine anthropique, la pompe biologique continuant à fonctionner, en première approximation, comme avant le début de l'ère industrielle.

La mer Méditerranée ne couvrant que 0,8% de la surface des océans, sa contribution à la régulation du climat mondial est limitée, ce qui explique que les scientifiques n'ont pas encore achevé la difficile évaluation de sa capacité spécifique de séquestration du CO₂ anthropique. Une estimation récente (Huertas, 2009) propose la valeur de 78 kilo mole de carbone $\pm 15\%$ par seconde pour l'ensemble de la surface de la mer Méditerranée. Cette estimation correspond à un

taux moyen annuel de séquestration du CO₂ anthropique de 11,8 t/km²/an, soit environ deux fois la moyenne de l'Océan mondial (Gruber, 2009). Pour quantifier ce service écologique, il est proposé de retenir l'estimation fournie par Huertas (2009), qui conduit à un volume total séquestré de 108 millions de tonnes de CO₂⁷⁰ par an pour l'ensemble de la Méditerranée. A noter que cette quantité ne représente que 5% du CO₂ émis par les activités des pays riverains de la Méditerranée (UN Data).

Choix de la valeur de référence de la tonne de CO₂

La définition de la valeur économique de référence de la tonne de CO₂ fait l'objet de multiples travaux internationaux en raison de son rôle important pour l'évaluation environnementale de projets, en particulier dans le domaine des transports : projet Européen HEATCO, au Royaume unis, étude de la DEFRA (2005) au Royaume Uni ou en France les travaux de la commission Quinet sur la valeur tutélaire du carbone (CAS, 2008).

Par ailleurs, depuis janvier 2005, l'Europe a mis en place un système d'échange de quotas (ETS⁷¹) qui couvre près de 45% des émissions de CO₂ en provenance principalement des secteurs de l'énergie et des industries fortement consommatrices d'énergie. Ce marché a conduit à faire émerger un prix du CO₂, qui oscillait avant la crise financière entre 17 et 25 euros⁷². Parce qu'il est issu de transactions sur un marché mondial, le prix moyen de l'année 2005, qui est l'année de référence de l'étude, soit 20,5€/t de CO₂ (World Bank, 2006), a été retenu comme valeur pour l'étude. Il est à noter que cette valeur n'est pas très éloignée de celles issues des études citées, pour cette période.

Estimation monétaire du service régulation du climat

La méthode d'évaluation du bénéfice économique proposée pour ce service écologique (SErc), qui n'implique pas d'activités humaines pour sa mise en œuvre, est particulièrement simple :

$$SErc = F_{CO_2} \times V_{cref}$$

où F_{CO_2} est le flux annuel de CO₂ d'origine anthropique séquestré par la mer Méditerranée et V_{cref} la valeur de référence de la tonne de CO₂ retenue pour l'étude.

Valeur annuelle régionale : 108 Mt x 20,5 €/t = 2,2 milliards d'euros.

Valeur des bénéfices par pays

Il n'est pas actuellement possible d'évaluer la quantité de CO₂ d'origine anthropique séquestrée par les eaux territoriales des pays riverains. De plus cette approche laisserait non affectée une grande part de la surface de la mer Méditerranée ne dépendant pas de ces eaux territoriales. Il est proposé de répartir la valeur du service écologique par pays riverain en fonction de leur part respective dans le volume total de CO₂ émis par l'ensemble des pays riverains, à partir des données statistiques fournies par UN Data sur les émissions de CO₂ par pays. Ces résultats sont présentés en annexe 11.

70 Une tonne de carbone correspond à 11/3 ou 3,67 tonnes de CO₂.

71 Emission Trading Schemes

72 La Banque Mondiale publie un rapport annuel sur les tendances de ce marché dont il est possible d'extraire un prix moyen à la tonne de CO₂.

3.2. Discussion et perspectives

La régulation du climat par l'océan ne se réduit pas à la séquestration du CO₂. Cependant le choix de se focaliser sur ce processus en première approche se justifie :

- Il est justifié de ne pas prendre en compte le fonctionnement thermodynamique de l'océan, auquel la mer Méditerranée contribue et qui a un rôle considérable sur le climat mondial, car les écosystèmes marins actuels n'interviennent pas directement dans ce fonctionnement.
- Si on considère les autres gaz à effet de serre listés dans le protocole de Kyoto, on constate (i) que l'océan est un producteur net de méthane et d'oxyde d'azote (Rhee, 2009) et cette étude ne considère que les bénéfices positifs rendus par les services écologiques (ii) les autres gaz listés (CFC, SF₆) ont peu d'interaction avec l'océan.
- L'océan est également un puits pour de multiples contaminants présents dans l'atmosphère, mais ce service n'a pas à être estimé dans cette étude car considéré comme non soutenable.

L'estimation monétaire réalisée peut fortement évoluer dans le temps, du fait des variations de prix et de quantités. Le marché du carbone a baissé en 2009 mais devrait fortement augmenter dans la décennie qui vient. La quantité de CO₂ d'origine anthropique séquestrée par la mer Méditerranée devrait être précisée à l'issue de travaux scientifiques en cours.

Les capacités d'interventions humaines sur la soutenabilité de ce service doivent être abordées à différentes échelles. A l'échelle globale, le flux de CO₂ anthropique séquestré par l'océan est lié aux activités humaines génératrices de CO₂. Par ailleurs, cette séquestration a été principalement assurée au niveau global par un processus de solubilité (la pompe physicochimique), peu dépendant de la qualité des écosystèmes. Cependant ce processus entraîne une acidification progressive des océans qui aura des effets conséquents sur les écosystèmes marins et les ressources vivantes produites, en particulier en Méditerranée (CIESM, 2008 ; Gambaiani et al, 2009). Cette question encore mal connue fait l'objet de multiples initiatives en cours (Orr, 2009) et un programme de recherche européen, incluant les conséquences socioéconomiques, sera lancé prochainement. A noter que le fonctionnement de la pompe biologique n'a pas l'inconvénient d'entraîner une acidification du milieu.

A l'échelle locale, le flux de carbone de la surface vers les sédiments fait appel à des processus biologiques, dépendants de la qualité des écosystèmes. Ainsi une étude récente (Wilson, 2009) a montré qu'on avait fortement sous-estimé l'importance des poissons dans le cycle du carbone. En effet, par leur capacité à constamment produire dans leur intestin des carbonates peu solubles, ils contribuent aussi à séquestrer du carbone dans les eaux marines. En Méditerranée, il a été mis en évidence que la matrice (rhizomes) produite par les herbiers de posidonies stocke un flux de carbone de façon durable (plusieurs siècles) estimé à 1,2 million de tonnes de carbone par an (Pergent, 1997), soit près de 5% de la quantité totale séquestrée calculée plus haut. La préservation voire la restauration de ces écosystèmes côtiers contribue donc à la soutenabilité de ce service écologique.

En conclusion, la mer Méditerranée a un rôle dans la régulation du climat mondial, en tant que fraction de l'Océan mondial. Si on se limite à la question de la séquestration du CO₂ d'origine anthropique, la méthode d'évaluation de ce service est relativement simple et ne pose pas de problème de principe. Dans son application, la valeur économique est le produit entre un prix de marché fortement fluctuant et une quantité physique dont l'estimation est actuellement incertaine. Toutefois, des travaux scientifiques en cours permettront d'affiner prochainement la quantité globale de CO₂ anthropique séquestrée annuellement par la mer Méditerranée. D'autres travaux de recherche devraient permettre de mieux cerner la question de la soutenabilité de ce service ainsi que le rôle spécifique de chaque type d'écosystème.

4. Valeur de la protection contre l'érosion du littoral

Les écosystèmes marins et littoraux sont généralement reconnus comme participant à la protection des zones côtières comme dans le cas de tempêtes ou de phénomènes d'érosion. Ce service écologique assure la stabilité du trait de côte et sécurise la pérennité des aménagements et investissements effectués sur un littoral menacé.

Dans le cadre de cette étude l'évaluation est focalisée sur les bénéfices issus de la protection contre l'érosion qu'offrent les écosystèmes marins. L'érosion du littoral est un phénomène naturel communément observé en Méditerranée, en particulier sur les zones côtières à substrats meubles. L'Agence Européenne de l'Environnement (EEA, 2006) déclare que 20% des côtes européennes sont menacées d'érosion (soit environ 20 000 km). Cette menace pèse différemment entre les pays, par exemple 37,8% du littoral chypriote est menacé contre 24,9% en France, 28,6% en Grèce, 22,8% en Italie et 11,5% en Espagne. Différentes observations scientifiques locales montrent que l'érosion du littoral affecte aussi les rives sud et est du bassin méditerranéen.

Si l'érosion littorale est un phénomène naturel, elle n'en reste pas moins une préoccupation publique en Méditerranée, étant donné la forte concentration des activités socioéconomiques sur le littoral⁷³. La fourniture d'un service de protection contre cette érosion par les écosystèmes marins procure alors des bénéfices à l'ensemble des activités socioéconomiques présentes sur ce littoral menacé.

Parmi les écosystèmes marins identifiés en Méditerranée seuls les herbiers de posidonies sont reconnus scientifiquement comme étant fournisseurs d'une protection contre l'érosion. La fourniture de ce service écologique s'appuie sur trois propriétés de la posidonie. Tout d'abord son feuillage qui limite l'hydrodynamisme de 10 à 75% sous le couvert des feuilles (Gacia *et al.*, 1999). Ensuite la formation de banquettes par ses feuilles morte et ses rhizomes⁷⁴ qui constituent une structure rigide et élastique à la fois, pouvant atteindre 1 à 2 m de haut, qui protège la plage de l'érosion (Guala *et al.*, 2006, Boudouresque *et al.*, 2006). Enfin, la matte de posidonies⁷⁵ piège les sédiments (Dauby *et al.*, 1995, Gacia and Duarte, 2001) et contribue ainsi à leur stabilité. Selon une étude réalisée en 1984 (Jeudy de Grissac, 1984), le démantèlement d'un mètre d'épaisseur de matte de posidonies pourrait entraîner, selon le profil sous marin et pour une côte sableuse, un recul de la ligne de rivage d'une vingtaine de mètres.

L'évaluation des bénéfices liés à la protection contre l'érosion du littoral fournie par les herbiers de posidonies requiert l'estimation du risque d'érosion du littoral, de l'efficacité des herbiers de posidonies à atténuer les phénomènes d'érosion et de la valeur des bénéfices issus de ce service, considérés ici comme équivalents aux dépenses de protection évitées (investissement et entretien).

73 La récurrence des politiques publiques de lutte contre l'érosion dans les pays riverains montre que la plupart des pays se sentent concernés par ce risque.

74 Le rhizome est la tige souterraine de certaines plantes vivaces (différent d'une racine).

75 La matte l'ensemble constitué par les rhizomes, les écailles, les racines et par le sédiment qui remplit les interstices (Boudouresque *et al.*, 2006).

4.1. Méthode d'estimation et résultats

L'évaluation des bénéfices issus de la protection contre l'érosion fournie par les herbiers de posidonies s'appuie sur trois étapes, tout d'abord la détermination de l'étendue du littoral occupé soumis à l'érosion, ensuite l'estimation de la présence d'herbiers de posidonies efficaces sur ce littoral et enfin l'estimation monétaire de la valeur de la protection fournie.

Dans un premier temps, il s'agit d'estimer l'importance du littoral méditerranéen occupé et menacé d'érosion, c'est-à-dire de l'espace pour lequel une protection est utile. Le linéaire côtier méditerranéen est intensivement occupé (tableau 3), la part du littoral exposée au risque d'érosion est donc relativement importante.

Tableau 3 : Littoral méditerranéen urbanisé en 1995

Zone géographique	superficie bande côtière (0-10km, en km ²)	Superficie cumulées des villes littorales	rapport en %
Espagne	25800	14182	55%
France	17030	4042	24%
Italie	73750	28320	38%
Grèce	150210	3041	2%
Liban	2250	1287	57%
Egypte	9550	3116	33%
En moyenne pour les PNM (*)			de 60 à 70%
En moyenne pour les PSEM (**)			de 20 à 45%

Source : Geopolis et Plan Bleu 2005 (Benoit *et al.*, 2005).

(*) Pays du nord de la Méditerranée.

(**) Pays du sud et de l'est de la Méditerranée.

La densité d'urbanisation des côtes n'étant pas disponible pour l'ensemble des pays Méditerranéens, il a été retenu d'estimer l'étendue du littoral érodé en s'appuyant sur le constat de l'érosion de 20% des côtes européennes (CE, 2004) ainsi que sur un coefficient d'urbanisation des côtes érodées. En raison de l'importance de la littoralisation en Méditerranée et puisque les phénomènes d'érosion sont généralement relevés là où ils causent des problèmes, un coefficient de 80% a été appliqué sur le linéaire côtier érodé estimé. Sur ces bases, il ressort que l'érosion du littoral occupé affecte 16% des côtes en Méditerranée soit 7 360 km.

Dans un deuxième temps il est nécessaire d'établir la présence des herbiers de posidonies sur ce littoral occupé et érodé et la fourniture réelle du service de protection contre l'érosion. Pasqualini *et al.* (1998) ont estimé que les herbiers de posidonies couvraient environ 35 000 km² en Méditerranée. Compte tenu de la surface de la tranche bathymétrique 0-50 m qui permet l'implantation de cette plante⁷⁶, elle y couvrirait environ 40% de la surface benthique correspondante à la tranche 0-50 m. La posidonie étant généralement abondante dans les zones à substrats meubles (qui représentent environ 50% du littoral⁷⁷), elles-mêmes plus vulnérables à l'érosion (40% des zones meubles y sont soumises ; source CE, 2004), et compte tenu de la dispersion géographique⁷⁸ de la posidonie, il est estimé que 90% des herbiers de posidonies sont implantés dans des zones côtières soumises à l'érosion.

76 Notons que les herbiers de posidonies sont généralement implantés à des profondeurs comprises entre 5 et 25 m
77 CE, 2004.

78 La posidonie est présente dans presque toute la Méditerranée à l'exception des côtes du Maroc et de l'extrême sud de l'Espagne (influence atlantique), des côtes d'Égypte (à l'est du delta du Nil), de Palestine, d'Israël, du Liban et sans doute de Syrie (Pergent, 2009). Elle ne pénètre pas en mer Noire et elle est rare ou absente dans l'extrême Nord de l'Adriatique ainsi que le long des côtes languedociennes, entre la Camargue et Port-la-Nouvelle (Boudouresque *et al.*, 2006).

Néanmoins, la présence de posidonies ne garantit pas à elle seule la fourniture d'un service de protection efficace contre l'érosion. En effet, celle-ci dépend de l'étendue de l'herbier, de sa maturité et de l'intensité de l'érosion qui affecte le littoral. En se basant sur le constat de l'AEE (2006) que plus de 10% des côtes européennes révèlent l'existence d'aménagements de protection contre l'érosion – ce qui représente la moitié du littoral européen soumis à l'érosion – et afin de dépasser le manque d'information disponible à ce sujet, l'hypothèse que 50% des herbiers de posidonies apportent une protection efficace pour lutter contre l'érosion a été posée. Ainsi, il est estimé qu'à l'échelle régionale, 3 312 km d'herbier de posidonies fournissent effectivement un service de protection contre l'érosion.

Enfin, la troisième étape de l'évaluation vise à estimer la valeur économique des bénéfices perçus grâce aux herbiers de posidonies. La technique d'estimation par les coûts de substitution a été appliquée et considère que la valeur économique de ces bénéfices équivaut au montant des coûts d'investissement et d'entretien évités. L'estimation sur les dépenses de protection contre l'érosion effectuées en Europe sur l'ensemble de ses rivages pour l'année 2001 est de 3,2 milliards d'euros⁷⁹ (CE, 2004 ; programme EUROSION). On peut donc estimer que la dépense européenne de protection contre l'érosion s'élève à environ 160 000€ par km protégé contre l'érosion. Ce coût unitaire au km a été transféré à l'ensemble des littoraux de la Méditerranée.

Résultats

A l'échelle régionale il semblerait que les herbiers de posidonies éviteraient aux pays riverains une dépense annuelle d'environ 530 millions €/an, couvrant à la fois les investissements et les coûts (dépenses d'entretiens).

Valeur des bénéfices par pays

Les résultats sont présentés en annexe 11. On remarque que la valeur de la protection contre l'érosion est fortement dépendante de la longueur du trait de côte et ne reflète donc pas directement les risques d'érosion. Par exemple, dans le cas de la Grèce où la longueur du trait de côte est très importante mais où l'artificialisation de la bande côtière est faible, il est probable que la méthode utilisée opère une surestimation pour ce pays. Il faudrait dans ce cas moduler le coefficient d'érosion retenu pour l'ensemble de la Méditerranée afin de mieux refléter les risques réels encourus sur le littoral du pays en question.

4.2. Discussion des résultats et perspective

L'évaluation des bénéfices issus de la protection contre l'érosion fournie par les herbiers de posidonies montrent qu'il est nécessaire de disposer d'informations précises sur les secteurs où l'érosion constitue une menace (donc où il existe des infrastructures) et où les herbiers sont implantés. Il existe certaines données sur l'érosion de certaines côtes, sur l'urbanisation côtières et sur le montant des frais engagés pour remédier ou prévenir de risques d'érosion. Néanmoins ces données bien qu'utiles pour considérer le problème n'ont pas été utilisables pour la présente étude car elles ne couvraient pas une zone suffisamment large et représentative pour être extrapolées à l'ensemble des côtes méditerranéennes. Le déficit d'information a été contourné par la formulation d'hypothèses vraisemblables mais non vérifiables et par le transfert de coefficients.

⁷⁹ Cette dépense est répartie à hauteur de 53 % pour de nouveaux investissements, à 38 % pour la maintenance et 9 % pour l'acquisition par les pouvoirs publics de biens menacés par l'érosion côtière (CE, 2004).

Dans une perspective d'amélioration, il serait nécessaire de disposer de plus amples informations tant à l'échelle régionale que locale, sur l'urbanisation côtière, les zones affectées par l'érosion, l'implantation des herbiers de posidonies, leur efficacité de protection contre l'érosion et les dépenses de protections effectuées.

La méthode d'évaluation par les coûts de remplacement, utilisée ici et recommandée par le SEEA (2003), n'est pas totalement satisfaisante sur le plan méthodologique car les dispositifs de remplacement identifiés (dans le cas de l'érosion, les digues et autres techniques) ne constituent pas des substituts absolus aux actifs environnementaux. Ils ne remplissent pas les autres services écologiques délivrés par un écosystème et impliquent des externalités (changement du paysage, déplace le problème de l'érosion à un autre endroit...) non prises en compte dans la valorisation. D'autres méthodes d'évaluation pourraient être mobilisées, comme celles s'appuyant sur des logiques d'assurance, en observant les pratiques sur les marchés lorsqu'ils existent ou en procédant à des enquêtes de terrain. Bien que ces méthodes impliquent également des biais, il serait intéressant de comparer les résultats issus de ces différentes approches.

5. Valeur du traitement des rejets

Les écosystèmes marins fournissent un service en recevant une partie importante des rejets de l'activité humaine, qui devraient être davantage traités et neutralisés pour être recevables par les écosystèmes terrestres. Les caractéristiques respectives des rejets, des écosystèmes qui les reçoivent et en conséquence des capacités de ces écosystèmes à les absorber, détoxifier, traiter, séquestrer sont éminemment diverses. Certains polluants toxiques, comme les métaux lourds, ne peuvent être convertis en substances sans danger, tandis que d'autres apports peuvent être dégradés et recyclés plus ou moins rapidement en composants inoffensifs. Ainsi les écosystèmes marins ont une grande capacité à recycler une part substantielle des apports de nutriments, comme ceux issus des rejets urbains et de l'agriculture, en restituant azote et phosphore à la chaîne alimentaire. Les rejets organiques peuvent même favoriser le développement des écosystèmes par sa biomasse et dans ce cas, les écosystèmes profitent des rejets. Il est considéré ici que tant que les rejets ne sont pas néfastes aux écosystèmes, ces derniers rendent un service écologique pour la quantité de rejet en dessous de ce seuil. En effet, si ce seuil venait à diminuer, il faudrait alors mieux épurer les rejets, donc augmenter les dépenses de traitement des rejets, pour ne pas encourir de risques sanitaires.

En première approche pour l'évaluation de ce service, cette étude se limitera aux rejets hydriques issus des activités humaines, qui représentent la plus grande source d'apport de polluants au milieu marin.

5.1. Méthodes et résultats

L'approche recommandée pour le traitement et l'élimination des eaux usées tant par la Commission Européenne (CE) que par MEDPOL est celle dite combinée (MEDPOL, 2004), fondée sur la prise en considération à la fois du seuil d'émission pour les rejets et de l'objectif de la qualité du milieu récepteur, ici le milieu marin. Dans l'hypothèse de soutenabilité, on suppose que cette approche est mise en œuvre pour l'ensemble des pays riverains, ce qui est en fait encore loin d'être le cas (MEDPOL, 2004 ; Plan Bleu, 2005 ; EIB, 2008).

Dans l'hypothèse où l'approche combinée aurait été mise en œuvre de façon pertinente et les traitements nécessaires mis en place, ce qui représente déjà des coûts très importants (EIB, 2008), il resterait une fraction des rejets insuffisamment épurée ayant un impact sur l'environnement marin, qui correspondrait :

- Aux rejets diffus pour lesquels aucune solution viable d'assainissement n'a été trouvée,
- Aux limites des techniques de traitement mises en œuvre,
- Aux lacunes et aux défaillances de fonctionnement des réseaux d'assainissement et des stations de traitement,
- Aux retards des réglementations par rapport aux connaissances, dans la détermination tant des valeurs limites d'émission que des objectifs de qualité, en particulier pour les contaminants connus non pris en compte par les techniques actuelles de traitement (fraction dissoute des contaminants chimiques, résidus de médicaments) et des contaminants dont les effets sur les écosystèmes marins sont encore mal connus.

L'hypothèse de soutenabilité contraint à se situer dans une situation souhaitable mais irréaliste, qui rend difficile l'estimation de cette fraction et son évaluation économique sur la base de valeur

monétaires constatées. A ce stade de l'étude, il est proposé de valoriser ce service sur la base d'une redevance environnementale.

Le principe de ce type de redevance est de permettre d'incorporer dans la tarification de l'eau aux usagers des coûts environnementaux, notamment pour l'atteinte d'un bon état écologique des milieux aquatiques. En Europe, la Directive Cadre sur l'eau de la CE (UE_DCE, 2000/60/CE) demande aux pays membres de mettre en place des politiques de tarification de l'eau qui doivent notamment refléter les coûts suivants (D4E, 2006) :

- Coûts financiers : coûts directs englobant les coûts de fourniture et d'administration, d'exploitation et d'entretien ainsi que les coûts en capital.
- Coûts environnementaux : coûts des dommages que les usages de l'eau imposent à l'environnement et aux écosystèmes, ainsi qu'aux personnes qui utilisent l'environnement.

En pratique, les politiques de tarification mettent progressivement en place des redevances perçues sur la consommation d'eau. Elles ont pour conséquence de renchérir, parfois considérablement, le prix de l'eau payé par les usagers, ce qui ne va pas sans résistances. En France, ces redevances sont fixées par les Comités de bassin et perçues par les Agences de l'eau selon un taux qui dépend des situations et des usages (pollution domestique, non domestique, pollutions diffuses, élevage). Ce point est développé ci-après dans la partie discussion. En 2005 et pour la façade méditerranéenne française, le taux de redevance environnementale pour les usages domestiques était de 0,18€/m³.

Il est proposé de valoriser sur cette base le service rendu par les écosystèmes marins en recevant les rejets pollués par les usages pour l'ensemble des pays riverains de la Méditerranée. Le bénéfice issu de ce service est donc valorisé par un substitut portant sur des dépenses de protection, dont le montant est fixé par une autorité tutélaire.

La population littorale Méditerranéenne a été évaluée à environ 148 millions d'habitants en 2005 (adapté de Attané et Courbage, 2001), pour une population totale des pays riverains de 420 millions d'habitants (UN Data), soit environ 38% de la population méditerranéenne vivant en zone littorale. Les consommations d'eau domestique pour ces pays est en moyenne 99 m³/an par habitant (FAO Aquastat, 2000), ce qui permet de calculer celles des populations littorales, en les supposant identique *per capita*, pour un total estimé de 14,5 km³ par an. A l'échelle régionale, la valeur du service pour les consommations domestiques est donc estimée à 2,6 milliards d'euros.

La valorisation du service pour les usages industriels a été tentée sur la base du volume d'eau industrielle rejetée directement en mer Méditerranée, évalué par MEDPOL, (*in Plan Bleu 2005, annexe statistique*), soit 557 millions de m³ par an (soit 0,56 km³/an). En première approche, ce service peut être évalué sur la même base que pour les consommations domestiques, à 0,18€/m³, soit 100 millions d'euros. En ne tenant pas compte de l'agriculture (surtout l'élevage intensif), la valeur totale du service est évaluée à presque 3 milliards d'euros.

Valeur des bénéfices par pays

La valeur du traitement des rejets par pays est calculée à partir des consommations estimées par pays d'eau domestique des populations littorales et des rejets d'eau industrielle à la mer Méditerranée, en désagrégant par pays l'évaluation d'ensemble du bénéfice, selon la méthode exposée plus haut (annexe 11).

5.2. Discussion et perspectives

Pour certains auteurs, en particulier Costanza *et al* (1999) le recyclage des nutriments représente la valorisation économique unitaire par km² la plus importante de tous les services écologiques fournis par les différents écosystèmes marins, récifs coralliens mis à part. Ces valeurs sont justifiées à la fois par les quantités importantes de nutriments et le coût élevé des traitements de substitution. Ainsi, l'étude préliminaire (annexe 3) fondées sur l'application des valeurs unitaires de Costanza *et al* aux surfaces des différents grands écosystèmes méditerranéens estimées par Martinez *et al* (2007) valorise ce service qui représente 78% du total pour la Méditerranée.

Pour cette étude, il a été choisi de se placer dans l'hypothèse de la soutenabilité des services rendus par les écosystèmes, qui impose de ne pas compter comme service rendu l'absorption par les écosystèmes marins de substances toxiques (métaux lourds, contaminants organiques, polluants organiques persistants...) ou le traitement de matières recyclables, comme les éléments nutritifs, au-delà des capacités de retraitement de ces écosystèmes.

Selon cette hypothèse, ce service se réduit donc au traitement de matières recyclables, dans les limites des capacités des écosystèmes. Il a été considéré que cette limite n'est pas dépassée lorsque le traitement amont des rejets est conforme à l'approche dite combinée recommandée à la fois par MEDPOL et la Commission Européenne, considérant à la fois le seuil d'émission pour les rejets et de l'objectif de la qualité du milieu récepteur.

Dans ce contexte, il est proposé de valoriser ce service (traitement des rejets acceptables) sur la base d'une redevance payée afin de consolider et de pérenniser une situation déjà acceptable au plan environnemental.

En France, la redevance pollution domestique instituée par la loi sur l'eau et les milieux aquatiques de 2006⁸⁰ répond à cet objectif, puisqu'elle vise à assurer la bonne exploitation des ouvrages d'épuration et participe au financement des actions et travaux de préservation du milieu aquatique. Elle correspond à une valeur tutélaire, dont le montant est plafonné par décret et puis modulé selon des unités géographiques cohérentes par les Conseil d'Administration des Agences de l'eau (agence de bassin), où les usagers sont représentés, ce qui rapproche cette redevance d'un consentement à payer.

Il a été choisi de retenir une zone géographique représentative de la façade méditerranéenne française, celle des Bouches du Rhône, présentant à la fois des secteurs fortement urbanisés et industrialisés (Marseille, Fos) et d'autres protégés (Camargue, Calanques).

Cette valeur a été transférée à l'ensemble des consommations domestiques d'eau des pays riverains. On peut effectivement considérer que les montants d'investissement, d'entretien et de fonctionnement des ouvrages et des installations d'assainissement des eaux avant rejet sont en première approximation peu dépendants des conditions particulières de chaque pays riverain. En effet, les coûts variables d'entretien sont faibles par rapport aux coûts d'investissement. Le coût des matières premières et de la technologie inclus dans l'investissement étant similaires pour tous, les écarts peuvent être supposés faibles.

L'application de ce même taux aux usages industriels de l'eau correspond à une extrapolation supplémentaire. A noter que le montant obtenu est faible comparé à celui des pollutions domestiques.

Ces questions devraient faire l'objet d'approfondissements, en coopération avec MEDPOL, pour prendre davantage en compte les différentes situations méditerranéennes.

80 Loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques.

Par contraste, les données physiques sur lesquelles s'appuie cette évaluation (consommation d'eau domestique des populations littorales méditerranéennes et dans une moindre mesure, volumes d'eau industrielle rejetés directement en mer Méditerranée) paraissent relativement robustes.

III. Résultats et Perspectives

L'ensemble des résultats de l'étude sont ici synthétisés et commentés.

1. Résultats à l'échelle régionale

Les valeurs des bénéfices estimés pour les différents services écologiques traités dans cette étude ont été agrégées pour en tirer une valeur significative à l'échelle régionale. Le résultat obtenu doit être considéré comme un ordre de grandeur du fait des contraintes suivantes :

- Rareté des données pertinentes, avec des implications contraignantes tant au plan des méthodes retenues que des évaluations réalisées ;
- Perte d'information due à l'agrégation de services écologiques essentiellement différents dans leur contribution respective au bien-être humain ;
- Agrégation de résultats d'évaluation des différents services issus de méthodes qui ne sont pas homogènes par nécessité dans leur mise en œuvre, même si elles le sont dans leurs principes ;
- Cumul d'imprécisions non quantifiées attachées à chaque évaluation et discutées plus haut au cas par cas ;
- Incertitude sur la nature et la consistance de l'ensemble des services rendus par les écosystèmes marins méditerranéens.

Ces réserves posées, la valeur économique agrégée de l'ensemble des bénéfices considérés provenant des écosystèmes marins de Méditerranée est estimée pour l'ensemble des pays riverains à plus de 26 milliards d'euros pour l'année 2005 (tableau 4). Ce montant équivaut à environ 13% du Produit National Brut (PNB) de la Grèce ou 120% du PNB de la Tunisie. Rapportée à la surface couverte par la mer Méditerranée (soit 2,5 millions de km²), il est estimé que le grand écosystème marin méditerranéen contribue à produire chaque année un bénéfice global d'une valeur supérieure à 10 450€/km²/an.

Tableau 4 : Valeur des bénéfices rendus par les écosystèmes marins méditerranéens

Contributions évaluées :	Mode d'estimation (voir chapitre II) :	Valeur intermédiaire (en millions d'€/an) :	Valeur (en million d'€/an) :
Rente de ressource liée à la production de ressources alimentaires	VA pêche et aquaculture * coefficient de soutenabilité (=0,8)		2 871
Rente de ressource liée la fourniture d'aménités et de supports récréatifs	5 % VA hôtellerie et restauration en zones côtières	4 139	17 808
	5 % des dépenses de logement en zones côtières	10 951	
	5 % VA tourisme en zones côtières	2 717	
Valeur de la régulation du climat	Quantité de CO ₂ anthropique * valeur de marché de la tonne de CO ₂		2 219
Valeur de la protection contre l'érosion du littoral	Dépenses évitées * linéaire côtier protégé		527
Valeur du traitement des rejets	Eaux consommées * dépense de protection		2 703
Total :	Agrégation		26 128

Selon les options choisies pour cette étude exploratoire, la part la plus importante de la valeur des bénéfices provenant des écosystèmes marins méditerranéens est constituée par la fourniture d'aménités et de supports récréatifs (env. 68%). Les bénéficiaires finaux de ce service écologique sont les populations situées de façon permanente ou temporaire en zone côtière qui profitent du

paysage, du climat local et de l'accès aux espaces marins et littoraux pour leurs loisirs et leur bien-être. La valeur de ces bénéfices est quant à elle captée par les acteurs dont l'activité s'appuie sur les services écologiques de fourniture d'aménité et de support récréatifs, telles que l'hôtellerie, la restauration, l'immobilier et le tourisme. Ces acteurs constituent les bénéficiaires directs des retombées économiques générées par la fourniture de ces services écologiques.

La valeur des bénéfices liés à la pêche représente environ 11% de la valeur d'ensemble des bénéfices pris en compte. Les bénéficiaires des retombées économiques de la fourniture de ressources alimentaires sont les pêcheurs (patrons et ouvriers) ainsi que l'ensemble des acteurs qui bénéficient de façon induite ou indirecte des bénéfices liés à la production de ressources alimentaires. Tandis que les bénéficiaires finaux de ce service écologique sont les consommateurs des ressources alimentaires, c'est-à-dire ceux qui bénéficient des apports nutritifs.

La protection des zones littorales contre l'érosion apparaît comme la contribution ayant la plus faible valeur économique (2% de la valeur d'ensemble). Le montant de cette valeur est fortement révélateur du besoin de préciser les données disponibles pour ce type d'étude afin de développer une méthode d'évaluation beaucoup mieux adaptée aux spécificités des contextes. En effet une approche par les risques et les coûts d'opportunité locaux de l'investissement en protection du littoral permettrait de mieux rendre compte l'importance, parfois stratégique, que revêt la fourniture de ce service écologique.

2. Résultats à l'échelle des pays et des écosystèmes

Les méthodes d'évaluation et les résultats de l'étude ont été désagrégés dans la mesure du possible l'échelle des pays, plus significative pour les décideurs publics et la population et plus couramment utilisée en macroéconomie. Les résultats obtenus sont commentés pour deux pays. La valeur des bénéfices provenant des écosystèmes peut aussi faire l'objet d'une répartition par écosystème fournisseur des services écologiques.

2.1. Valeur des bénéfices par pays

Deux pays ont été choisis, pour lesquels la plupart des données primaires nécessaires étaient disponibles et dont toutes les façades maritimes sont méditerranéennes: la Grèce et la Tunisie (tableau 5 et annexe 11 pour une désagrégation de la valeur des bénéfices par pays).

Tableau 5 : La valeur des bénéfices rendus par les écosystèmes marins méditerranéens pour la Grèce et la Tunisie

Contributions évaluées		Valeur des contributions pour la Grèce (en million d'€/an)		Valeur des contributions pour la Tunisie (en million d'€/an)	
Rente de ressource liée à la production de ressources alimentaires			588		165
Rente de ressource liée la fourniture d'aménités et de supports récréatifs	Hôtellerie et restauration	680	2 075	125	252
	Immobilier	1 078		77	
	Tourisme	317		50	
Valeur de la régulation du climat			98		23
Valeur de la protection contre l'érosion du littoral			173		15
Valeur du traitement des rejets			212		61
Total :			3 147		516
PNB en 2005 (en million d'€) :			194 624		22 035
Valeur des bénéfices en % du PNB :			1,6%		2,3%

Les liens entre développement économique et contributions des écosystèmes varient d'un pays à l'autre. D'après ces résultats, il semblerait que la Grèce profite davantage des contributions des écosystèmes marins puisque la valeur des bénéfices provenant des écosystèmes y est 6 fois plus élevée qu'en Tunisie. En revanche, la Tunisie semble reposer davantage sur les contributions de ces écosystèmes puisque la valeur de ces contributions représente 2,3% de son PNB (contre 1,6% pour la Grèce).

La structure de la valeur est elle aussi différente d'un pays à l'autre. Pour la Grèce, la valeur de la fourniture d'aménité et de support récréatif couvre 66% de la valeur d'ensemble des bénéfices perçus, tandis que pour la Tunisie ce service écologique ne constitue que 49% de la valeur des bénéfices perçus. De plus on remarque que la valeur des bénéfices liés aux aménités et supports récréatifs est formée différemment. Pour la Grèce, le secteur immobilier bénéficie le plus largement des services écologiques tandis qu'en Tunisie il semblerait que ce soit le secteur de l'hôtellerie et de la restauration. On peut également remarquer que malgré la forte fréquentation touristique des côtes grecques et tunisiennes⁸¹, les bénéfices captés par ce secteur sont assez modestes au regard de l'hôtellerie et de la restauration, par exemple.

Les autres services écologiques semblent apporter des bénéfices dont la valeur est dans les mêmes proportions pour les deux pays et dans les deux cas, inférieure à la valeur régionale, sauf celles concernant la production de ressource alimentaire ; la pêche étant relativement importante pour ces deux pays par rapport à une moyenne régionale. Cette similitude peut tenir au fait que ces deux pays contribuent pour une faible part aux émissions de CO₂ de la région. Concernant l'érosion, la valeur de ce service par pays dépend de l'importance du linéaire côtier et du taux d'urbanisation côtière. Dans les deux cas, ce dernier est faible, voire très faible dans le cas de la Grèce⁸².

L'évaluation des bénéfices provenant des écosystèmes et perçus par les pays serait grandement facilitée par le développement des comptes satellites environnementaux et par l'application généralisée des recommandations du SEEA.

2.2. Valeur des bénéfices par écosystème

Un autre objectif de désagrégation des résultats de l'étude est d'aborder une répartition de la valeur des bénéfices par type d'écosystèmes fournisseurs des services écologiques.

Dans l'idéal, l'étude de la contribution de chaque écosystème à la fourniture de chaque type de bénéfice permettrait de renseigner une matrice (tableau 6) révélant la répartition de la valeur des bénéfices entre les différents services écologiques rendus et les écosystèmes fournisseurs. En d'autres termes, il s'agit ici de définir la fonction de production des services écologiques fournis par chacun des écosystèmes pour chaque type de bénéfice rendu.

Tableau 6 : Matrice des contributions fournies par les écosystèmes

Ecosystème 1						Ecosystème n						Grand écosystème marin méditerranéen								
Bénéfices	Services écologiques					Total	Bénéfices	Services écologiques					Total	Bénéfices	Services écologiques					Total
	
...	
...						SOMME							
...													
Total						Total						Total								

81 Pour ces deux pays, 95% du tourisme est côtier (Plan Bleu, 2005).

82 Le taux d'urbanisation de la bande côtière (0-10 km) en Grèce atteindrait env. 2% (Benoit et al., 2005).

En l'état actuel des connaissances sur les écosystèmes et les processus écologiques qui les caractérisent, il est souvent impossible de produire une estimation fiable des fonctions de production des services écologiques fournis par les écosystèmes. Dans certains cas, il est possible de recourir à des approximations pour mesurer l'importance des contributions des écosystèmes. Ces estimations produisent des résultats significatifs, sans pour autant prétendre à l'exhaustivité, ni à l'exactitude. L'exhaustivité ne peut pas constituer aujourd'hui un objectif pour deux raisons principales : (i) la diversité des bénéfices réalisés ne peut-être couverte en l'état actuel des connaissances scientifiques et de la disponibilité des données et (ii) la diffusion indirecte ou induite des bénéfices dans l'ensemble du tissu économique est mal connue et ne peut donc faire l'objet d'une évaluation. Le recours à des approximations pour estimer la fonction de production d'un service écologique fourni par des écosystèmes nécessite une bonne connaissance de la contribution de chacun des écosystèmes et de ses composantes à la production d'un type de bénéfice spécifique.

Dans cette étude, seule la valeur des bénéfices provenant de la production de ressources alimentaires a pu être répartie par type d'écosystème marin. Pour cela les types d'écosystèmes préférentiels pour la capture de chacune des espèces ont été identifiés par des experts suivant les écosystèmes fréquentés par les individus adultes appartenant aux groupes d'espèces répertoriées par la FAO (tableau 7 et annexe 10 pour la répartition des captures par écosystème en Méditerranée).

Tableau 7 : Répartition de la valeur des bénéfices liés à la production de ressources alimentaires par type d'écosystème fournisseurs des ressources halieutiques

	Intitulé	Total	zone d'herbier de posidonies	zone de fonds meubles	zone de fonds rocheux	zone de coralligène	Pleine eau
A	Quantité de captures (en t)	1 070 993	27 210	133 746	48 003	37 483	710 542
B	Répartition des captures (en % des tonnes pêchées)	100%	3%	14%	5%	4%	74%
C	Valeur des bénéfices (en millions d'euros) (bénéfices totaux*B)	2 871	83	399	144	112	2 133
D	Surface couverte (km ²)	2500000	35000	217 000	108 500	108 500	2031000
E	Répartition des surfaces	100%	1%	9%	4%	4%	81%
F	Valeur des bénéfices par unité de surface couverte (en €/km ²) (C/D)	1 148	2 379	1 839	1 323	1 032	1 050
G	Productivité quantitative (t/Km ²) (A/D)	0,4	0,8	0,6	0,4	0,3	0,3
H	Productivité économique (€/km ²) (C/D)	1,1	2,4	1,8	1,3	1,0	1,1

Selon cette répartition, les écosystèmes pélagiques contribueraient à la formation de 74% de la valeur des bénéfices liés à la fourniture de ressources alimentaires et captés par les activités de pêche et d'aquaculture. Cependant, il faut noter que cette répartition ne tient pas compte des différences de valeur ajoutée pour chacune des pêches sur ces différentes zones puisqu'elle n'est basée que sur les quantités capturées et ne prend en compte ni la valeur de captures sur le marché ni l'importance des coûts impliqués dans ces captures. En outre, la répartition omet de considérer les liens écosystémiques existant lorsque les individus d'une espèce côtoient différents écosystèmes au cours de leur vie.

Conclusion

Cette étude exploratoire et les résultats qui en découlent constituent une première tentative d'évaluation économique des bénéfices provenant des écosystèmes marins en Méditerranée. Les contraintes qui ont pesé sur sa réalisation, qu'il s'agisse de l'application du critère de soutenabilité pour l'évaluation des bénéfices pris en compte ou de l'absence de données robustes pour un panel de bénéfices potentiels qui n'ont pu, de ce fait, être intégrés à l'étude, conduisent à établir une première estimation probablement basse de la valeur de l'ensemble des bénéfices soutenables provenant des écosystèmes marins.

A ce titre cette étude appelle au développement de travaux complémentaires en matière de données et à de possibles révisions du cadrage et de la méthode d'évaluation.

Si la démarche d'évaluation des contributions issues des écosystèmes reste imparfaite et agrège des résultats issus de différentes méthodes d'évaluation, comme discuté dans la partie II de ce rapport, les résultats obtenus fournissent tout de même un premier ordre de grandeur de la valeur des bénéfices provenant des écosystèmes marins de la Méditerranée. Cette évaluation porte sur la valeur des flux issus des actifs environnementaux qui composent le capital naturel marin, sans révéler la valeur du stock de capital naturel.

Cette première évaluation révèle à la fois des besoins d'approfondissement, conditionnés par les lacunes en matière de données pertinentes à l'échelle du bassin mais aussi de confortement par des études complémentaires permettant de mieux rendre compte des processus microéconomiques. Dans cette perspective un effort particulier devrait être mis en œuvre pour approfondir le socle de connaissances, tant au niveau écologique (données sur les écosystèmes, les processus écologiques – comme le projet européen MEECE, Marine Ecosystem Evolution in a Changing Environment –, les quantités de flux utilisés...) qu'au niveau économique (valeur ajoutée créée dans les différentes activités maritimes, les usages non marchands des services écologiques marins et littoraux, les emplois générés par ces activités, les taxes et subventions liées à ces activités, etc.). Ces approfondissements pourraient notamment être mis en œuvre dans le cadre d'études de cas, sur des sites spécifiques en Méditerranée ou par secteurs d'activité économique (pêche, tourisme...). Certaines de ces études sont inscrites au programme du Plan Bleu (études locales sur les Aires Marines Protégées et étude régionale sur la durabilité des activités maritimes méditerranéennes).

D'autre part, le cadrage de l'étude vise à estimer la part exclusivement soutenable des bénéfices provenant des écosystèmes marins et donc écarte de cette considération les revenus tirés de l'exploitation non soutenable des ressources naturelles et autres services écologiques d'origine marine. Cependant ce principe n'a pu être appliqué que sur les bénéfices liés à la pêche et sur le service de régulation lié au traitement des rejets, pour des raisons de connaissances et de données. L'intention de ce type de travaux étant de fournir aux décideurs publics des informations utiles à la décision, des travaux complémentaires devraient être mis en œuvre pour mieux quantifier les différentes consommations de capital naturel et pour étendre le champ d'observation afin de saisir les interactions entre les activités à terre et en mer. Des travaux, vont également être mis en œuvre dans cette direction par le Plan Bleu, en concentrant les efforts sur les activités maritimes.

Ces efforts pourraient permettre de développer l'évaluation économique des contributions des écosystèmes à des échelles plus significatives pour les décideurs publics et de s'intéresser plus spécifiquement à certains types d'écosystèmes remarquables tels que les herbiers de posidonies ou à certains services écologiques comme le traitement des rejets. Parallèlement ces avancées pourraient contribuer à conforter la mise en œuvre des comptes satellites environnementaux de la comptabilité nationale des différents pays méditerranéens, en application des préconisations des Nations Unies dans le SEEA 2003 et de ses évolutions. Le SEEA permettant alors de fournir des

agrégat nationaux significatifs en termes de bénéfices soutenable provenant des écosystèmes en faisant la distinction entre la somme des bénéfices perçus et la somme de la consommation de capital naturel et de permettre leur suivi dans le temps.

D'autre part il serait souhaitable d'étudier la dynamique temporelle des relations entre services écologiques et activités économiques ou bien-être. La continuité de ces flux est influencée par les changements à l'œuvre dans les écosystèmes (modifications des milieux physicochimiques et altération des chaînes trophiques par exemple) et dépend de la résilience de ces écosystèmes face aux changements. L'amélioration de ces connaissances requiert là aussi le concours des sciences de la nature et de l'économie, comme base à l'évaluation de la dépendance du développement économique face à la situation écologique. L'interaction entre ces deux disciplines permettrait également de mieux rendre compte des évolutions potentielles des écosystèmes accompagnés des variations qualitatives et quantitatives des services écologiques rendus et de mieux évaluer les implications économique de ces phénomènes dans le cadre d'analyse coûts avantages, par exemple. Ces travaux pourraient servir de base à la définition de mécanismes de régulation visant à atténuer les externalités environnementales et à accroître la durabilité des activités économiques maritimes et côtières en Méditerranée.

D'une manière générale, il semble important d'améliorer le socle de connaissances et les outils d'analyse dans quatre domaines :

- L'approche écosystémique : qui permettrait de mieux comprendre les relations intra et inter écosystèmes, avec un intérêt particulier pour le continuum terre-mer (interactions écologiques) et les effets de seuils (irréversibilité). Ces avancées contribueraient grandement aux études dynamiques, prospectives en particulier. Il est à noter que le PAM s'est engagé sur la mise en œuvre de l'approche écosystémique pour la gestion des activités humaines pouvant affecter l'environnement marin et côtier.
- L'évaluation dynamique des bénéfices provenant des écosystèmes, sur la base d'études rétrospectives, prospectives, de modélisations et de scénarios.
- L'évaluation des coûts de la dégradation, de la dépréciation afin de mieux prendre en compte les effets d'une baisse de fourniture des services écologiques (liés à des consommations de capital naturel ou à des variations climatiques par exemple).
- L'évaluation des couts de la restauration, dépenses de protection ou d'atténuation des externalités environnementales effectives et potentielles, reflétant les actions mises en œuvre pour maintenir un certain niveau de fourniture des services écologiques.

L'approche écosystémique permettrait alors de conforter les scénarios sur le plan écologique et de fournir des indicateurs pertinents pour le suivi et la gestion des écosystèmes. Tandis que les trois approches économiques permettent, elles, de fournir une aide à la prise de décision pour l'allocation des ressources lors d'investissement ou de dépenses publiques et la définition de politiques de développement.

ANNEXE 1 : Liste des Membres du comité de pilotage relatif à cette étude

Par ordre alphabétique :

Lucien CHABASON, Président du Plan Bleu et Directeur délégué, Institut du Développement Durable et des Relations Internationales (Iddri), France. Président du comité de pilotage.

Laurent CHAZEE, Coordinateur du programme « Observatoire des zones humides méditerranéennes », Tour du Valat, France.

Elisabeth COUDERT, Chargée de mission tourisme, Plan Bleu, France.

Christophe DU CASTEL, Chef de projet Méditerranée, Fond Français pour l'Environnement Mondial (FFEM), France.

Abderrahmen GANNOUN, Directeur, Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées (CAR ASP), Tunisie.

Samir GRIMES, Enseignant – chercheur en biologie marine, Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral (ESSMAL), Algérie.

Alain JEUDY de GRISSAC, Coordinateur de programme pour la conservation en milieu marin, Centre pour la coopération en Méditerranée, Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN), Espagne.

Harold LEVREL, Cadre de recherche en économie, Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (Ifremer), France.

Chedly RAIS, Expert senior en biologie marine, bureau d'étude OKIANOS, Tunisie.

Jean-Louis REIFFERS, Vice Président du Plan Bleu et Professeur en économie, Centre de recherche en Développement Economique et Finance Internationale (DEFI), Université d'Aix-Marseille II, France.

Jean-Michel SALLES, Chargé de recherche CNRS en économie de l'environnement, Laboratoire Montpelliérain d'Economie Théorique et Appliquée, Université de Montpellier I, France.

Henri-Luc THIBAUT, Directeur, Plan Bleu, France.

Jean-Louis WEBER, Expert senior en comptabilité environnementale, AEE, Danemark.

ANNEXE 2 : Programme de travail

Le programme de travail de cette étude régionale expérimentale s'est organisé en quatre phases successives :

Phase 1 : cadrage (janvier à mars 2009)

- Etat des lieux théorique et méthodologique. Choix d'une approche macroéconomique.
- Choix des options pour cadrer le champ d'étude en cohérence avec le mandat du Plan Bleu:
 - o Etendue régionale: l'ensemble des écosystèmes marins méditerranéen.
 - o Développement durable: prise en compte des bénéfices soutenables.
- Identification des partenaires et lancement des collaborations.

Phase 2: étude de faisabilité (mars à août 2009)

- Etude préliminaire : déclinaison de Costanza *et al.* (1999) à l'échelle de la Méditerranée en l'appliquant aux surfaces marine et côtières des pays méditerranéens proposées par Martinez *et al.* (2007). Résultats en annexe 3.
- Développement d'une démarche de type macroéconomique et élaboration d'une méthodologie d'estimation de la valeur des bénéfices rendus inspirée du SEEA (UN 2003).
- Identification des services écologiques rendus en Méditerranée (annexe 4) et mise au point d'une grille d'analyse (écosystèmes / services écologiques / bénéfices rendus) pour construire et interpréter les résultats (annexe 5).
- Identification des besoins en données et collecte de données écologiques (les écosystèmes, leur représentation géographique, les services écologiques rendus) et des données économiques relatives aux usages (niveau d'activité, main d'œuvre...).

Phase 3: traitements et résultats (septembre à décembre 2009)

- Traitement des données collectées
- Analyse des résultats
- Diffusion des résultats : rédaction d'un rapport d'analyse.

Phase 4: retour sur expérience pour les participants (Janvier-Mai 2010)

- Diffusion de l'étude (rapport et communications orales)
- Apprentissages
- Perspectives pour l'avenir

ANNEXE 3 : Etude préliminaire

L'étude préliminaire, consistant en un calcul à partir des valeurs unitaires mondiales reportées dans Costanza *et al.* (1997 et dans Costanza *et al.* 1999)⁸³ et des surfaces par pays riverains de la Méditerranée (Martinez *et al.* 2007), permet d'obtenir des ordres de grandeur à l'échelle régionale. Ces valeurs ne doivent pas être considérées comme des résultats alternatifs à ceux de cette étude (les raisons pour lesquelles les valeurs unitaires de Costanza *et al.* (1997) ne paraissent pas utilisables sont évoquées dans la partie I section 2-2). L'étude préliminaire a été entreprise uniquement afin d'indiquer quel était implicitement l'état de la connaissance ; l'article de Costanza *et al.* (1997) est en effet l'un des plus cités (et critiqués) en matière d'évaluation des bénéfices et les données de Martinez *et al.* (2007) sont disponibles sur internet. Il n'existait au moment du lancement de l'étude du Plan Bleu sur les bénéfices liés aux services rendus par les écosystèmes marins de Méditerranée aucune autre base de données facilement accessible et appropriée à cette étude.

Méthodologie adoptée :

- Les valeurs unitaires (en dollars US (USD) de 1997 par hectare) par type de service retenues par Costanza *et al.* (1999) sont les suivantes :
 - Traitement de N, P et K (*nutrient cycling*): 118 USD par ha en haute mer, 1 431 sur le plateau continental, 19 000 dans les herbiers, 21 100 en estuaires.
 - Production alimentaires (*food production*): 15 USD par ha en haute mer, 68 sur le plateau, 52 en estuaire.
 - Production de matières premières (*raw materials*): 2 USD sur le plateau et dans les herbiers, 20 en estuaires
- Les surfaces des différents types d'écosystèmes en km² par pays sont celles utilisées par Martinez *et al.* (2007). Une extrapolation à partir du linéaire côtier par pays permet de générer les données manquantes pour Chypre, Malte, Monaco, Monténégro et Territoires Palestiniens. Un ajustement, nécessaire pour estimer les surfaces des seules zones méditerranéennes, a été réalisé de manière approximative pour l'Egypte, l'Espagne, la France, le Maroc, Israël et la Turquie.

Les surfaces obtenues sont les suivantes :

- Plateau continental : 539 000 km²
- Herbiers : 11 400 km² (extrapolation des données manquantes à partir de la longueur du trait de côte figurant dans Martinez *et al.*, 2007). A noter que cette estimation est très inférieure à celle retenue pour l'étude (35 000 km²)
- Estuaires : 10 000 km² (extrapolation à partir de la surface mondiale indiquée par Costanza)
- Haute mer : 1 960 000 km² (calculé comme la différence entre la surface totale et celle du plateau).

Les principaux résultats sont les suivants :

- La valeur des services rendus par les écosystèmes marins de la Méditerranée représente environ 60% du PNB de la Grèce ou 6 fois le PNB de la Tunisie.⁸⁴

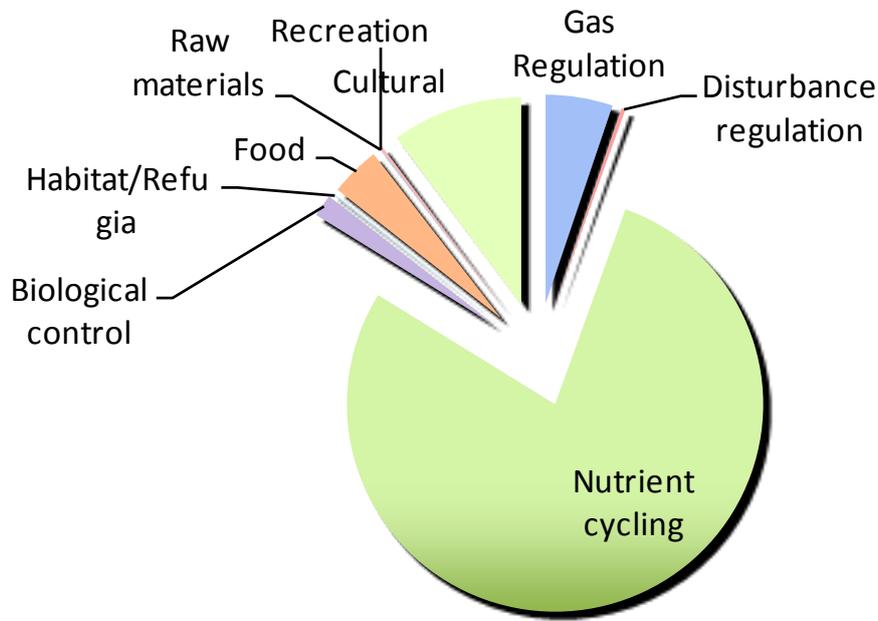
83 Ces valeurs sont converties en Euros de 2005 (indice des prix à la consommation US et cours du change en 2005). <http://www.bea.gov/index.htm>

84 Données Banque Mondiale obtenues sur les sites suivants :

Pour le PIB : <http://siteresources.worldbank.org/DATASTATISTICS/Resources/GDP.pdf>

- Le traitement de N, P et K représente 78% du total de la valeur en Méditerranée ; cette valeur élevée s'explique par l'importance des surfaces de plateau relativement à la haute mer, en comparaison des océans. La régulation climatique représente 5% du total, les produits alimentaires 4%⁸⁵ et les services culturels de nature 10% (Figure 2).

Figure 2 : Répartition de la valeur des services écologiques rendus par les écosystèmes marins en combinant les valeurs retenues par Costanza et les surfaces utilisées par Martinez.



Pour la population : <http://siteresources.worldbank.org/DATASTATISTICS/Resources/POP.pdf>

⁸⁵ La valeur unitaire par ha utilisée par Constanza et al. (1997) est une valeur moyenne mondiale ce qui induit donc une tendance à la sous-estimation (la valeur à la tonne du poisson livré à quai est, en moyenne, plus élevée en Méditerranée) ; Il convient cependant de noter que l'utilisation du prix des prises livrées à quai conduit à une surestimation de la valeur des services rendus par les écosystèmes car elle inclut les consommations intermédiaires (carburant notamment) et les flux de services de capital et de travail (cette question est discutée plus en détail dans la section 1-1 de la deuxième partie de ce rapport) .

ANNEXE 4 : Comparaison des services écologiques retenus pour cette étude avec ceux proposés par différentes sources de référence

Pour cette étude : **en vert** lorsque évalué, **en jaune** lorsqu'inclus dans une catégorie plus large, **en rouge** lorsque non évalué.

	<i>Costanza et al. (1997)</i>	<i>De Groot et al. (2002)</i>	<i>MEA (2005)</i>	<i>Wallace (2007)</i>	<i>Beaumont et al. (2007)</i>	<i>TEEB (en cours)</i>	<i>Cette étude</i>		
	<i>17 SE Globaux</i>	<i>23 SE Globaux</i>	<i>24 SE Globaux</i>	<i>16 SE Globaux</i>	<i>13 SE Marins</i>	<i>22 SE Globaux</i>	<i>11 SE Marins</i>		
Fonction de production	Production de ressources alimentaires	Production de ressources alimentaires	Culture (agriculture)	Ressources alimentaires	Production de ressources alimentaires	Production de ressources alimentaires	Production de ressources alimentaires (pêche, conchyliculture, pisciculture)		
			Elevage						
			Pêche						
			Aquaculture						
	Production de matières premières			Bois de construction	-	Production de matières premières	Production de matières premières	Production de matières premières (y compris médicinales et ornementales) Energies renouvelables	
				Coton, chanvre, soie...	-		Eau douce		Eau potable
				Eau douce	Energies		-		
Bois de feu				-					
Production de ressources génétiques			Ressources génétiques	-	-	Production de ressources génétiques	Ressources génétiques et biochimiques		
-	-		Produits biochimiques	-	-	-	Inclus dans matières Premières		
-	Production de ressources médicinales	Médecines naturelles, Pds. pharmaceutiques	-	-	Production de ressources médicinales (produits biochimiques, organismes test...)				
	Production de ressources ornementales	-	-	-	Production de ressources ornementales				
Fonction culturelle et informationnelle	Récréation	Récréation	Récréation et écotourisme	Loisir et récréation	Loisir et récréation	Récréation et tourisme	Fourniture de support aux activités récréatives		
	Usages culturels non marchands	Esthétique	Esthétique	Esthétique	-	Informations esthétiques	Fourniture d'aménités, (inclus paysage, climat local, cycle de l'eau)		
		Informations culturelles et artistiques	-	-	Héritage culturel et identitaire	Inspiration culturelle et artistique	Support culturel et spirituel		
		Informations spirituelles et historiques	Contentement spirituel et religieux	Contentement spirituel et religieux	Sentiment de bien-être, de bien vivre	Expériences spirituelles	inclus dans support culturel et spirituel		
		Information scientifique et éducative	-	-	Information pour le développement cognitif	Information pour le développement cognitif	inclus dans support culturel et spirituel		
	-	-	-	A benign social group	-	-	-		
	-	-	-	Meaningful occupation	-	-	-		
-	-	-	Valeur d'option (possibilité de développer d'autres usages dans le future)	Valeur d'option (possibilité de développer d'autres usages dans le future)	-	-	Non prise en compte dans cette étude néanmoins intégrée à la réflexion.		

	<i>Costanza et al. (1997)</i>	<i>De Groot et al. (2002)</i>	<i>MEA (2005)</i>	<i>Wallace (2007)</i>	<i>Beaumont et al. (2007)</i>	<i>TEEB (en cours)</i>	<i>Cette étude</i>
Fonction de régulation	Régulation de la qualité de l'air			Oxygène	Régulation de l'air et du climat	Régulation de la qualité de l'air	Régulation de la qualité de l'air
	Régulation du climat mondial			Environnement chimique		Régulation du climat	Régulation du climat mondial
	Régulation du climat local et des risques naturels			Température	Disturbance prevention (flood and storm protection)	Atténuation des événements extrêmes	Climat local inclus dans Aménités
				Lumière			Atténuation des risques naturels (inclus érosion)
	Régulation du cycle de l'eau	Régulation du cycle de l'eau		Humidité	-	Régulation du cycle de l'eau	Régulation du cycle de l'eau inclus dans Aménités
	Fourniture de l'eau			-	-	Non applicable	
	Atténuation de l'érosion			-	-	Prévention de l'érosion	Erosion incluse dans Atténuation des risques naturels
	Formation de terres		-	-	-	Formation de terres	Non applicable
	Recyclage des nutriments		-	-	-	Classé dans fonction support	Considéré comme fonction support
	Traitement des rejets		Purification de l'eau et traitement des déchets	-	-	Traitement des rejets	Traitement des rejets
	Pollinisation		Pollinisation	-	-	Pollinisation	Non applicable
	Contrôle biologique (maintient de la structure et du fonctionnement de la chaîne trophiques)		-	-	-	Contrôle biologique (maintient de la structure et du fonctionnement de la chaîne trophiques)	Considéré comme fonction support
-	-	Régulation des maladies	-	-		Régulation des maladies et des parasites à destination humaine : inclus dans Traitement des rejets	
-	-	Régulation des parasites	Protection contre la prédation	-	-		
Fonction support	Refuge/habitat	Refuge	-	-	Habitat	Nurserie	Fonction non estimée car sont considérés comme des processus écologiques intermédiaire à la réalisation des services écologiques finaux
	-	Frayère/Nurserie	-	-	-	Protection de la diversité génétique	
	-	-	-	-	Resilience and resistance (life support)	-	
	-	-	-	-	Recyclage des nutriments	-	

ANNEXE 5 : Contributions des écosystèmes marins méditerranéens à la fourniture des services écologique abordés par l'étude

Type Ecosystème	Fonctions et services écologiques										
	Fonction de prélèvement			Fonction de régulation					Fonction culturelle et récréative		
	Production de ressources alimentaires	Production de matières premières	Production de ressources génétiques et bio-chimiques	Production d'énergies renouvelables	Régulation de la qualité de l'air	Régulation du climat mondial	Atténuation des risques naturels	Traitement rejets	Aménités	Support aux activités récréatives	Support culturel et spirituel
Les herbiers de posidonies	Habitat, frayère, Nurserie pour des ressources halieutiques		?	?	?	Séquestration CO ₂ dans la matte	Atténue l'érosion	Contribution à l'absorption des rejets organiques	Contribue au paysage littoral et à la présence d'une biocénose spécifique	Plongée, baignade,...	?
Les concrétions de coralligène	Habitat, frayère, nurserie pour des ressources halieutiques	Production de corail rouge, éponges...	?	?	?	Séquestration CO ₂ par la formation de carbonates	?	Contribution à l'absorption des rejets organiques	Contribue au paysage littoral et à la présence d'une biocénose spécifique	Plongée, baignade,...	?
Les fonds sableux	Habitat, frayère, nurserie pour des ressources halieutiques	[Granulats (*)]	?	?	?	Séquestration CO ₂ dans les sédiments	?	Contribution à l'absorption des rejets organiques	Contribue au paysage littoral présence d'une biocénose spécifique	Baignade,...	?
Les fonds rocheux à algues photophiles	Habitat, frayère, nurserie pour des ressources halieutiques	?	?	?	?	?	?	Contribution à l'absorption des rejets organiques	Contribue au paysage littoral et à la présence d'une biocénose spécifique	Plongée, baignade,...	?
Mer du large	Habitat pour des ressources halieutiques	[Extraction pétrolière (*)]	Ressources génétiques des habitats profonds ?	Houle ?	?	Séquestration CO ₂ dans les eaux et les sédiments + précipitations issues de l'évaporation	?	Contribution à l'absorption des rejets organiques et à la dilution des autres rejets	Contribue au paysage littoral + présence d'une biocénose spécifique +participe au climat local (brise marine...)	Plaisance, croisière, Whale watching, Sports nautiques...	?

(*) : Dans cette étude, la production de matières premières par les écosystèmes marins n'est pas considérée comme un bénéfice puisqu'il résulte d'un usage non durable, reposant sur l'extraction d'une ressource qui constitue la base d'existence d'un écosystème.

ANNEXE 6 : Valeur liée aux précipitations suite à l'évaporation de la mer Méditerranée

L'océan a un rôle majeur dans le cycle de l'eau. Au niveau global, l'évaporation à la surface des océans est plus importante qu'à la surface des terres alors que les précipitations sont relativement plus importantes sur les terres que sur l'océan. La présence de la mer Méditerranée a une influence considérable sur le régime des précipitations reçues par les pays riverains et donc sur le climat régional dont bénéficient les populations résidentes des bassins versants méditerranéens. En son absence, le climat des zones côtières serait beaucoup plus sec qu'il ne l'est déjà. Il est à noter que ce service écologique ne fait intervenir que des processus abiotiques et ne dépend donc pas directement de la qualité des écosystèmes marins. Il est proposé d'estimer les bénéfices issus de ce service écologique sur la base d'un substitut calculable, celui du consentement à payer pour l'eau d'usage agricole sur les bassins versants méditerranéens, pour la quantité correspondant aux précipitations attribuables à l'évaporation de la mer Méditerranée. On considère que l'eau acquiert une valeur économique lorsque les besoins essentiels sont couverts et que des utilisateurs sont prêts à payer pour obtenir une unité supplémentaire plutôt que de s'en passer (United Nations, 2007⁸⁶).

Méthode :

Evaluation de la quantité des précipitations reçues par les pays méditerranéens :

Le cycle hydrologique de la région méditerranéenne a fait l'objet de nombreuses études. Par rapport à d'autres mers, la Méditerranée est caractérisée par une évaporation importante, supérieure aux précipitations et aux débits des fleuves qu'elle reçoit. Le déficit qui en résulte est compensé par les apports venant de la mer Noire et de la mer de Marmara par le détroit des Dardanelles, de la mer Rouge par le canal de Suez et surtout de l'océan Atlantique par le détroit de Gibraltar.

Mariotti (2001) propose une synthèse de balances de l'eau pour la mer Méditerranée, établies selon différentes méthodes, qui fournissent en particulier la quantité annuelle d'humidité qui sort de l'atmosphère située au dessus de la mer Méditerranée⁸⁷. Cette quantité d'eau nette est par définition celle apportée au système atmosphérique général, qui alimente les précipitations sur l'ensemble de la surface du globe, à l'exception de la mer Méditerranée. Variable selon les années, elle a été évaluée à partir d'observations réalisées de 1979 à 1993, sous diverses hypothèses, entre 488 et 659 mm par an (exprimé par convention en hauteur rapportée à la surface de la mer Méditerranée), soit une quantité moyenne annuelle de 573 mm ou un volume de $1,44 \cdot 10^3 \text{ km}^3$.

Cette quantité est à rapprocher des précipitations reçues par les pays méditerranéens. A partir de données FAO/Aquastat, le Plan Bleu et Margat (2008) fournissent une estimation des volumes annuels de précipitations des pays riverains de la Méditerranée : $2,4 \cdot 10^3 \text{ km}^3$ pour l'ensemble de leur territoire et $1,1 \cdot 10^3 \text{ km}^3$ pour la fraction tombant sur les bassins versants méditerranéens. On constate que cette dernière valeur est proche de la quantité nette d'eau évaporée par la mer Méditerranée. En conséquence, pour simplifier et compte tenu des variabilités temporelles et incertitudes affectant ces évaluations, il est proposé de considérer pour la suite de l'évaluation que la quantité d'eau évaporée de la mer Méditerranée est égale à celle des précipitations reçues par les bassins versants méditerranéens des pays riverains.

86 Ce document présente le cadre conceptuel du SEEA appliqué à l'eau. Il intègre quelques éléments d'application.

87 Moisture divergence.

Estimation des bénéfices issus de ce service :

Les précipitations reçues ne contribuent pas également au bien-être des populations⁸⁸. On distingue principalement (i) l'eau s'évaporant sur les forêts et les sols incultes, (ii) l'eau bénéficiant aux cultures pluviales et (iii) l'eau dite « bleue » utilisée pour les autres usages, irrigation, industrie et usages domestiques, dont les volumes annuels moyens sont disponibles dans les balances annuelles de l'eau établis pour chaque pays riverains par le Plan Bleu et Margat (Plan Bleu, 2007, 2008).

L'estimation de la valeur de l'eau est une question particulièrement complexe, qui est exposée dans le manuel du SEEAW qui applique le cadre conceptuel du SEEA à l'eau (United Nations, 2007). En l'absence de marchés libres de l'eau, ce qui est le cas pour les pays riverains de la Méditerranée comme dans la plupart des pays du monde, le SEEAW propose diverses méthodes d'évaluation dont celle dite des prix fantômes⁸⁹. La détermination du prix fantôme de l'eau requiert cependant un nombre considérable de données empiriques physiques et économiques pour établir une matrice (entrées/sorties) des usages de l'eau puis un modèle de programmation généralisé. En conséquence très peu d'études à l'échelle d'un pays ont été réalisées. Il s'avère que le SEEAW présente une étude concernant le Maroc (Bouhia, 2001), fournissant entre autre des prix fantômes de l'eau pour différents secteurs et diverses conditions d'abondance. Faute de mieux, il est proposé d'utiliser les résultats de cette étude, en les extrapolant à l'ensemble des pays méditerranéens.

Une approche particulièrement prudente a été retenue :

- Valorisation limitée aux bénéfices rendus pour le secteur agricole qui est le principal usager de l'eau en Méditerranée (les données disponibles concernant les volumes affectés aux autres usages étant sujettes à caution pour cette valorisation)
- Prix fantôme de l'eau retenu dans Bouhia (2001) correspondant à une année moyenne sans contraintes hydriques particulières basées sur des observations des années 1990. Bouhia (2001) montre que ce prix présente une élasticité fortement décroissante avec la disponibilité des ressources (diminue peu lorsque la disponibilité est supérieure à celle d'une année moyenne, mais augmente fortement en cas de disponibilité inférieure à la moyenne). Certaines prévisions de la Banque Mondiale citées dans Bouhia (2001) font état d'une prévision de réduction, par rapport à l'année de référence de 1997, de 50% de la disponibilité *per capita* au Maroc en 2020, caractérisée par une situation dite de stress hydrique chronique. On peut donc faire l'hypothèse que le prix fantôme actuel de l'eau agricole est déjà beaucoup plus élevé que celui pris en compte dans le calcul.
- Scénario de base établi en 1997. A cette époque les usages non soutenables de l'eau faisaient déjà l'objet de vives critiques (utilisation des ressources souterraines, sans contrainte autre que le coût de pompage) mais ces usages étaient encore très répandus et souvent majoritaires, ce qui tend à faire baisser le prix fantôme de l'eau.

En 1997, la valeur marginale d'un mètre cube d'eau supplémentaire apporté au secteur agricole était estimé au Maroc à 0,36 DH/m³ (où DH : Dirham marocain), soit actualisé et converti en euro 2005 : 0,036€/m³. Ce prix est très largement inférieur au coût observé de production de l'eau pour l'irrigation évalué à 1,14 DH/m³ pour les ressources souterraines à cette même époque, et est aussi inférieur au coût de mobilisation de l'eau pour les ressources de surface.

Pour la détermination des quantités d'eau agricole utilisées sur les bassins versants méditerranéens, les statistiques FAO/Aquastat ont permis d'estimer l'utilisation de l'eau pour l'agriculture de chaque pays méditerranéens à partir des données de 2000, pour l'ensemble de leur territoire national. S'appuyant sur les données du Plan Bleu et Margat (2008) la part relative à leur bassin versant

⁸⁸ Et provoquent même régulièrement des dommages, voire des catastrophes, non considérés ici.

⁸⁹ "Shadow prices".

méditerranéen a été calculée en établissant la proportion entre (i) les ressources en eau renouvelables mobilisables en année moyenne sur l'ensemble du territoire national de ces pays et (ii) ces mêmes ressources pour la fraction de leur territoire appartenant au bassin versant méditerranéen. Les ajustements nécessaires ont été réalisés pour tenir compte des cas particuliers (par ex. en Egypte, prise en compte des seules précipitations, hors apports du Nil) et compléter les tableaux. Il a été vérifié que la quantité totale obtenue de l'utilisation de l'eau contemporaine (non souterraine) dans l'agriculture est proche (+ 12%) de celle estimée par Plan Bleu et Margat (2008) dans les bassins versants de chaque pays méditerranéens. Le total annuel est de 72,65 km³, dont trois pays totalisent 60% : l'Italie (28%), la Turquie (17%) et l'Espagne (15%).

Au final, en 2005, la valeur des bénéfices rendus pour l'agriculture à l'échelle régionale atteindrait presque 3 milliards d'euros.

Résultats :

La valeur nationale des bénéfices est fonction des consommations estimées d'eau agricole par pays pour leur bassin versant méditerranéen, en désagrégeant par pays les consommations d'eau agricole selon la méthode exposée plus haut pour l'évaluation d'ensemble du bénéfice.

Discussion et perspectives :

L'estimation de la contribution de la Méditerranée au grand cycle de l'eau fait encore l'objet de travaux scientifiques. Les données utilisées pour cette étude sont relativement récentes et font encore l'objet de débats au sein de la communauté scientifique, comme le montre la dispersion des résultats présentés par Mariotti (2001). Les recherches scientifiques en cours sur le climat global et sa déclinaison régionale en Méditerranée devraient permettre d'affiner cette estimation des précipitations. A noter que cette dernière est éminemment variable d'une année sur l'autre et dépend de l'évolution du climat. Faute de données spécifiques relatives à l'année de référence de l'étude (2005), cette évaluation est davantage celle d'une année moyenne telle qu'établie à partir d'observations physiques et économiques réalisées dans les années 80 et 90.

Le choix de s'en tenir au seul secteur agricole est principalement dicté par le fait que ce secteur est le principal usager de l'eau en Méditerranée. D'autre part, les données physiques disponibles pour les autres secteurs ont paru sujettes à caution ou difficiles d'emploi pour certains pays. Ainsi l'eau utilisée en grande quantité pour le refroidissement des centrales de production électriques est fréquemment réutilisée, ce qui n'est pas le cas après certains autres usages industriels fortement polluants. En conséquence, cette étude ne tient pas compte des bénéfices fournis par l'eau dans d'autres secteurs d'activités tels que le tourisme, l'énergie et les usages domestiques. Cette évaluation pourrait dans ce domaine être complétée, en liaison avec des spécialistes des usages de l'eau en Méditerranée.

La principale difficulté de l'évaluation tient à la détermination économique de la valeur de l'eau. L'approche par les prix fantômes semble particulièrement intéressante, mais elle demande en amont des travaux d'analyse considérables qui ont notamment été réalisées en Chine (Xiuli, 2008) et au Maroc (Bouhia, 2001). Ce dernier pays a fait l'objet d'un travail de fond, qui présente l'avantage de concerner un pays méditerranéen et d'être cité comme exemple par le SEEAW. Les résultats de ces travaux ont donc été utilisés pour cette étude, et faute de mieux, extrapolés à l'ensemble des pays du bassin méditerranéen. Le prix fantôme de l'eau d'usage agricole est par définition dépendant de la fonction de production agricole, qui est différente d'un pays à l'autre, en particulier entre pays du nord et du sud. On peut toutefois supposer que tous les pays du bassin méditerranéen ont développé des modes de productions adaptés à leur disponibilité en eau en année moyenne en se

basant sur l'efficacité agronomique l'eau, déterminant de l'efficacité économique de l'eau dans l'agriculture⁹⁰.

Si la régulation du climat est généralement considérée dans la liste des services rendus par les écosystèmes, les bénéfices issus des précipitations ne sont généralement pas pris en compte par les auteurs qui ont travaillé sur les écosystèmes marins (Martinez, 2007 ; Beaumont, 2007). L'évaluation des bénéfices issus du rôle de la Méditerranée dans le cycle de l'eau régional est proposée ici à titre exploratoire car elle ne correspond pas au cadre d'analyse retenu. En effet comme évoqué en section I.4.2 le cycle de l'eau n'est pas véritablement assimilable à un service écologique car les processus écologiques à l'œuvre sont essentiellement abiotiques et que l'homme n'a pas de prise directe sur ces derniers.

90 L'efficacité agronomique de l'eau compare le rendement de la biomasse à l'eau utilisée (précipitation et irrigation) par unité de surface.

L'efficacité économique de l'eau fait le rapport entre la valeur du produit agricole et les coûts d'opportunité de l'eau mobilisée pour la production agricole.

Une objection peut être apportée à l'hypothèse proposée en considérant le poids que la technologie d'irrigation peut avoir sur les choix du type d'agriculture et de produits cultivés. Les pays riverains de la Méditerranée, souvent confrontés à des périodes de stress hydriques ont su développer de telles technologies depuis l'antiquité. Il faut noter que bien souvent c'est le développement de cette technologie qui a permis de développer d'une agriculture spécifique et non les qualités structurelles climatiques du territoire. L'efficacité hydraulique du réseau d'irrigation peut alors compenser les besoins en eau de certains produits agricoles et expliquer leur culture, même dans un contexte de rareté de l'eau.

ANNEXE 7 : Soutenabilité faible *versus* soutenabilité forte

Atkinson et al. (1997) et Neumayer (2003) présentent en détail les débats ayant opposés tenants de la soutenabilité forte ou faible, notamment Solow (1979) et Stiglitz (1979) à Geogescu-Roegen (1971, 1975)⁹¹.

L'analyse économique de la soutenabilité à son origine dans les travaux de Hotelling (1931) portant sur la rente de ressource dans le secteur minier. On peut distinguer capital naturel marchand (ressources non renouvelables et certaines ressources renouvelables) et capital naturel non-marchand (une partie des ressources renouvelables qui correspondent aux services environnementaux comme les aménités et les capacités d'absorption de la biosphère). S'agissant du capital naturel marchand, la dépréciation se mesure en agrégeant les rentes de rareté Hotelliennes⁹².

Dans une situation d'optimisation, ces rentes issues des ressources non-renouvelables apparaissent comme le prix de la ressource moins son coût marginal d'extraction. La règle de Hartwick (1978) stipule qu'elles doivent être entièrement réinvesties dans du capital physique produit afin de maintenir le capital total intact. Solow (1986) montre qu'un sentier de consommation non décroissante (soutenable) est conforme à la règle d'Hartwick d'équité intergénérationnelle⁹³. Le concept de soutenabilité faible est ainsi une application directe aux ressources non renouvelables de la relation entre épargne et croissance dans la théorie de la croissance (Cabeza-Gutés, 1996).

Pearce and Atkinson (1993) décrivent une telle situation de soutenabilité faible à partir de l'équation suivante :

$$Z = (S - \delta_m K_m - \delta_n K_n) / Y \geq 0 \quad (1)$$

Où Z est un indicateur national de soutenabilité, S l'épargne investie dans un fonds de compensation de la dégradation capital naturel, K_m et K_n le capital physique produit et le capital naturel, δ_m et δ_n des taux de dépréciation et Y le revenu national (on suppose que le taux de dépréciation du capital humain δ_h est nul). Comme on le voit, l'indicateur national de soutenabilité faible peut rester constant (ou même être croissant) dans une situation de destruction de capital naturel. On peut également noter que l'indicateur de Pearce et Atkinson ne prend pas en compte le progrès technique (Cabeza-Gutés 1996).

Concernant le capital naturel non marchand, la plupart des études existantes ne mesurent pas le coût de la dépréciation, ou bien utilisent des procédures d'estimation hétérogènes. Solow (1992) recommande d'appliquer le concept de rente de rareté au capital non marchand, comme au capital marchand, afin de préserver la cohérence du cadre conceptuel. La difficulté pratique d'estimation de la rente de rareté tient cependant à l'absence de droits de propriété (et donc l'absence de coût d'accès aux ressources et de prix de marché). Une solution possible est d'utiliser des prix fictifs, la valeur d'usage (VU) ou la valeur économique totale (VET). L'intersection entre la courbe de demande d'actifs non marchands (demandes individuelles exprimées ; VU et VET) et celle des coûts marginaux de restauration du capital naturel définit alors le point optimal d'utilisation pour lequel la rente de rareté fictive est nulle. L'évaluation d'une rente fictive induit cependant un risque

91 On peut également se référer à Daly (1997).

92 La règle d'Hotelling ayant été élaborée à partir de l'analyse des conditions d'exploitation des gisements miniers, elle rend mal compte d'une situation dans laquelle la destruction des écosystèmes est induite par l'activité humaine. Chavassus-au-Louis et al. (2009) envisagent une version amoindrie de la règle de Hotelling consistant à faire évoluer les prix à un rythme égal au taux d'actualisation amputé du taux de reconstitution des écosystèmes détruits. Cette approche conduit cependant à négliger les risques d'irréversibilité et de perte de résilience.

93 Voir, par exemple, Faucheux and Froger (1994) pour une présentation non technique mais néanmoins un peu plus détaillée.

de confusion entre l'optimisation économique et l'utilisation soutenable du capital naturel. En effet, l'optimum économique de court terme peut dépasser le seuil limite d'utilisation soutenable (Huetting 1989).

Dans la présente étude, le capital naturel et le capital physique produit ne sont pas substituables et l'approche de la soutenabilité est dite forte ; cela exige *a minima* la préservation d'un stock critique de capital naturel (K_n^*), ce qui est décrit par Pearce and Atkinson (1993) à partir de l'équation suivante :

$$\delta_n K_n^* \leq 0 \quad (2)$$

Cette contrainte implique un taux de dépréciation nul ou négatif et une possibilité d'appréciation du capital naturel critique.

On peut par ailleurs mentionner que certaines approches récentes proposent un dépassement de l'opposition binaire entre soutenabilité forte et faible.

Ainsi, Hediger (1999, 2000) identifie quatre type de soutenabilité:

- « soutenabilité très faible » qui correspond à la soutenabilité Hartwick-Solow : la capacité de production de l'économie doit être maintenue constante ;
- « soutenabilité faible » : la valeur du capital total qui est composée du capital physique produit et du capital naturel doit être préservée ;
- « soutenabilité forte » : certaines fonctions environnementales doivent être préservée et le capital naturel (ou la qualité de l'environnement) doit être maintenu constant ; la soutenabilité forte implique donc une croissance du stock de ressource renouvelables par recyclage ;
- « soutenabilité très forte » ; elle requiert le passage à un état stationnaire de l'économie avec population et production constante et une préservation de toutes les types de ressources naturelles.

Enfin Chevassus-au-Louis *et al.* (2009, 176) considèrent pour leur part que la question peut être décomposée selon trois situations hypothétiques qui renvoient à la discussion sur le caractère substituable de la biodiversité :

- pertes irréversibles d'éléments de services écosystémiques techniquement substituables ;
- pertes d'éléments irremplaçables de biodiversité mais dont les conséquences imaginables ne menacent pas la survie de nos sociétés ;
- pertes d'éléments indispensables de biodiversité dont les conséquences, imprévisibles, mettent en jeu la survie de nos sociétés telles que nous les connaissons, voire l'avenir de l'Humanité.

ANNEXE 8 : Calcul de la rente de ressource dans le secteur de la pêche selon le SEEA

La rente étant résiduelle, la méthode de calcul est la suivante :

$$(1) \quad MI = Q - IC - w.N \quad \text{et donc (1')} \quad MI = VA - w.N$$

MI, est le revenu des entrepreneurs (*mixed income*). Dans le cas de la pêche, MI est le revenu mixte des patrons pêcheurs associant rémunération du travail non salarié et flux de services de capital, c'est à dire des équipements).

Q la valeur de la production ; $Q = \sum p_i q_i$; p_i prix unitaires moyens à quai pour l'espèce i et q_i quantité capturées débarquées au cours de la période considérée (de préférence une année).

IC consommations intermédiaires (*intermediate consumption*)

VA la valeur ajoutée dans le secteur, qui correspond aux flux de services des facteurs travail et capital (incluant les subventions de production mais excluant les taxes de production)

w.N rémunération du travail salarié (w le taux de salaire et N le nombre de salariés)

$$(2) \quad GOS = MI - CL \quad \text{et donc (2')} \quad GOS = VA - w.N - CL$$

GOS le résultat brut d'exploitation (*gross operating surplus*)

CL compensation pour le travail non salarié (*compensation of labour*) des entrepreneurs patrons pêcheurs

$$(3) \quad NOS = GOS - CFC \quad \text{et donc (3')} \quad NOS = VA - w.N - CL - c.K$$

NOS le résultat net d'exploitation (*net operating surplus*).

CFC consommation de capital fixe (*consumption of fixed capital*) $CFC = c.K$, avec c le taux de dépréciation (*depreciation rate*) et K le stock de capital fixe ; $c = 7,5\%$ dans l'exemple portant sur la pêche présenté dans le manuel SEEA.

$$(4) \quad RR = NOS - r.K \quad \text{et donc (4')} \quad RR = VA - w.N - CL - c.K - r.K$$

RR la rente provenant des ressources naturelles

r.K la rémunération du capital fixe ; r le taux de rémunération nette du capital fixe (*rate of return*) ; r = 4% dans le cas présenté dans le manuel SEEA. Puisque $VA = Q - IC$, on a donc

$$(4'') \quad RR = Q - IC - w.N - CL - c.K - r.K$$

ANNEXE 9 : Estimation du rôle du capital naturel comme déterminant de l'activité dans l'hôtellerie

Une estimation de l'effet du littoral sur l'activité hôtellerie est proposée. Elle repose, d'une part, sur l'utilisation de données régionales au niveau des régions méditerranéennes équivalentes au niveau 3 dans la nomenclature des unités territoriales statistiques de l'UE (NUTS 3). Dans la base de données Eurostat, les données pour quatre pays de l'UE sont disponibles: l'Espagne, la France, la Grèce et l'Italie (provincias en Espagne, équivalent des départements en France, nomoi en Grèce, province en Italie) reportées. reportées dans la base de données Eurostat, d'autre part, sur la mesure de la longueur du trait de côte (variable *lcote*) par NUTS 3 réalisée par le Plan Bleu à partir des cartes Euromaps et GEBCO⁹⁴ (estimation obtenue en utilisant des techniques de SIG par Karel Primard de Suremain). Il apparaît légitime de considérer cet effet comme un indicateur de bénéfices des services rendus par les écosystèmes et donc d'utiliser la part relative de l'activité liée au littoral comme approximation de la rente de ressource liée à ces écosystèmes en pourcentage de la valeur ajoutée (VA). Il convient de préciser d'emblée qu'une autre part de l'activité peut être liée à la présence de services rendus par des écosystèmes terrestres. Il est considéré ici que l'utilisation de la longueur du trait de côte permet d'identifier le seul effet lié aux écosystèmes marins et non la totalité de la rente de ressource.

Hypothèse et données

L'hypothèse adoptée est que l'activité économique (variable expliquée) est influencée positivement par la longueur du trait de côte, toutes choses étant égales par ailleurs (c'est à dire en introduisant des variables de contrôle). Idéalement, on souhaiterait estimer cette relation en utilisant des variables micro-économiques. La difficulté d'accès à ce type de données incite à utiliser des variables régionales au niveau NUTS 3 pour différents pays de l'UE malgré le caractère limité des données disponibles.

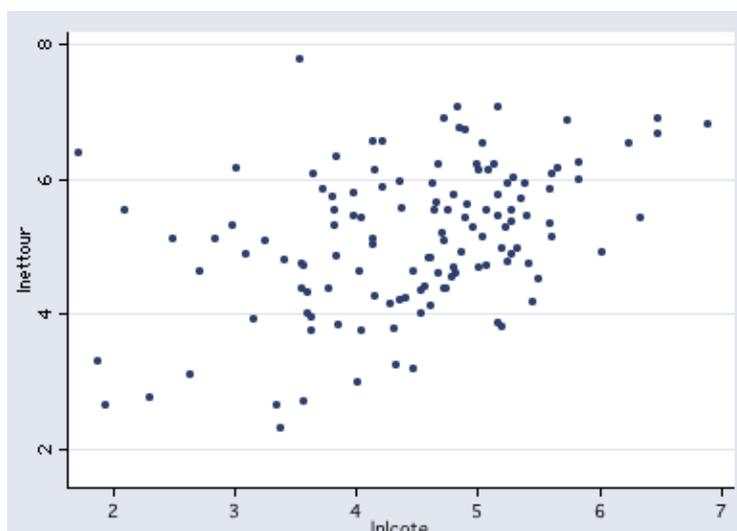
Les contraintes en matière de données portent à la fois sur la variable expliquée et les variables de contrôles disponibles au niveau NUTS 3 pour les pays méditerranéens de l'UE. Le nombre d'établissements hôteliers (variable « *ettour* ») est le seul indicateur d'activité disponible au niveau NUTS 3. Les variables disponibles au même niveau qui peuvent être considérées comme explicatives de l'activité dans l'hôtellerie et donc du nombre d'établissements sont la population résidente (*pop*), la superficie du NUTS (km²), le revenu par habitant en standard de pouvoir d'achat (*gdp_pps*) et le salaire moyen dans le secteur hôtellerie-restauration (*wht*). La population et la superficie sont combinées en une mesure de la densité démographique (*pop_km2*) ; on attend une influence positive de la densité sur le nombre d'établissements (plus de densité, plus d'activité hors tourisme nécessitant des services hôteliers). De même pour le revenu par habitant (effet de richesse et indication de l'importance de services supérieurs fort consommateurs de services hôteliers). On attend par contre une influence négative du salaire (les établissements seront localisés dans les régions de même caractéristique mais où les coûts salariaux sont moins élevés).

En 2005, qui est l'année de référence pour l'étude, on dispose dans la base Eurostat d'informations concernant ces variables pour 4 pays méditerranéens de l'UE : l'Espagne, la France, la Grèce et l'Italie. Au total, la taille de l'échantillon est de 126 observations (126 NUTS 3 ; 16 en Espagne, 9 en France, 40 en Grèce, 61 en Italie). La distribution par NUTS 3 de la relation entre longueur du trait

⁹⁴ International Hydrographic Organization (IHO) and the International Oceanographic Commission (IOC) of UNESCO.

de côte et nombre d'établissements (les deux variables en log) est présentée sur la figure 3. La répartition du nuage de points suggère l'existence d'une relation positive.

Figure 3 : Relation entre longueur du trait de côte et nombre d'établissements (log-log)



Tests et résultats

On teste dans une régression multiple la relation entre ces variables. Afin de tenir compte des différences dans les caractéristiques des économies nationales de ces 4 pays, on ajoute des variables muettes pays qui prennent la valeur 1 lorsque le NUTS3 se trouve dans le pays considéré et 0 dans le cas contraire ; la Grèce est la variable omise ce qui signifie que la valeur de la constante correspond à la situation de la Grèce (pour les autres pays, il faut calculer la somme de la constante et de la variable muette).

La relation testée est donc de la forme suivant :

$$\lnnettour = \alpha + \beta \cdot \ln(lcote) + \gamma \cdot \ln(pop_km2) + \delta \cdot \ln(gdp_pps) + \zeta \cdot \ln(wbt) + des + dfr + dit + \varepsilon$$

Où α est la constante, β , γ , δ , ζ , les coefficients des variables qu'ils précèdent, *des*, *dfr* et *dit* sont les variables muettes représentant l'Espagne, la France et l'Italie et ε un terme d'erreur. Les résultats de la régression multiple en moindres carrés ordinaires sont présentés dans le tableau 1.

Compte tenu de l'hétérogénéité des NUTS, le R2 obtenu est relativement élevé (0.48 pour le R2 ajusté). Les coefficients sont significatifs (au seuil de 1% sauf pour la densité dont le coefficient est significatif au seuil de 10%) et du signe attendu pour les 4 variables explicatives : effet positif pour la longueur du trait de côte, le revenu par habitant et la densité démographique ; effet négatif pour le salaire moyen. Les coefficients des variables muettes sont positifs et significatifs ce qui indique un nombre d'établissement relativement plus élevé en Espagne, en France et en Italie qu'en Grèce, ce qui n'est pas surprenant compte tenu de la longueur du trait de côte de la Grèce. La constante (α) capture l'effet constant du pays dont la variable muette est omise (la Grèce).

Le coefficient d'une valeur de 0.6 obtenu pour la longueur du trait de côte peut être interprété comme une élasticité. Une augmentation de 10% du trait de côte d'un NUTS est associée, sur l'échantillon considéré, à une augmentation (significative au seuil de 1%) du nombre d'établissements hôteliers de 6 dans ce NUTS. Il s'agit d'un effet relatif moyen en variation. Il est également possible d'estimer un effet moyen relatif en niveau.

Mesure de l'effet en niveau du littoral méditerranéen sur le nombre d'établissements

Afin d'estimer l'effet relatif moyen en niveau, on multiplie le coefficient par la valeur moyenne (en log) de la longueur du trait de côte, puis on calcule l'exponentielle de la valeur obtenue.

On calcule la valeur de la moyenne pour le log de lcote et on obtient 4.46959.

On multiplie cette moyenne (X) par le coefficient β et on passe ensuite en exponentielle :

$$\beta X = .6004553 \times 4.46959 = 2.683789$$

$$\text{Exp}(\beta X) = 14.64$$

On calcule la moyenne (mean) pour le log de Ettour et on obtient 281.3492.

On calcule alors le ratio $\text{Exp}(\beta X)/\text{Ettour}$ qui est, en pourcentage, le nombre d'établissements en plus du fait de l'effet lié à la longueur du trait de côte.

$$\text{Effet} = 14.64/281.3492 = 5.2 \%$$

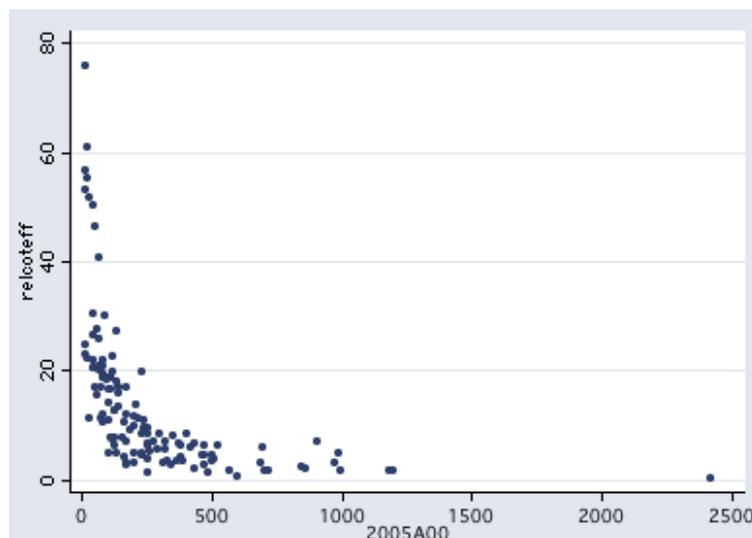
Soit une estimation de l'ordre de 5%.

On peut considérer, si on retient une hypothèse de relation linéaire entre longueur du trait de côte et bénéfices liés aux écosystèmes marins et côtiers, que ce pourcentage donne une indication de la part de la rente de ressource (capital naturel des espaces marins et côtiers uniquement) dans la VA sur secteur hôtelier. Faute de mieux, on pourra appliquer cette part pour l'estimation de la rente de ressource dans la restauration, les activités touristiques et l'immobilier dans les régions NUTS 3 littorales (une estimation similaire n'étant pas possible pour ces activités du fait de l'absence de variables représentatives).

Tentative d'estimation de l'effet littoral par NUTS

On génère maintenant pour chaque NUTS une valeur prédite (par l'équation) de l'effet littoral (variable lcoteeffect), que l'on passe ensuite en exponentielle et que l'on mesure relativement au nombre d'établissements du NUTS. Les résultats obtenus sont présentés sur la figure 4.

Figure 4 : Relation entre nombre d'établissements (en abscisses) et effet littoral sur le nombre d'établissement par NUTS, en pourcentage (en ordonnées)



On constate que l'effet relatif est d'autant plus fort que le nombre d'établissements est faible, ce qui est conforme à l'intuition. Des valeurs élevées sont obtenues dans les îles grecques, la Corse et la Sardaigne (notamment le NUTS3 correspondant à la Costa Smeralda).

Résultats incluant des variables muettes pour les NUTS3 méditerranéens insulaires

On obtient des résultats similaires en ajoutant une variable muette pour les NUTS insulaires (disland) ; un effet positif peut être attendu, les îles étant considérées a priori comme plus attractives, mais le coût de franchissement de l'espace réduit cependant l'accès ce qui peut laisser présager d'un effet négatif.

On introduit également des variables muettes spécifiques pour les Baléares (prises dans leur ensemble, la variable muette s'applique aux 3 NUTS3 que constituent les Baléares), la Corse (idem, 2 NUTS3), la Sardaigne (8 NUTS3) et la Sicile (12 NUTS3). Ces variables sont notées dbar, dcor, dsar et dsic. Les îles grecques correspondent à la variable muette omise ce qui signifie que la valeur de la variable muette disland correspond à la situation des îles grecques.

On constate que coefficient n'est plus significatif pour la densité démographique et le salaire. Il reste par contre significatif au seuil de 1% et de même niveau pour le trait de côte et le revenu par habitant. Le coefficient est positif pour la variable muette disland (et donc pour les îles grecques) mais négatifs pour dbar, dcor et dsic ; les valeurs absolues nettement supérieures au coefficient de disland pour dcor, dsar et dsic indiquent que, dans ces 3 îles, le nombre d'établissement relativement plus faible que dans le pays respectif. La principale difficulté dans cet exercice tient aux différences qui existent, par exemple entre les Baléares et les îles grecques, en matière de taille moyenne des établissements (nombre de lits). Ces différences sont en partie capturées par les variables muettes pays mais elles ne peuvent être contrôlées au niveau NUTS3 du fait de l'absence de données sur le nombre de lits.

ANNEXE 10 : Répartition des captures par type d'écosystème

Répartition des données de captures issues des statistiques de la FAO (tableau 8). Données de 2005 parues en 2007.

Les captures renseignées correspondent aux captures effectuées dans les groupes d'espèces qui ont pu être associés à un ou des écosystème(s) suivant le comportement des individus adultes de ces espèces. L'expertise est fournie par le Pr. Patrice Francour, laboratoire ECOMERS, Univ. Nice Sophia Antipolis). Lorsque la répartition engendrait des chiffres à virgules, les données ont été arrondies.

Tableau 8 : Répartition des captures par type d'écosystème

Groupes d'espèces	données FAO	captures renseignées	Herbier	Fonds meubles	Fonds rocheux	Coralligène	Pleine eau
Albacore	3 657	3 658					3657
Angels shark	14	14		14			
Angels sharks, sand devils nei ⁹⁵	102	102		102			
Angler(=Monk)	5 762	5 762			2 881	2 881	
Aquatic invertebrates nei	4						
Argentines	109	109					109
Aristeid shrimps nei	3 174	3 174		3 174			
Atlantic bluefin tuna	23 886	23 886					23 886
Atlantic bonito	77 460	77 460					77 460
Atlantic horse mackerel	2 354	2 354					2 354
Atlantic mackerel	14 644	14 644					14 644
Atlantic pomfret	20	20					20
Axillary seabream	125	125	42		42	42	
Barracudas nei	2 668	2 668					2 668
Basking shark	4	4					4
Black goby	3	3		1	1	1	
Black seabream	284	284	95		95	95	
Blackmouth cat shark	52	52		52			
Blackspot(=red) seabream	12	12	4		4	4	
Blotched picarel	820	820					820
Blue and red shrimp	2 413						
Blue ling	42	42		21			21
Blue shark	66	66					66
Blue whiting(=Poutassou)	8 805	8 805					8 805
Bluefish	2 783	2 783					2 783
Bogue	30 544	30 544					30 544
Brill	55	55		55			
Broadtail shortfin squid	44	44		44			
Brown meagre	139	139	46		46	46	
Brushtooth lizardfish	119	119		119			
Canary drum (=Baardman)	4	4	1		1	1	
Caramote prawn	6 649						
Carangids nei	473	473					473
Cat sharks, nursehounds nei ⁹⁶	343	343		343			
Cephalopods nei	927	927					927
Chub mackerel	18 954	18 954					18 954
Clams, etc. nei	1 496	1 496		1 496			
Clupeoids nei	675	675					675
Common cuttlefish	9 740	9 740	3 247		3 247	3 247	
Common dentex	938	938			469	469	
Common dolphin fish	1 481	1 481					1 481
Common eagle ray	<0.5			<0.5			
Common octopus	12 856	12 856	4 285		4 285	4 285	
Common pandora	5 029	5 029		5 029			
Common periwinkle	4	4			2	2	
Common prawn	23	23			11	11	
Common shrimp	119	119			59	59	
Common sole	5 388	5 388		5 388			
Common spiny lobster	339	339	113		113	113	
Common squids nei	6 013	6 013					6 013

95 nei = not elsewhere included (i.e. non capturé ailleurs)

96 nei = not elsewhere included (i.e. non capturé ailleurs)

Groupes d'espèces	données FAO	captures renseignées	Herbier	Fonds meubles	Fonds rocheux	Coralligène	Pleine eau
Croakers, drums nei	51	51	17		17	17	
Cuttlefish, bobtail squids nei	12 136						
Deep-water rose shrimp	16 326	16 326		16 326			
Demersal percomorphs nei	302						
Dogfish sharks nei	1 261						
Donax clams	257	257		257			
Dusky grouper	359	359			179	179	
Eagle rays nei	45	45		45			
European anchovy	102 814	102 814					102 814
European conger	2 695	2 695	898		898	898	
European eel	270						
European flat oyster	27	27			13	13	
European flounder	32	32		32			
European flying squid	5 293	5 293					5 293
European hake	27 430	27 430					27 430
European lobster	166	166			83	83	
European pilchard (=Sardine)	198 533	198 533					198 533
European plaice	5	5		5			
European seabass	2 608	2 608	869		869	869	
European sprat	268	268					268
Flatfishes nei	1 786	1 786		1 786			
Flathead grey mullet	3 700	3 700					3 700
Flying gurnard	4	4		4			
Forkbeards nei ⁹⁷	280	280			140	140	
Frigate and bullet tunas	3 029	3 029					3 029
Gadiformes nei	94						
Garfish	813	813					792
Gastropods nei	329						
Geryons nei	57	57			28	28	
Gilthead seabream	4 699	4 699		1 566	1 566	1 566	
Gobies nei	1 149	1 149	287	287	287	287	
Great Atlantic scallop	8	8		8			
Great Mediterranean scallop	78	78		78			
Greater amberjack	2 666	2 666					2 666
Greater forkbeard	452	452			226	226	
Greater weever	109	109		109			
Grey gurnard	632	632		632			
Grey triggerfish	111	111	37		37	37	
Grooved carpet shell	622	622		622			
Grooved sea squirt	3	3					
Groupers nei	4 952	4 952			2 476	2 476	
Groupers, seabasses nei	1 252	1 252	417		417	417	
Guitarfishes, etc. nei	26	26		26			
Gulper shark	2	2					2
Gumards, searobins nei	2 993	2 993		2 993			
Horned and musky octopuses	8 288	8 288	2 763		2 763	2 763	
Jack and horse mackerels nei	43 400	43 400					43 400
Jacks, crevalles nei	732	732					732
Jellyfishes	42	42					42
John dory	386	386			193	193	
Kuruma prawn	104						
Large-eye dentex	456	456			228	228	
Largehead hairtail	782	782					782
Leerfish	734	734					734
Little tunny (=Atl.black skipj)	1 660	1 660			830	830	
Lizardfishes nei	1 430	1 430		1 430			
Lobsters nei	1	1			0,5	0,5	
Mackerels nei	321	321					321
Marine crabs nei	3 629	3 629	1 210		1 210	1 210	
Marine crustaceans nei	1 089						
Marine fishes nei	75 406						
Marine molluscs nei	5 535						
Marine shells nei	7,1						
Marlins, sailfishes, etc. nei ⁹⁸	50						
Meagre	1 281	1 281	427		427	427	

97 nei = not elsewhere included (i.e. non capturé ailleurs)

98 nei = not elsewhere included (i.e. non capturé ailleurs)

Groupe d'espèces	données FAO	captures renseignées	Herbier	Fonds meubles	Fonds rocheux	Coralligène	Pleine eau
Mediterranean horse mackerel	6 374	6 374					6 374
Mediterranean mussel	10 440	10 440			10 440		
Mediterranean shore crab	69	69			34	34	
Megrim	191	191		191			
Morays	11	11	4		4	4	
Mulletts nei	16 719	16 719		16 719			
Murex	160	160		80	80		
Natantian decapods nei	8 339						
Norway lobster	5 569	5 569		5 569			
Octopuses, etc. nei	10 171	10 171	3 390		3 390	3 390	
Oilfish	2	2					2
Palinurid spiny lobsters nei	140	140	47		47	47	
Pandoras nei	3 282	3 282		3 282			
Pargo breams nei	630	630	210		210	210	
Parrotfishes nei	22	22	7		7	7	
Picarels nei	8 968	8 968					8 968
Picked dogfish	26	26					26
Plain bonito	5	5					5
Pompanos nei	89	89					89
Poor cod	3 534	3 534			1 767	1 767	
Porbeagle	<0.5						<0.5
Porgies, seabreams nei	8 921	8 921	2 974		2 974	2 974	
Pouting(=Bib)	155	155			77	77	
Pullet carpet shell	<0.5			<0.5			
Raja rays nei	300	300		300			
Rays, stingrays, mantas nei	3 086	3 086		1 543			1 543
Red bandfish	290	290		290			
Red gurnard	434	434		434			
Red mullet	14 064	14 064		14 064			
Red porgy	3 056	3 056	1 019		1 019	1 019	
Round sardinella	330	330					330
Rubberlip grunt	40	40			20	20	
Ruffs, barrelfishes nei	12	12					12
Saddled seabream	850	850					850
Salema	2 275	2 275	2 275				
Salmonoids nei	<0.5						
Sand steenbras	1 138	1 138		1 138			
Sandeels(=Sandlances) nei	247	247		247			
Sardinellas nei	64 001	64 001					64 001
Sardinia coral	36	36			18	18	
Sargo breams nei	3 437	3 437	1 146		1 146	1 146	
Scallops nei	5	5		5			
Scarlet shrimp	45	45			22	22	
Scomber mackerels nei	6 972	6 972					6 972
Scorpionfishes nei	2 287	2 287			1 143	1 143	
Sea cucumbers nei	4	4		4			
Seabasses nei	1 386	1 386	462		462	462	
Shads nei	2 418	2 418					2 418
Sharks, rays, skates, etc. nei	1 463	1 463		731			731
Shi drum	140	140	47		47	47	
Shortfin mako	17	17					17
Silver scabbardfish	412	412					412
Silversides(=Sand smelts) nei	7 360	7 360					7 360
Skipjack tuna	29	29					29
Small-spotted catshark	28	28		9	9	9	
Smooth-hounds nei	1 637	1 637					1 637
Soles nei	19	19		19			
Speckled shrimp	1 564	1 564		1 564			
Spinefeet(=Rabbitfishes) nei	918	918	306		306	306	
Spinous spider crab	122	122	41		41	41	
Sponges	46	46			23	23	
Spottail mantis squillid	7 533	7 533		7 533			
Spotted seabass	642	642	214		214	214	
Stingrays, butterfly rays nei	2	2		2			
Striped venus	15 345	15 345		15 345			
Surmullet	13 528	13 528		13 528			
Surmullets(=Red mullets) nei	7 271	7 271		7 271			
Swordfish	14 582	14 582					14 582
Thornback ray	330	330		330			
Thresher	15	15					15
Tope shark	15	15					15

Groupes d'espèces	données FAO	captures renseignées	Herbier	Fonds meubles	Fonds rocheux	Coralligène	Pleine eau
Tub gurnard	30	30		30			
Tuna-like fishes nei	4 739	4 739					4 739
Turbot	104	104		104			
Turbots nei	2	2		2			
Various squids nei	1 362	1 362		1 362			
Velvet belly	1	1					1
Wedge sole	2	2		2			
White seabream	927	927	309		309	309	
Whiting	2 511	2 511					2 511
Wrasses, hogfishes, etc. nei	7	7	2		2	2	
Wreckfish	89	89			44	44	
Total captures	1 070 993	957 006	27 210	133 746	48 003	37 483	710 542
Part (en %) données FAO	100%	89%	3%	12%	4%	3%	66%
Part en % captures renseignées	-	100%	2,9%	13,9%	5%	3,9%	74,3%

Commentaire sur les données

Le travail de la FAO est de rassembler des informations fiables sur les captures mondiales, sachant que ces données sont dépendantes de la capacité et du bon vouloir des pays collaborateurs à collecter des informations exactes et en temps voulu sur leur secteur de la pêche national. Ces statistiques doivent être utilisées avec prudence. Ainsi, elles sous-estiment fortement la pêcherie artisanale dite aux petits métiers présente sur tout le littoral Méditerranéen, dont l'importance socio-économique est reconnue. Elle présente en particulier sur les herbiers de posidonies, à proximité des récifs coralligènes ainsi que sur les fonds rocheux à algues photophiles.

Source : Chancollon, O. (2009). Travaux dirigés par le Pr. Francour, Université de Nice.

**ANNEXE 11 : Valeur des différents types de bénéfices provenant des écosystèmes marins de la Méditerranée
par pays riverain**

Pays	Rente de ressource halieutique	Rente de ressource liée à la fourniture d'aménités et de supports récréatifs				Valeur des bénéfices liés à la régulation du climat (absorption de CO2)	Valeur des bénéfices liés à la protection contre l'érosion du littoral	Valeur des bénéfices liés au traitement des rejets	TOTAL : Valeur de l'ensemble des bénéfices
		Rente de ressource dans l'hôtellerie et la restauration	Rente de ressource dans l'immobilier	Rente de ressource dans le tourisme littoral	Total				
Albanie	5	27	14	11	51	4	5	34	99
Algérie	193	13	159	1	173	197	14	109	686
Bosnie Herzégovine	1	1	5	1	8	16	0	6	31
Chypre	21	45	66	58	169	7	9	13	218
Croatie	45	15	64	133	212	24	67	42	389
Egypte	87	43	139	17	199	161	11	353	811
Espagne	161	1 183	1 781	836	3 801	336	30	353	4 680
France	63	294	1 178	220	1 692	380	20	127	2 281
Grèce	588	680	1 078	317	2 075	98	173	212	3 147
Israël	30	170	682	49	901	72	2	103	1 109
Italie	1 135	1 235	4 888	574	6 697	458	85	848	9 222
Liban	40	182	80	90	352	17	3	73	484
Libye	23	4	145	6	155	61	20	78	337
Malte	21	12	19	19	50	2	2	8	83
Maroc	18	9	36	17	62	42	6	23	151
Monaco	0	3	6	0	9	Nd.	0	1	10
Monténégro	1	3	6	7	15	3	3	7	30
Slovénie	3	1	8	11	21	17	0	3	43
Syrie	7	2	10	5	17	70	2	12	108
Territoires Palestiniens	20	2	8	0	11	Nd.	Nd.	9	40
Tunisie	165	125	77	50	252	23	15	61	516
Turquie	247	89	503	295	887	230	60	228	1 652
TOTAL Régional :	2 871	4 139	10 951	2 717	17 808	2 219	527	2 702	26 128

Unité : en million d'euro. Chiffres arrondis à l'unité dans ce tableau.

Nd. : Non disponible

1. L'ensemble des calculs détaillés sont disponibles sur demande aux auteurs sous forme d'un fichier au format .xls
2. On constate que 8 pays riverains de la Méditerranée concentrent environ 90% de la valeur des bénéfices provenant des écosystèmes marins (Italie, Espagne, Grèce, France, Turquie, Israël, Egypte et Algérie). En effet, plus de la moitié des pays riverains perçoivent une quantité de bénéfices dont la valeur n'excède pas 500 millions d'euros par pays pour l'année 2005. L'Italie, quant à elle concentre 35% de la valeur d'ensemble de ces bénéfices pour une valeur de plus de 9 milliards pour l'année 2005. Ceci peut s'expliquer par l'importance des activités et des populations bénéficiant des services provenant des écosystèmes marins de ce pays, dont les façades maritimes méditerranéennes occupent une fraction élevée du territoire national.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Agence de l'eau Rhône Méditerranée et Corse (2009). Taux des redevances et primes, pollution domestique, département de Bouches du Rhône, <http://www.eaurmc.fr/aides-et-redevances/redevances-et-primes/pollution-domestique.html> (accédé le 23/11/09)
- Agnew, D. J., J. Pearce, G. Pramod, T. Peatman, R. Watson, J.R. Beddington, T.J. Pitcher (2009). Estimating the Worldwide Extent of Global Illegal Fishing. *Plos One*, 4(2), e4570.
- Alexander, A., J. List, M. Margolis and R. d'Arge (1998). A Method for Valuing Global Ecosystem Services. *Ecological Economics*, 27, 161-170.
- Arrow, K., P. Dasgupta, P.L. Goulder, L., G. Daily, G., P. Ehrlich, P., P. Heal, P., S. Levin, S., K.G. Mäler, K.G., S. Schneider S., D. Staret, D., and D. Walker, D. (2004). Are we consuming too much? *Journal of Economic Perspectives*, 18, 3, 147-172.
- Arrow, K.J., B. Bolin, R. Costanza, R Dasgupta, C. Folke, C.S. Holling, B.-O. Jansson, S. Levin, K.-G. Maler, C. Perrings and D. Pimentel (1995). "Economic growth, carrying capacity, and the environment", *Science* 268 (5210), 520-521.
- Atkinson, G., R. Dubourg, R., K. Hamilton, K., M. Munasinghe, M., D. Pearce and, D., C. Young, C., (1997). *Measuring Sustainable Development: Macroeconomics and the Environment*. Cheltenham, UK : E. Elgar.
- Attané, I., Y. Courbage et M. Batisse (2001). *La démographie en Méditerranée*. Economica. Les fascicules du Plan Bleu.
- Bartelmus, P. (2009). The cost of natural capital consumption, accounting for a sustainable world economy. *Ecological Economics*, à paraître.
- Baumol, W.J. and W.E. Oates (1971). The use of standards and prices for the protection of the environment. *Swedish Journal of Economics*, 73, 42-54.
- Beaumont, N.J., M.C. Austen, J.P. Atkins, D. Burdon, S. Degraer, T.P. Dentinho, S. Deros, P. Holm, T. Horton, E. van Ierland, A.H. Marboe, D.J. Starkey, M. Townsend and T. Zarzycki, (2007). Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: Implications for the ecosystem approach, *Marine Pollution Bulletin*, 54, 253–265.
- Bell, S. and S. Morse (2008). *Sustainability indicators; Measuring the immeasurable?* London: Earthscan.
- Benoit, G. et A. Comeau (dirs.) (2005). *Méditerranée – les perspectives du Plan Bleu sur l'environnement et le développement*, Ed. de l'Aube et Plan Bleu, 427p.
- Bishop, R.C. (1978). Endangered species and uncertainty: the economics of a safe minimum standards. *American Journal of Agricultural Economics*, 60, 10-18.
- Boudouresque, C.F., G. Bernard, P. Bonhomme, E. Charbonnel, G. Diviacco, A. Meinesz, G. Pergent, C. Pergent-Martini, S. Ruitton et L. Tunesi (2006). *Préservation et conservation des herbiers à Posidonia oceanica*, RaMoGe Publication, Monaco p. 202.
- Bouhia, H. (2001). *Water in the Macro Economy: Integrating Economics and Engineering into an Analytical Model*, Burlington, USA, Ashgate Studies in Environmental & Natural Resource
- Bouvron, M. (2009). «Projet d'évaluation des fonctions écologiques des milieux en France», Ministère de l'Environnement du Développement et de l'Aménagement Durable, Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale (D4E).
- Boyd, J. (2007). Nonmarket benefits of nature: what should be counted in green GDP?, *Ecological Economics*, 61: 716-723.
- Boyd, J. and S. Banzhaf (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units, *Ecological Economics*, 63: 616-626
- Brock, W. A. and A. Xepapadeas (2003). Valuing biodiversity from an economic perspective: a unified economic, ecological, and genetic approach, *American Economic Review*, 93 (5), 1597-1614.
- Burke, L., S. Greenhalgh, S., D. Prager, D. and E. Cooper (2008). *Coastal capital; Economic valuation of coral reefs in Tobago and St. Lucia*. World Resources Institute, Final report, June 2008.
- Cabeza-Gutés, M. (1996), The concept of weak sustainability, *Ecological Economics* 17, 147-156
- Carpenter, S. R. and W.A. Brock (2008). Adaptive capacity and traps. *Ecology and Society* 13(2): 40. <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art40/>

- CAS (Centre d'Analyse Stratégique), (2008). La valeur tutélaire du carbone, Rapport de la Commission présidée par A. Quinet, Juin 2008, Editions du Centre d'analyses stratégiques.
- Castaneda, B. E. (1999). An index of sustainable economic welfare (ISEW) for Chile. *Ecological Economics*, 28, 231-244.
- CE (Commission Européenne) (2004). Vivre avec l'érosion côtière en Europe – Espaces et sédiments pour un développement durable – Conclusions de l'étude EUROSION. Office des publications officielles des Communautés européennes, Luxembourg, ISBN 92-894-7496-3.
- CGPM (Commission générale des pêches pour la Méditerranée) (2009). Rapport de la trente-troisième session, Tunis, 23-27 mars 2009.
- Chamberlin, E.H. (1933), *The Theory of Monopolistic Competition : A Re-orientation of the Theory of Value*. Cambridge, MA: Harvard University Press.
- Chancollon, O. (2009). Estimation de la valeur économique des écosystèmes marins méditerranéens - Analyse bibliographique des services écologiques rendus. Rapport dirigé par P. Francour, D. Sauzade et A. Mangos.
- Chevassus-au-Louis, B., J.M. Salles, J.-M. et J.-L. Pujol (dirs.) (2009). *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes; contribution à la décision publique*. Paris: Centre d'Analyse Stratégique, Rapports et Documents (avril).
- CIEHAM (2005). La pêche en Méditerranée, Les notes d'analyse du CIEHAM, N°3 – juin 2005.
- CIESM (2008). Impacts of acidification on biological, chemical and physical systems in the Mediterranean and Black Seas. N° 36 in CIESM Workshop Monographs, 124 pages, Monaco.
- Ciriacy-Wantrup, S.V. (1952) *Resource conservation : economics and policies*. Berkeley: University of California Press.
- Clark, J.B. (1899). Distribution as determined by a law of rent. *Quarterly Journal of Economics* 5, 289-318.
- Cleveland, C.J., and M. Ruth (1997). When, where and by how much do biophysical limits constrain economic progress. A study of Nicholas Georgescu-Roegen's contribution to ecological economics. *Ecological Economics*, 22, 203-223.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton and M. van den Belt (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature*, 387: 253-260.
- Costanza, R, F. Andrade, F., P. Antunes, P., M. van den Belt, M., D. Boesch, D., D. Boersma, D., F. Catarino, F., S. Hanna, S., K. Limburg, K., B. Low, B., M. Molitor, M., J.G. Pereira, J.G., S. Rayner, S., R. Santos, J.R., Wilson, J. and M. Young (1999). Ecological economics and sustainable governance of the oceans. *Ecological Economics* 31, 171-187.
- D4E, 2006, Taxes sur les prélèvements d'eau : état des lieux en Europe, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, série synthèse 06-S04
- Daly, H. (1997). Georgescu-Roegen versus Solow/Stiglitz. *Ecological Economics*. 22, 261-266.
- Daly, H. and J. Cobb (1989). *For the Common Good*. Boston: Beacon Press.
- Dasgupta, E (1996). The economics of the environment. *Environment and Development Economics* 1(4), 387-428.
- Dasgupta, E., S. Levin and J. Lubchenco (2000). Economic pathways to ecological sustainability, *Bio-Science* 50(4), 339-345.
- Dasgupta, P. (2001). *Human Well-Being and the Natural Environment*. New York, Oxford University Press.
- Dasgupta, P. (2003). Population, poverty, and the national environment. In K.-G. Mailer and J.R. Vincent eds. *Handbook of Environmental Economics*, Vol. 1, 191-247.
- Dasgupta, P. (2009). The Welfare Economic Theory of Green National Accounts. *Environmental and Resources Economics*, 42: 3-38.
- Dasgupta, P. and G. Heal (1979). *Economic theory and exhaustible resources*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Dasgupta, P. and K.G. Mäler (2000). Net National Product, wealth, and social well-being. *Environment and Development Economics* 5, 39-93.
- Dasgupta, P. and K.-G. Mäler (2003), « The economics of non-convex ecosystems: Introduction », *Environmental and Resource Economics* 26 (4), 499-525.
- Dasgupta, P., S. Marglin and A. Sen (1972). *Guidelines for project evaluation*. New York: United Nations.

- Dauby, P., A.J. Bale, N. Bloomer, C. Canon, R.D. Ling, A. Norro, J.E. Robertson, A. Simon, J.-M. Théale, A.J. Watson and M. Frankignoulle (1995). Particle fluxes over a Mediterranean seagrass bed: a one year case study. *Marine Ecology Progress Series*, 126: 233-246.
- De Groot, R.S., M.A. Wilson and R.M.J. Boumans (2002) A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services, *Ecological Economics*, n°41, pp. 393–408. Déjà adapté de Costanza *et al.* (1997) ; De Groot (1992) et De Groot *et al.* (2000).
- DEFRA and P. Watkiss (2005). The Social Costs of Carbon (SCC) Review – Methodological Approaches for Using SCC Estimates in Policy Assessment, DEFRA Report December 2005
- Diefenbacher, H. (1994). The Index of Sustainable Economic Welfare in Germany, in C. Cobb & J. Cobb (eds.), *The Green National Product*. University of Americas Press.
- Dietz, S. and E. Neumayer (2006). Weak and strong sustainability in the SEEA: Concepts and measurement, *Ecological Economics* 61, 617-626.
- EEA (European Environment Agency) (2006). The changing faces of Europe’s coastal areas. EEA 6/2006, European Agency for the Environment, Copenhagen, Denmark, 107 pp.
- EEA (European Environment Agency) (2009). Progress towards the European 2010 biodiversity target, European Environment Agency, EEA Report, n°4, Copenhagen, 2009.
- Ehrlich, E and J. Holdren (1971). Impact of population growth, *Science* 171:1212-1217.
- EIB (2008). Elaboration of a Mediterranean Hot Spot Investment Programme. European Investment Bank.
- Faucheux S. and M. O’Connor (eds.) (1997). *Valuation for Sustainable Development: Methods and Policy Indicators*. Edward Elgar, Aldershot.
- Faucheux, S. et G. Froger (1994). Le « revenu national soutenable » peut-il être un indicateur de soutenabilité ? *Revue Française d’Economie*, 9, 3-35.
- Fisher, B., K. Turner, M. Zylstra, R.Brouwer, R. de Groot, S. Farber, P. Ferraro, R. Green, D. Hadley, J. Harlow, P.Jefferiss, C.Kirkby, P.Morling, S.Mowatt, R.Naidoo, J.Paavola, B. Strassburg, D. Yu and A. Balmford (2008). Ecosystem services and economic theory: integration for policy-relevant research, *Ecological Applications*, 18(8): 2050-2067.
- Gacia, E. and C.M. Duarte (2001). Sediment retention by a Mediterranean *Posidonia oceanica* meadow: the balance between deposition and resuspension. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52: 505-514.
- Gacia, E., T.C. Granata and C.M. Duarte (1999). An approach to measurement of particle flux and sediment retention within seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows. *Aquatic Botany*, 65: 255-268.
- Gallai, N., J.-M. Salles J.-M., J. Settele J. and B. Vaissière (2009). Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline, *Ecological Economics* 68 (1), 810–821.
- Gambaiani, D.D., P. Mayol, S.J. Isaac and M.P. Simmonds (2009). Potential impacts of climate change and greenhouse gas emissions on Mediterranean marine ecosystems and cetaceans, *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 2009, 89(1), 179–201.
- Georgescu-Roegen, N. (1971). *The entropy law and the economic process*. Cambridge (Mass.), Harvard University Press.
- Georgescu-Roegen, N. (1975). Energy and economic myths. *Southern Economic Journal*, 34-381.
- Gordon H.S. (1954). The economic theory of a common property resource: the fishery. *Journal of Political Economy*, 62, 124–142 (reprint: 1991, *Bulletin of Mathematical Biology* 53, 231-252).
- Gruber, N. *et al.* (2009). Oceanic sources, sinks, and transport of atmospheric CO₂, *Global Biogeochem Cycles*, 23, GB1005.
- Guala, I., S. Simeone, M.C. Buia, S. Flagella, M. Baroti and G. De Falco (2006). *Posidonia oceanica* “Banquette” removal: environmental impact and management implications. *Biol. Mar. Medit.*, 13 (4): 149-153.
- Haines-Young, R.H. and M.P. Potschin (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).
- Hamilton, C. (1999). The Genuine Progress Indicator: methodological developments and results from Australia, *Ecological Economics*, 30: 13-28.

- Hamilton, K. and M. Clemens (1999). Genuine saving rates in developing countries. *The World Bank Economic Review*, 13 (2), 333-356.
- Hardin, G. (1968). The Tragedy of the Commons, *Science* 162, 1243-1248.
- Hartwick, J. (1978). Substitution among exhaustible resources and inter-generational equity. *Review of Economic Studies* 45, 347-354.
- Hartwick, J. (1991). Degradation of natural capital and national accounting procedures. *European Economic Review*, 35, 642-649
- Hediger, W. (1999). Reconciling “weak” and “strong” sustainability. *International Journal of Social Economics* 26, 7/8/9.
- Hediger, W. (2000). Sustainable development and social welfare. *Ecological Economics* 32, 481-492
- Hotelling, H. (1931). The economics of exhaustible resources. *Journal of Political Economy* 39, 137-175.
- Huertas, I. E. *et al.* (2009). Anthropogenic and natural CO2 exchange through the Strait of Gibraltar, *Biogeosciences*, 6, 647-662, 2009
- Huetting, R. (1991). Correcting national income for environmental losses: towards a practical solution for a theoretical dilemma. In R. Costanza ed. *Ecological Economics, The Science and Management of Sustainability*. New York : Columbia University Press.
- Jeudy de Grissac, A. (1984). Effets des herbiers à *Posidonia oceanica* sur la dynamique marine et la sédimentologie littorale. In *International Workshop Posidonia oceanica beds*, Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A. & Olivier J. (eds), GIS Posidonie publ., Fr., 1 : 437-443.
- Lange, G.-M. and N. Jiddawi (2009). Economic value of marine ecosystem services in Zanzibar: Implications for marine conservation and sustainable development. *Ocean and Coastal Management*, 52, 521-532.
- Le Direac'h, J.P., (1987). La pêche des oursins en Méditerranée : historique, techniques, législation, production. Colloque International sur *Paracentrotus lividus* et les oursins comestibles. Boudouresque C.F. édit. GIS Posidonie publ., Marseille, 43-80.
- Levin, S.A. (1999). *Fragile dominion: complexity and the Commons*. Reading (MA): Perseus Books.
- Levrel, H. (2007). Etude de faisabilité pour la réalisation d'un Millennium Ecosystem Assessment en France.
- Mäler, K-G. (1974). *Environmental Economics: A Theoretical Enquiry*. Baltimore : John Hopkins University Press.
- Mariotti, A. *et al.* (2001). The Hydrological Cycle in the Mediterranean Region and Implications for the Water Budget of the Mediterranean Sea, *Journal of climate*, volume 15, 2002 American Meteorological Society.
- Marshall, A. (1890). *Principles of economics*. London: MacMillan.
- Martinez, M.L., A. Intralawan, G. Vasquez, O. Perez-Maqueo, P. Sutton, and R. Landgrave (2007). The coasts of our world: Ecological, economic, and social importance. *Ecological Economics*, 63, 254-272.
- MEDPOL, (2004), Lignes guide sur le traitement et l'élimination des eaux usées dans la région Méditerranéenne, Rapport technique du PAM, n° 152
- Merlo, M. and P. Paiero (2005). Mediterranean forest values. In M. Merlo and L. Croitoru (eds.), *Valuing Mediterranean Forests: Towards Total Economic Value*. Wallingford: CABI Publishing, 5-15.
- Merlo, M., and L. Croitoru (2005). *Valuing Mediterranean Forests. Towards Total Economic Value*. *International Forestry Review*, 7 (3), 264-264.
- Millennium Ecosystem Assessment, (2005). *Ecosystems and Human Well-being: General Synthesis*, Island Press, Washington, DC.
- Mongruel, R. (2000). Economie politique de la rente générée par l'exploitation industrielle et commerciale d'une ressource naturelle renouvelable : les filières européennes du thon tropical. Thèse de doctorat : ENSAM, Montpellier.
- Montgruel, R., J.A. Perez-Agundez, J. A., et S. Girard, S. (2008). Droits à produire transférables : Le marché des concessions conchyliques et ses effets non désirés. *Economie Rurale*, 306, 23-38.
- Musgrave, R. (1987). Merit goods, in Eatwell J., Millgate M. et Neuman P. (eds.), *The New Palgrave: a Dictionary of Economics*, MacMillan, London, 452-453.
- Naber, H., G.-M. Lange and M. Hatzios (2004). Valuation of marine ecosystem services: a gap analysis. UNEP-WCMC.

- Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C. M., Valdés, L., De Young, C., Fonseca, L., Grimsditch, G. (Eds). (2009). Blue Carbon. A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal,
- Neumayer, E. (1999). The ISEW: Not an index of sustainable welfare. *Social Indicators Research*, 48(1), 77-101.
- Neumayer, E. (2003). *Weak versus Strong Sustainability: Exploring the Limits of Two Opposing Paradigms*. Cheltenham, UK: Edward Elgar.
- Nordhaus, W.D. and J. Tobin (1972). *Is growth obsolete?* New York: Columbia University Press.
- OCDE (2002). *Manuel d'évaluation de la biodiversité : guide à l'usage des décideurs*. Paris, OCDE.
- OECD (2004). *Fish Piracy: Combatting Illegal, Unreported and Unregulated Fishing*. Paris, OECD.
- OMT/WTO (Organisation Mondiale du Tourisme/World Tourism Organisation) (2009). *Compendium of tourism statistics 2003-2007*.
- OMT/WTO (Organisation Mondiale du Tourisme/World Tourism Organisation) (2008). *Faits saillants du tourisme, édition 2008*.
- OMT/WTO (Organisation Mondiale du Tourisme/World Tourism Organisation) (2009). *Baromètre du tourisme mondial, janvier 2009*.
- Orr, J.C., et al (2009). *Research Priorities for Ocean Acidification, report from the Second Symposium on the Ocean in a High-CO2 World, Monaco, October 6-9, 2008, convened by SCOR, UNESCO-IOC, IAEA, and IGBP, 25p*.
- Osberg, L. and A. Sharpe (2005). How should we measure the "economic" aspect of well-being ? *Review of Income and Wealth*, 51, 2, 311-336.
- Pagiola S., K. Von Ritter and J. Bishop (2004). *Assessing the Economic Value of Ecosystem Conservation, Environment department paper n°101, the World Bank, in collaboration with the Nature Conservancy, IUCN and the World Conservation Union*.
- Pasqualini, V., C. Pergent-Martini, P. Clabaut and G. Pergent (1998). Mapping of *Posidonia oceanica* using aerial photographs and side scan sonar: application off the island of Corsica (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 47: 359-367.
- Pauly, D. (2007). *The Sea Around Us Project: Documenting and communicating global fisheries impacts on marines ecosystems, AMBIO*, 36-4: 290-295.
- Pearce, D. (2004). *Human Well-Being and the Natural Environment*. New York, Oxford University Press.
- Pearce, D. and G.D. Atkinson (1993). Capital theory and the measurement of sustainable development : an indicator of « weak » sustainability. *Ecological Economics*, 8, 85-103.
- Pearce, D. and J. Warford (1993). *World Without End: Economics, Environment, and Sustainable Development*. Oxford: Oxford University Press.
- Pearce, D., G. Atkinson et S. Mourato (2006). *Analyse coût-bénéfice et environnement ; développement récents*. Paris: OCDE.
- Pergent, G. (2009). *Impact des modifications hydro-sédimentaires sur les herbiers de Posidonies (Posidonia oceanica) - Synthèse bibliographique. Contrat GIS Posidonie et Principauté de Monaco : 1-21*.
- Pergent, G., V. Rico-Raimondino and C. Pergent-Martini (1997). Fate of primary production in *Posidonia oceanica* meadows of the Mediterranean, *Aquatic Botany* 59 : 307-321
- Plan Bleu, (2005). *Dossier on tourism and sustainable development in the Mediterranean. MAP Technical report*, 159 :1-92.
- Plan Bleu, (2007). *Précipitations et ressources en eau naturelles renouvelables internes des pays méditerranéens moyennes annuelles (1961-1990), actualisé 06/07*.
- Plan Bleu, (2008). *L'Eau des Méditerranéens, Situation et perspectives, Margat J. avec la collaboration de Treyer S., édition L'Harmattan, collection Prospective*.
- Pulselli, M.P., F. Ciampalini, E. Tiezzo, and C. Zappia (2006). The Index of Sustainable Economic Welfare for a local authority: a case study in Italy. *Ecological Economics*, 60, 241-261.
- Rhee, T.S., A.J. Kettle and M.O. Andreae (2009). Methane and nitrous oxide emissions from the ocean: A reassessment using basin-wide observations in the Atlantic, *J. Geophys. Res.*, 114, D12304,
- Solow, R.M. (1979). The economics of resources or the resources of economics. *American Economic Review*, 64, 1-14.

- Solow, R.M. (1986). On the intergenerational allocation of natural resources. *Scandinavian Journal of Economics* 88, 141-149.
- Solow, R.M. (1991). Sustainability : An Economist's Perspective. 18th J. Seward Johnson Lecture in Marine Policy, Woods Hole Oceanographic Institutions, Marine Policy Center. Woods Hole, MA.
- Solow, R.M. (1992). An almost practical step toward sustainability. Resources for the Future, 40th Anniversary Lecture. Washington D.C.: Resource for the Future.
- Stiglitz, J.E. (1979). A neoclassical analysis of the economics of natural resources. In: Smith, J.K. ed., Scarcity and growth reconsidered. Resources for the Future and John Hopkins University Press.
- Sumaila, R. and D. Pauly (Eds.) *et al.* (2006) "Catching more baits : a bottom-up re-estimation of fisheries subsidies – 2nd version", Fisheries Center Research Reports, University of British Columbia, Canada, 14(6).
- Tindbergen, J. (1954). Centralisation and Decentralisation in Economic Policy. Amsterdam: North-Holland.
- Tisdell, C. (1997). Capital/natural resource substitution: the debate of Georgescu-Roegen (through Daly) with Solow/Stiglitz. *Ecological Economics*, 22, 289-291.
- Turner, R.K., T. Luisetti and D. Hadley (2009). Valuing coastal and marine ecosystem services, 65-71, in Economic valuation of natural coastal and marine ecosystems, CIESM Workshop Monographs n° 37 (F. Briand, Ed.), Bodrum, 22-25 October 2008.
- Tzanatos, E., E. Dimitriou, L. Papaharisis, A. Roussi, S. Somarakis, and C. Koustikopoulos (2006). Principal socio-economic characteristics and the Greek small-scale coastal fishermen. *Ocean and Coastal Management*, 49: 511-527.
- UNEP, (2004). Resource kit for sustainable consumption and production patterns, United Nation Environment Programme, Nairobi.
- UNEP/ETB, WWF, Schorr D. and J. Caddy (2007). Sustainability Criteria for Fisheries Subsidies: Options for the WTO and Beyond, Genève
- UNEP/RSP, (2006). Accounting for Economic Activities in Large Marine Ecosystems and Regional Seas UNEP Regional Seas Reports and Studies No. 181 UNEP/RSP and NOAA LME Partnership.
- United Nations (2009). System of National Accounts 2008 New York (United Nations, OECD, European Commission, IMF, World Bank).
- United Nations (2007). System of Environmental-Economic Accounting for Water, United Nation Statistic Division.
- United Nations, (2003). Handbook of national accounting: Integrated environmental and economic accounting, UN, European Commission, IMF, OECD, World Bank.
- Vanoli, A. (2002). Une histoire de la comptabilité nationale, La Découverte, Paris.
- Walker, B. (1995). National, regional, and local scale priorities in the economic growth versus environment trade-off. *Ecological Economics*, 15, 145-147.
- Walker, B.H. and L. Person (2007). A resilience perspective on the SEEA. *Ecological Economics*, 61: 708-715.
- Wallace, K.J. (2007). Classification of ecosystem services: problems and solutions, *Biological Conservation*, 139: 235–246.
- Wilson, R. W. *et al.* (2009). Contribution of Fish to the Marine Inorganic Carbon Cycle, *Science* 16 January 2009, Vol. 323, 5912: 359 – 362.
- World Bank and IETA, (2006). State and Trends of the Carbon Market 2006, Washington DC, May 2006.
- World Bank, (2008). The Sunken Billions: The Economic Justification for Fisheries Reforms. World Bank Washington D.C., FAO Rome.
- WWF/UICN, (2004). The Mediterranean deep-sea ecosystems: an overview of their diversity, structure, functioning and anthropogenic impacts, with a proposal for conservation. IUCN. Malaga WWF, Rome.
- Xiuli, L. and, C. Xikang (2008). Methods for Approximating the Shadow Price of Water in China, *Economic Systems Research*, Vol 20, 2: 173-185.

TABLE DES MATIERES

SOMMAIRE	2
LISTE DES ACRONYMES	3
RESUME	3
INTRODUCTION	6
<i>Contexte et problématique</i>	6
<i>Utilité de l'évaluation économique des bénéfices rendus par les écosystèmes et démarche générale</i>	7
I. CADRE CONCEPTUEL ET OPERATIONNEL	8
1. Travaux du PNUE sur l'économie et l'environnement	8
2. Définition des concepts utilisés	9
3. Evaluation économique des bénéfices soutenables	11
3.1. Services fournis par le capital naturel et soutenabilité	13
3.2. Diversité des approches en matière d'évaluation économique des bénéfices et principes retenus pour cette étude	16
4. Application aux écosystèmes marins méditerranéens	21
4.1. Les écosystèmes marins considérés	21
4.1.1. Spécificités des écosystèmes marins méditerranéens.....	21
4.1.2. Classification des écosystèmes utilisée pour l'étude	23
4.2. Les bénéfices considérés	24
4.3. Identification de la valeur économique des bénéfices issus des écosystèmes marins	26
II. EVALUATION DES DIFFERENTS TYPES DE BENEFICES PROVENANT DES ECOSYSTEMES MARINS MEDITERRANEENS	30
1. Les bénéfices liés à la production de ressources alimentaires	30
1.1. Méthode d'estimation et résultats	31
1.1.1. Le caractère composite de la rente halieutique.....	31
1.1.2. Estimation de la rente de ressource dans la pêche et l'aquaculture.....	32
1.1.3. Identification de la part soutenable de la rente	33
1.1.4. Disponibilité des données, extrapolations et résultats	34
1.2. Discussion des résultats et perspective de révision de l'évaluation	35
1.2.1. Incertitudes concernant les captures et la part non-soutenable de la rente	35
1.2.2. Incertitudes concernant la valeur ajoutée (VA) et la part de la rente dans la VA, perspectives d'améliorations.....	36
2. Les bénéfices liés à la fourniture d'aménités et de supports récréatifs	38

2.1. Bénéfices dans l'hôtellerie, la restauration et l'immobilier	39
2.1.1. Méthode d'estimation et résultats.....	39
2.1.2. Discussion des résultats et perspective de révision de l'évaluation.....	42
2.2. Bénéfices dans les activités récréatives.....	44
2.2.1. Méthode d'estimation et résultats.....	44
2.2.2. Discussion des résultats et perspective.....	46
3. Valeur des bénéfices liés à la régulation du climat	47
3.1. Méthodes et résultats	47
3.2. Discussion et perspectives	49
4. Valeur de la protection contre l'érosion du littoral	50
4.1. Méthode d'estimation et résultats	51
4.2. Discussion des résultats et perspective	52
5. Valeur du traitement des rejets	54
5.1. Méthodes et résultats	54
5.2. Discussion et perspectives	56
III. RESULTATS ET PERSPECTIVES.....	58
1. Résultats à l'échelle régionale	58
2. Résultats à l'échelle des pays et des écosystèmes	59
2.1. Valeur des bénéfices par pays.....	59
2.2. Valeur des bénéfices par écosystème.....	60
CONCLUSION	62
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	87
TABLE DES MATIERES	93
TABLE DES ANNEXES	95

TABLE DES ANNEXES

ANNEXE 1 : Liste des Membres du comité de pilotage relatif à cette étude.....	64
ANNEXE 2: Programme de travail.....	65
ANNEXE 3 : Etude préliminaire.....	66
ANNEXE 4 : Comparaison des services écologiques retenus pour cette étude avec ceux proposés par différentes sources de référence.....	68
ANNEXE 5 : Contributions des écosystèmes marins méditerranéens à la fourniture des services écologique abordés par l'étude.....	70
ANNEXE 6 : Valeur liée aux précipitations suite à l'évaporation de la mer Méditerranée	71
ANNEXE 7 : Soutenabilité faible <i>versus</i> soutenabilité forte.....	75
ANNEXE 8 : Calcul de la rente de ressource dans le secteur de la pêche selon le SEEA.....	77
ANNEXE 9 : Estimation du rôle du capital naturel comme déterminant de l'activité dans l'hôtellerie.....	78
ANNEXE 10 : Répartition des captures par type d'écosystème.....	82
ANNEXE 11 : Valeur des différents types de bénéfices provenant des écosystèmes marins de la Méditerranée par pays riverain.....	86