Construisons ensemble l'avenir de la Méditerranée

RAPPORT TECHNIQUE

Etang de Vaccarès, Camarque

Diane Vaschalde

Avril 2014

Services écologiques rendus par les zones humides en matière d'adaptation au changement climatique

Etat des lieux des connaissances et évaluation économique

Plan Bleu

TOUR DU VALAT

Remerciements

A Hugues Ravenel et Jean Jalbert, directeurs respectifs du Plan Bleu et de la Tour du Valat, j'adresse mes profonds remerciements, pour m'avoir accueillie au sein de leurs institutions et m'avoir ainsi permis de vivre cette expérience très enrichissante.

Je remercie tout particulièrement Céline Dubreuil-Imbert (Plan Bleu) et Coralie Beltrame (Tour du Valat). Céline, ma maître de stage, m'a guidée et encouragée tout au long de ces six mois et m'a accordé une confiance que je désire souligner. Un grand merci à Coralie Beltrame pour m'avoir encadrée avec constance, efficacité et enthousiasme lors de mon séjour à la Tour du Valat.

Je souhaite remercier Laurent Chazée (Tour du Valat), qui a suivi de près mon travail et lui a apporté une dimension culturelle et sociale importante. Merci pour tous les échanges connexes que nous avons pu avoir. J'exprime une grande reconnaissance à Dominique Legros (Plan Bleu) pour son soutien sans faille et ses précieuses suggestions. Merci à Patrick Grillas (Tour du Valat) pour ses remarques techniques et stratégiques. Ma sympathie va également envers Christian Perennou (Tour du Valat), dont l'intérêt pour cette étude a représenté un fort soutien.

Toutes les personnes que j'ai sollicitées ont répondu présentes et m'ont été d'une grande aide. Je remercie Wed Abdou (Agence égyptienne pour les affaires environnementales), Bernard Barraqué (AgroParisTech), Olivier Boutron (Tour du Valat), Marion Duclerq (Plan Bleu), Isabelle Jöhr (Plan Bleu), Antoine Lafitte (Plan Bleu), Renaud Lapeyre (Iddri), Marianne Milano (Plan Bleu), Brigitte Poulin (Tour du Valat), Maïlis Renaudin (Tour du Valat), Nathalie Rousset (Plan Bleu), Didier Sauzade (Plan Bleu), Lina Tode (Plan Bleu), Cees van de Guchte (Deltares) et Gwenael Wasse (Tour du Valat). L'Office français de la chasse et de la faune sauvage m'a également soutenue lors de la recherche de sites pilotes et je remercie son équipe.

Merci aux équipes du Plan Bleu et de la Tour du Valat, qui m'ont toutes deux chaleureusement accueillie.

Résumé

Les effets du changement climatique menacent les sociétés humaines et les écosystèmes. D'ici 2100, la température moyenne à la surface de la Terre pourrait augmenter de 4,8°C et le niveau moyen de la mer pourrait s'élever à un rythme de 1,6 cm/an. Entraînant une variabilité accrue des précipitations, le changement climatique devrait rendre les phénomènes climatiques extrêmes (ex. tempêtes, sécheresses, inondations, etc.) plus sévères et plus fréquents (GIEC, 2013). Face à ces risques naturels, l'homme a construit digues, réservoirs et murs de protection. Ces infrastructures artificielles représentent la solution d'adaptation classique. Une autre approche est possible : celle de l'adaptation fondée sur les écosystèmes. Elle implique un recours à la biodiversité et aux services rendus par les écosystèmes[1] (Secrétariat de la CBD, 2009), et leur préservation. Les stratégies d'adaptation au changement climatique fondée sur les écosystèmes sont des stratégies « sans ou à faible regret » (i.e. qui produisent des bénéfices quel que soit le scénario de changement climatique qui se matérialise), qui délivrent des co-bénéfices : conserver les écosystèmes dans un bon état écologique bénéficie également au maintien de la biodiversité et à la réduction de la pauvreté – en gérant de manière durable les services d'approvisionnement (ex. en eau, en nourriture et en matières premières) (Campbell *et al.*, 2008).

Les zones humides font partie des écosystèmes les plus riches de la planète (Pearce et Crivelli, 1994). Parmi les nombreux services écologiques qu'offrent les zones humides, quatre ont pu être identifiés comme étant à l'origine du rôle d' « amortisseur climatique » joué par les zones humides :

- Le service de régulation du climat à travers le stockage du carbone

Les zones humides sont les plus importants puits de carbone[2] naturels (Chmura *et al.*, 2003). Les conditions anaérobies (pauvres en oxygène) empêchent les organismes aérobies de décomposer la matière organique, y compris le carbone organique, qui est ainsi accumulé au fur et à mesure que la tourbe se forme à partir de végétaux morts. Le carbone est également séquestré par la végétation, via la photosynthèse. Les tourbières, les marais, les plaines alluviales et les lacs rendent notamment ce service (Crooks et al, 2011 ; de Groot *et al.*, 2007 ; MA, 2005a ; Maltby and Acreman, 2011 ; Turpie et al, 2010).

- Le service de protection contre les événements climatiques extrêmes

En ayant la capacité d'atténuer la puissance des tempêtes, la force et la vitesse des vagues, certaines zones humides font office de zones tampons. Protéger les zones humides peut à ce titre être une mesure d'adaptation, car cela permet de réduire la vulnérabilité des populations à leurs impacts. Ce service est surtout rendu par les zones humides côtières, comme les lagunes, les marais saumâtres et salés, les mangroves (Campbell *et al.*, 2008 ; MA, 2005a ; Pergent *et al.*, 2012 ; ProAct Network, 2008 ; Secrétariat de la Convention de Ramsar, 2010 ; Wetlands International, 2008).

- Le service de maîtrise des crues

La plupart des zones humides sont à même de stocker l'eau dans le sol ou de la retenir à la surface. Ainsi, elles permettent d'écrêter les pics de crues, d'étaler la lame d'eau, de réduire la vitesse du courant et d'allonger la durée de l'inondation à un faible niveau d'eau. Cette capacité dépend fortement du contexte hydrologique et écologique local. Les plaines d'inondation, les lacs, les marais, les lagunes sont des exemples de zones humides qui peuvent rendre ce service de contrôle des inondations (Agence de l'eau RMC, 2006 ; MA, 2005a ; OZHM, 2012 ; Turpie *et al.*, 2010 ; Wetlands International, 2008).

- Le service de soutien d'étiage

Nombre de zones humides qui stockent l'eau en période humide peuvent être des réserves d'eau en période sèche. Dans ce cas, l'eau n'a pas été restituée directement mais s'est infiltrée lentement dans le sol, de manière à alimenter progressivement les nappes phréatiques et les cours d'eau. Cela contribue à limiter les effets des sécheresses. Ce rôle de soutien d'étiage est détenu par certains marais, lagunes, étangs, tourbières et plaines d'inondation (Agence de l'eau RMC, 2006 ; OZHM, 2012).

Ces services écologiques, comme tous les autres, ne sont pas délivrés de manière systématique par les zones humides. Ils sont entièrement dépendants des caractéristiques du site (ex. topographie, bathymétrie, climatologie, etc.) et de l'état de l'écosystème. Par exemple, des tourbières dégradées relâcheront dans l'atmosphère le carbone stocké, sous forme de dioxyde de carbone, et renforceront ainsi le processus de changement climatique (Parish *et al.*, 2008). En outre, les relations entre les fonctions écologiques, issues de processus biophysiques, et les services rendus sont encore relativement peu étudiées. Encourager la recherche sur le fonctionnement des écosystèmes, semble donc essentiel.

[1] Les services écologiques sont définis par le Millenium Ecosystem Assessment (2005) comme les contributions des écosystèmes au bien-être humain.
[2] « Les puits de carbone sont des réservoirs naturels ou artificiels dans lesquels le carbone peut être accumulé pendant un certain temps » (Pergent et al., 2012).

Malgré leur intérêt écologique, social, culturel et économique, les zones humides sont grandement menacées : la moitié des zones humides a disparu au cours du 20ème siècle (Barbier, 1993 ; MA, 2005a). Elles souffrent particulièrement de la conversion des terres (ex. urbanisation, agriculture), des prélèvements en eau (ex. pour l'agriculture et l'industrie), et des mauvais usages (ex. surexploitation des ressources, sur-fréquentation) (OZHM, 2012). Il est nécessaire de mettre en valeur le rôle essentiel des zones humides, notamment auprès des décideurs. Mettre en lumière leur rôle dans l'atténuation des effets du changement climatique est particulièrement important dans le contexte actuel. Cela permet à la fois de promouvoir une adaptation fondée sur les écosystèmes et la préservation des zones humides.

Un des moyens pour rendre compte de l'intérêt des zones humides dans l'adaptation au changement climatique est d'attribuer une valeur économique à ces quatre services écologiques. L'évaluation économique crée un langage commun, permettant aux décideurs d'apprécier l'environnement comme un capital naturel dont dépendent la majorité des secteurs d'activités : le rôle stratégique des écosystèmes est ainsi mis en exergue (Barbier *et al.*, 1997 ; Mangos *et al.*, 2010 ; Russi *et al.*, 2013). L'analyse de l'utilisation de ces évaluations doit néanmoins être développée.

L'évaluation économique des services écologiques nécessite au préalable une évaluation biophysique de ces services, qui sera un facteur déterminant pour la robustesse de l'étude (Barbier, 2011 ; CGDD, 2010). Le fonctionnement de l'écosystème doit être analysé et les services quantifiés. Cela requiert d'avoir accès à, ou d'être en mesure de collecter, maintes données, notamment hydrologiques et de composition des sols pour les quatre services identifiés. Le passage de l'évaluation biophysique à l'évaluation économique reste une étape délicate. La méthode d'évaluation économique est à choisir en fonction du service évalué, des données et des moyens disponibles, tout en connaissant et en tenant compte des limites de la technique choisie. La revue de cas d'études d'évaluation économique des quatre services concernés montre que les techniques d'évaluation les plus employées sont celles des coûts évités, des coûts de remplacement et du transfert des avantages. Cela concorde avec les études antérieures sur les services de régulation (de Groot *et al.*, 2002 ; Kumar *et al.*, 2010). Mêlant écologie, économie, hydrologie, et sociologie, l'évaluation économique est un exercice pluridisciplinaire, qui devra être mené en rassemblant ces diverses compétences.

Table des matières

Table des matières 4
Introduction 5
Eléments de contexte 5
Ressources en eau et changement climatique : développer l'approche écosystémique pour renforcer la résilience des systèmes sociaux et naturels 5
Importance des zones humides 5
L'approche de l'évaluation économique des services écologiques rendus par les écosystèmes 6
Objet du rapport 8
Partie I : Les services écologiques rendus par les zones humides dans le cadre du changement climatique 9
I.1 Définitions 9
I.1.a Zones humides 9
I.1.b Services écologiques 10
I.1.c Atténuation et adaptation 11
I.2 Identification des services écologiques rendus par les zones humides en lien avec le changement climatique 11
I.2.a Fonctions et services des zones humides 11
I.2.b Services écologiques identifiés comme participant à l'adaptation au changement climatique et à son atténuation 13
I.3 Conclusions de la partie I 22
Partie II : L'évaluation économique de ces services : éléments théoriques 23
II.1 Pourquoi valoriser économiquement les services écologiques rendus par les écosystèmes ? 23
II.2 Entreprendre un exercice d'évaluation économique 25
II.2.a Le concept de la valeur économique totale (VET) 25
II.2.b Comment procéder 26
II.3 Les différentes techniques d'évaluation économique des services écologiques 28
II.3.a La méthode des préférences révélées 28
II.3.b La méthode des préférences déclarées 31
II.3.c La méthode du transfert des avantages 33
II.4 Les limites de l'évaluation économique des services écologiques 36
II.5 Conclusions de la partie II 37
Partie III : Etudes de cas d'évaluation économique des services rendus par les zones humides dans le cadre du changement climatique 38
III.1 L'évaluation économique du service de régulation du climat 38
III.1.a Le stockage du carbone par les tourbières de Malaisie 38
III.1.b La régulation des flux de gaz à effet de serre par la plaine d'inondation à la rencontre du Mississippi et de l'Ohio, Etats-Unis 41
III.2 L'évaluation économique du service de prévention des risques naturels 44
III.2.a Le service de protection contre les événements climatiques extrêmes 44
III.2.b Le service de régulation des flux d'eau 47
III.3 Synthèse sur la valeur économique des services rendus par les zones humides en lien avec le changement climatique 56
III.4 Conclusions de la partie III 58
Partie IV : Mise en contexte méditerranéen 59
IV.1 Les zones humides du bassin méditerranéen : caractéristiques et enjeux 59
IV.2 Cas d'évaluations économiques des services rendus par les zones humides du bassin méditerranéen 61
IV.3 Vers l'identification de territoires pilotes en Méditerranée 63
IV.4 Conclusions de la partie IV 63
Conclusion 65
Références 67
Sites Internet 71
Liste des acronymes 72
Table des illustrations 73
Liste des encadrés 73
Liste des figures 73
Liste des tableaux 73
Annexe: identification des sites pilotes pour le projet du Plan Bleu en partenariat avec la Tour du Valat 74

Introduction

ELEMENTS DE CONTEXTE

Ressources en eau et changement climatique : développer l'approche écosystémique pour renforcer la résilience des systèmes sociaux et naturels

Le changement climatique est un défi majeur auquel les sociétés humaines et les écosystèmes sont confrontés. Les températures ont en moyenne augmenté de 0,85°C depuis 1880. Par rapport à la période 1980-2005, les modèles climatiques prévoient une hausse entre 0,3 et 4,8°C d'ici la fin du siècle. En conséquence de la fonte des glaces et de la dilatation thermique, le niveau moyen de la mer s'est élevé de 1,8 mm/an depuis 1961, une élévation qui s'est accélérée pour atteindre 3,1 mm/an depuis 1993. Le rythme pourrait atteindre jusqu'à 1,6 cm/an pour les années 2081-2100. Le régime des précipitations s'est modifié : alors que les précipitations ont diminué en Afrique australe, en Asie du Sud, en Méditerranée et au Sahel, elles ont fortement augmenté en Amérique du Nord et du Sud, en Asie du Nord et en Europe. Il est attendu que les phénomènes extrêmes, tels les sécheresses, les inondations et les tempêtes, soient plus fréquents dans certaines régions, de par l'intensité et la variabilité accrues des précipitations (GIEC, 2013 ; GIEC, 2007).

Si l'atténuation du changement climatique est indispensable pour réduire les émissions de gaz à effet de serre (GES), elle ne peut être la seule réponse apportée, car même des efforts prononcés d'atténuation ne pourront empêcher les changements climatiques de se poursuivre au cours des prochaines décennies (GIEC, 2007). L'adaptation revêt également une importance particulière afin de modérer la vulnérabilité et d'accroître la résilience[3] des systèmes sociaux et naturels. Parce que l'eau est le premier biais par lequel le changement climatique affecte les populations, l'environnement, et les économies, la gestion des ressources en eau devrait être au cœur des politiques d'adaptation (Sadoff et Muller, 2009). Ces dernières suivent généralement une approche traditionnelle technologique (construction de digues, de réservoirs, etc.). Or, une autre approche, complémentaire, devrait être envisagée : celle de l'adaptation fondée sur les écosystèmes[4]. Les écosystèmes fournissent en effet des services qui peuvent être intégrés dans les stratégies d'adaptation (Campbell *et al.*, 2008 ; Mata et Budhooram, 2007). Ces services sont un lien entre la biosphère et l'anthroposphère, un lien qui peut servir de point d'entrée pour l'adaptation des systèmes sociaux-écologiques (Navarra and Tubiana, 2013b). La déclaration finale de Rio+20 réaffirme « le rôle clef que les écosystèmes jouent dans la préservation de l'eau, que ce soit en quantité ou en qualité » (Nations Unies, 2012). Utiliser les infrastructures naturelles peut être tout aussi, voire plus, efficace et moins onéreux que l'approche technologique (TEEB, 2010a ; ten Brink *et al.*, 2013). Les stratégies d'adaptation basées sur la gestion des ressources naturelles sont des stratégies « sans regret », c'est-à-dire qui génèrent la plupart du temps des co-bénéfices quel que soit le scénario de changement climatique qui se matérialise (Campbell *et al.*, 2008). Par exemple, les zones humides permettent d'atténuer les effets des crues et des sécheresses (OZHM, 2012) tout en servant d'habitat pour un grand nombre d'espèces et en offrant des opportunités de récréation.

Importance des zones humides

Les zones humides sont des milieux complexes, fragiles et divers. Elles font partie des écosystèmes les plus riches de la planète, en deuxième position sur le plan de la diversité biologique[5] et de la productivité naturelle, après les forêts tropicales (Pearce et Crivelli, 1994). Les zones humides fournissent de multiples services qui contribuent au bien-être de l'humanité et à la réduction de la pauvreté (MA, 2005a ; ten Brink *et al.*, 2013). Elles ont des valeurs écologique, socioculturelle et économique (de Groot *et al.*, 2002 ; Schuyt, 2004). Sans les zones humides, les cycles de l'eau, du carbone et des nutriments seraient altérés (ten Brink *et al.*, 2013). Dès 1971, la communauté internationale a reconnu leur importance en signant la Convention sur les zones humides d'importance internationale, communément appelée Convention de Ramsar[6]. Les zones humides sont les seuls écosystèmes à bénéficier d'un tel traité mondial. 168 Etats sont aujourd'hui des parties contractantes et s'engagent donc à conserver et à faire un usage rationnel des zones humides (Convention de Ramsar, 1971).

[3] La résilience est définie comme la capacité d'un système, social ou naturel, à répondre à une perturbation en s'adaptant et/ou en se transformant, tout en étant à même de fonctionner et de se développer normalement (Folke et al., 2010).

[4] L'approche fondée sur les écosystèmes (en anglais *Ecosystem-based Adaptation [EbA])* est définie par le groupe spécial d'experts technique sur la biodiversité et les changements climatiques de la Convention sur la diversité biologique comme une adaptation qui a recours à la biodiversité et aux services rendus par les écosystèmes dans le cadre d'une stratégie d'adaptation globale. L'adaptation fondée sur les écosystèmes comprend la gestion durable, la conservation et la restauration des écosystèmes qui fournissent des services permettant aux populations de s'adapter aux impacts négatifs du changement climatique (IUCN, 2009 ; Secretariat of the CBD, 2009).

[5] Certaines zones humides hébergent un grand nombre d'espèces endémiques. Le lac Tanganyika en Afrique Centrale en compte par exemple 632 (Schuyt, 2004).

[6] La Convention de Ramsar est entrée en vigueur en 1975.

Cependant, les zones humides sont des écosystèmes des plus menacés. La moitié des zones humides a disparu depuis le début du XXème Siècle (Barbier, 1993). Les principaux facteurs de dégradation et de destruction sont la conversion des terres, les prélèvements d'eau, le développement des infrastructures, la pollution, la surexploitation et l'introduction d'espèces invasives (MA, 2005a). Les enjeux ne sont pas les mêmes dans les pays développés et dans les pays en voie de développement. Dans les premiers, les zones humides ont principalement été affectées par le déploiement d'infrastructures ; dans les pays moins industrialisés ce sont en priorité les populations avoisinantes des zones humides qui exploitent ces écosystèmes, pour assurer leurs revenus et maintenir leur santé. Les dépendances étant différentes, les politiques de développement ou de conservation auront des objectifs également distincts : l'aspect récréatif dans les pays du Nord sera privilégié alors que dans les pays du Sud le potentiel de développement sera mobilisé et la conservation plutôt considérée comme un « luxe » difficile de se permettre (Maltby et Acreman, 2011). Néanmoins, la mondialisation et l'aide internationale font que de nombreux pays du Sud s'engagent dans les modèles de développement des pays du Nord, avec deux à trois décennies de décalage.

Les zones humides sont vulnérables au changement climatique, qui exacerbe les conséquences des pressions déjà existantes (MA, 2005a). Elles peuvent en revanche aussi contribuer à son atténuation et à son adaptation, un sujet considérablement moins étudié, bien que la communauté internationale, notamment à travers le groupe spécial d'experts techniques de la Convention sur la diversité biologique (CDB) et la 11ème Conférence des Parties à la Convention de Ramsar, ait reconnu ce rôle et ait appelé plusieurs fois à mieux l'analyser (Encadré 1).

L'APPROCHE DE L'EVALUATION ECONOMIQUE DES SERVICES ECOLOGIQUES RENDUS PAR LES ECOSYSTEMES

Afin d'aborder les moteurs économiques du changement et de la dégradation des écosystèmes, certains soutiennent qu'il convient d'intégrer les services rendus par les écosystèmes dans les décisions économiques (ten Brink *et al.*, 2013). L'enjeu est de considérer la valeur des écosystèmes dans le processus décisionnel, afin de faire des choix mieux informés. Le plan stratégique de la CDB pour la biodiversité biologique 2011-2020 contient des engagements, à travers les objectifs 1 et 2 d'Aichi, pour une meilleure prise en compte des valeurs de la biodiversité, et leur intégration dans les plans, stratégies et comptes nationaux (CDB, 2010). Les travaux de Costanza *et al.* en 1997 font office de référence dans le domaine de l'évaluation économique, même s'ils ont aussi été largement critiqués du point de vue de la méthodologie (Bockstael *et al.*, 2000). Selon leurs calculs, la valeur globale des services rendus par les écosystèmes serait en moyenne de 33 milliards de dollars par an. Les zones humides y contribueraient à hauteur de 5-15 milliards par an (Costanza *et al.*, 1997 ; MA, 2005a). Le Millenium Ecosystem Assessment (MA), paru en 2005, a permis de reconnaître la notion de service écosystémique à l'échelle globale (Bonin et Antona, 2012), et a fait le constat que leur dégradation pouvait être enrayée notamment par une reconnaissance de leur valeur économique. Cinq années plus tard, le groupe d'études économie des écosystèmes et de la biodiversité (TEEB) renforce l'argumentaire en mettant en œuvre l'approche fondée sur les services rendus par les écosystèmes : le TEEB évalue les bénéfices économiques apportés par les écosystèmes ainsi que le coût de leur dégradation (Wallis *et al.*, 2011). En France, le rapport Chevassus-au-Louis (2009) du Centre d'analyse stratégique (CAS) présente une analyse critique des méthodes d'évaluation économique des services rendus par les écosystèmes et fournit des valeurs de référence pour certains écosystèmes du territoire national. L'évaluation économique de ces services n'est généralement pas entreprise dans l'optique de la lutte contre le changement climatique. En effet, ce sont plutôt les dépendances de l'économie à l'environnement qui visent à être explicitées, dans l'espoir d'élaborer des stratégies de conservation. L'argumentaire relatif au changement climatique reste encore peu exploité. Pourtant, selon le secrétariat de la CDB, « il est important de s'assurer que les valeurs économiques et non-économiques de la biodiversité et des services écosystémiques soient prises en compte lors de la programmation et la mise en œuvre d'activités liées au changement climatique. L'évaluation économique des services écosystémiques devrait être placée dans une approche intégrée de l'adaptation au changement climatique » (Secrétariat de la CBD, 2009).

Encadré 1. Le rôle des zones humides dans l'atténuation et l'adaptation au changement climatique est reconnu par la communauté internationale :

- La résolution XI.24 adoptée à la 11ème Conférence des Parties de la Convention de Ramsar, à Bucarest en 2012, déclare :

« CONSIDÉRANT que les zones humides, de par leurs fonctions, offrent tout un éventail de services écosystémiques qui contribuent au bien-être humain et que **certains types de zones humides procurent des services essentiels à l'adaptation aux changements climatiques** tout en faisant office d'infrastructures naturelles capables de réduire les risques de graves phénomènes liés à l'eau comme les tempêtes, les inondations, les sécheresses, l'érosion côtière ou l'intrusion d'eau salée dans les systèmes d'eau douce (…) **ENCOURAGE les Parties contractantes et les organisations pertinentes à entreprendre des études sur le rôle de la conservation et/ou de la restauration des zones humides boisées et non boisées en rapport avec i) l'atténuation des changements climatiques**, y compris le rôle des zones humides dans le piégeage et le stockage du carbone, les émissions de gaz à effet de serre provenant de zones humides dégradées, la prévention des émissions de gaz à effet de serre issues de l'élimination des puits de carbone des zones humides et **ii) l'adaptation aux changements climatiques**, y compris la régulation de l'eau aux niveaux local et régional, comme par exemple la réduction des risques d'inondation, l'approvisionnement en eau et le stockage de l'eau, et la réduction des effets de l'élévation du niveau de la mer et des phénomènes météorologiques extrêmes, y compris les précipitations extrêmes; et à coopérer, au sein des Initiatives régionales ou d'autres forums régionaux de coopération en vue d'élaborer et de diffuser des connaissances sur les résultats. » (Ramsar COP11, 2012)

- A l'issue de leur deuxième réunion, à Helsinki en 2009, le groupe spécial d'experts techniques de la CDB, écrit :

"**The conservation and sustainable use of biodiversity can act as a buffer against hazards such as floods and droughts. Examples include the following: a/ the conservation and restoration of wetlands, for example, has already been identified as an important hazard management strategy in the face of climate change.** Not only can such actions be more cost effective than traditional engineering responses but also provide substantial benefits in terms of the provision of goods, increased resilience and an improved aesthetic and cultural environment; b/ In Samoa, the replanting of mangroves is an integral part of a large restoration project to enhance food security and protect local communities from storm surges which are expected to increase as a result of climate change; c/ The conservation and sustainable use of biodiversity also feature drought-management strategies including through actions such as maintaining the genetic diversity of indigenous livestock and crops and through the conservation of forests which act as micro-climates." (CDB AHTEG, 2009)

- La Déclaration de Manado, issue de la Conférence mondiale sur les océans de 2009, émet un appel global à l'adaptation fondée sur les écosystèmes côtiers et marins :

"We stress the need for national strategies for sustainable management of coastal and marine ecosystems, in particular **mangrove, wetland, seagrass, estuary and coral reef, as protective and productive buffer zones that deliver valuable ecosystem goods and services that have significant potential for addressing the adverse effects of climate change"** (World Ocean Conference, 2009)

- La déclaration de Changwon, sur le bien-être et les zones humides, adoptée à la COP10 de Ramsar en 2008, déclare :

« Les zones humides sont des éléments vitaux de l'infrastructure naturelle dont nous avons besoin pour lutter contre les changements climatiques (…) Les gouvernements doivent intégrer la gestion de l'eau et des zones humides dans des stratégies efficaces de lutte contre les changements climatiques au niveau national. Les décideurs doivent considérer que l'infrastructure naturelle des zones humides constitue un **atout majeur dans la lutte contre les changements climatiques et l'adaptation à ces changements. L'eau et des zones humides en bon état de fonctionnement jouent un rôle crucial dans la réaction aux changements climatiques** et la régulation des processus climatiques naturels (par l'intermédiaire du cycle de l'eau, du maintien de la biodiversité, de la réduction des émissions de gaz à effet de serre et de l'atténuation de leurs impacts). La conservation et l'utilisation rationnelle des zones humides contribuent à réduire les effets économiques, sociaux et écologiques négatifs. » (Ramsar COP10, 2008)

OBJET DU RAPPORT

Ce rapport constitue la première étape d'un projet du Plan Bleu, en partenariat avec la Tour du Valat, sur l'évaluation économique des services écologiques rendus par les zones humides en lien avec le changement climatique dans le bassin méditerranéen. Les zones humides peuvent représenter une stratégie à moindres coûts pour l'adaptation du changement climatique et son atténuation, tout en délivrant des co-bénéfices tels la réduction de la pauvreté et la conservation de la biodiversité (ten Brink *et al.*, 2013). L'objectif général du projet, à travers la valorisation des services rendus par les zones humides, est de faciliter la prise en compte de ces écosystèmes dans les politiques ou stratégies nationales d'adaptation au changement climatique. C'est l'une des recommandations du 3ème atelier régional sur la gestion de la demande en eau en Méditerranée, qui s'est tenu à Saragosse en 2007.

Le Plan Bleu a progressivement développé une expertise sur l'évaluation économique des services écologiques à l'échelle du bassin méditerranéen, notamment par l'étude de Mangos *et al.* (2010) sur les bénéfices soutenables issus des écosystèmes marins. Récemment, les travaux de Anaï Mangos et de Maud-Anaïs Claudot sur l'impact socioéconomique des aires marines protégées ont été publiés (Mangos et Claudot, 2013). Le Plan Bleu a aussi travaillé sur la valeur économique et sociale de la pêche maritime en Méditerranée, en estimant la valeur potentielle économique et sociale de ce secteur s'il était géré de manière durable (Sauzade et Rousset, 2013). Les biens et services fournis par les écosystèmes forestiers font également l'objet d'une évaluation socio-économique, en Algérie, au Liban, au Maroc, en Tunisie et en Turquie, à travers un projet co-piloté avec le Comité de la FAO *Silva Mediterranea*. La présente étude s'inspire de ces précédents travaux, notamment du point de vue méthodologique et théorique. La particularité des zones humides et des services écologiques concernés demande néanmoins des orientations différentes, par exemple dans le choix des sites pilotes ou des techniques d'évaluation.

Ce rapport propose, en quatre parties, une synthèse des connaissances sur les services écologiques rendus par les zones humides en lien avec le changement climatique, et sur leur évaluation économique. A cette fin, l'analyse a été menée à l'échelle mondiale. La première partie s'attache à identifier et décrire les services rendus par les zones humides qui sont spécifiquement liés à l'adaptation au changement climatique et à son atténuation. Une revue théorique de l'évaluation économique des services écologiques est entreprise en deuxième partie, en présentant les différentes méthodes d'évaluation. La troisième partie propose des études de cas d'évaluation économique pour chaque service des zones humides précédemment identifié comme participant à l'atténuation et à l'adaptation. Enfin, un focus sur le bassin méditerranéen est adopté en dernière partie, dans la perspective de cadrer au mieux le projet du Plan Bleu.

Partie I : Les services écologiques rendus par les zones humides dans le cadre du changement climatique

I.1 DEFINITIONS

Devant la multiplicité des définitions et afin d'éviter toute confusion, il convient de clarifier la terminologie qui sera employée dans ce rapport.

I.1.a Zones humides

Il existe plusieurs définitions des zones humides. Les définitions se réfèrent toutes à des milieux ni complètement terrestres ni totalement aquatiques : les zones humides sont plutôt des espaces de transition. Elles contiennent des variables spatiales et temporelles d'inondation (PLU Ille et Vilaine, 2009). Pour la Convention de Ramsar, « les zones humides sont des étendues de marais, de fagnes, de tourbières ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris des étendues d'eau marine dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres » (Convention de Ramsar, 1971). Elle englobe quasiment tous les écosystèmes aquatiques à l'exception de la mer au-delà des zones littorales peu profondes. Les lacs, fleuves, réservoirs, chotts, sebkhas[7] et systèmes d'eau souterraine font donc partie des zones humides (OZHM, 2012). Cette définition s'inspire de celle donnée en 1962 lors d'une conférence internationale aux Saintes-Maries de la mer, en Camargue, organisée par Dr Luc Hoffman pour le projet MAR (« Marshes, marécages, marismas ») : « Toutes les régions marécageuses et toutes les étendues d'eau de moins de six mètres de profondeur, qu'elles soient douces ou salées, temporaires ou permanentes, stagnantes ou courantes ». C'est à cette conférence que le souhait d'avoir une convention internationale sur les zones humides avait été émis.

Des définitions plus étroites ont été établies, par exemple en France, la loi sur l'eau du 3 janvier 1992, entend par zones humides « les terrains, exploités ou non, habituellement inondés ou gorgés d'eau douce, salée ou saumâtre de façon permanente ou temporaire; la végétation, quand elle existe, y est dominée par des plantes hygrophiles pendant au moins une partie de l'année » (Art. L 211-1 du Code de l'Environnement). Aux Etats-Unis, le Comité fédéral des données géographiques, à des fins de cartographie, a défini les zones humides en 1979 comme telles : « Les zones humides sont des terres de transition entre système terrestre et système aquatique où la nappe d'eau est habituellement en surface ou près de la surface ou encore recouvre la terre d'une faible hauteur d'eau. Pour entrer dans cette classification, les zones humides doivent répondre à un ou plusieurs des trois critères suivants : i/ au moins périodiquement, la zone a une prédominance d'hydrophytes ; ii/ le substrat se caractérise par la présence d'un sol spongieux non drainé ; iii/ le substrat est saturé en eau ou couvert par une faible hauteur d'eau, de temps en temps, chaque année, durant la saison des pluies » (Cowardin *et al.*, 1979). La définition de la Convention de Ramsar sera ici retenue, car c'est la plus communément adoptée et la plus large. En outre, puisqu'établie par un traité international, elle revêt une légitimité plus importante qu'une définition nationale pour un projet de collaboration entre des entités de pays différents.

La Convention de Ramsar distingue trois types de zones humides : les zones humides côtières, intérieures, et artificielles. Les zones humides intérieures s'étalent sur 9,5 millions de km², représentant 6,5 % de la surface terrestre. Y ajouter les zones humides côtières amène ces milieux à occuper plus de 12,8 millions de km² (ten Brink *et al.*, 2013). Le Département américain de l'agriculture (USDA) a cartographié les zones humides à l'échelle mondiale, mais selon d'autres critères, liés à leur position géographique et à leur composition (Figure 1). Les classifications de zones humides reconnues à l'échelle nationale et internationale diffèrent en effet de manière assez significative selon les institutions. Ne serait-ce qu'en France, les Schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) utilisent une classification différente de celle du Muséum national d'histoire naturelle (MNHN) et du guide technique inter-agences. L'échelle d'analyse peut être différente, et donc les classifications plus ou moins fines. La Convention de Ramsar a par exemple une classification très générale, « milieu marin – milieu estuarien – milieu fluvial – milieu lacustre – milieu palustre – agriculture » ; alors que la classification SDAGE ira jusqu'à distinguer les « grands estuaires » des « baies et estuaires moyens plats », qui pour la classification espagnole seront dénommés « deltas » (CGDD, 2011). Dans cette étude, aucune classification fixe n'a été retenue puisque la revue de littérature a été entreprise à l'échelle globale et recoupe des documents de diverses organisations, qui n'utilisent pas les mêmes typologies.

[7] Les chotts et les sebkhas sont des lacs temporaires d'eau salée présents dans les zones arides et semi-arides. Tandis que les chotts sont alimentés par les ruissellements et les nappes d'eau souterraines, les sebkhas dépendent uniquement des eaux de crue (République algérienne, 2003).

Figure 1. Répartition des zones humides à l'échelle mondiale

Source : Département américain de l'agriculture, Natural Resources Conservation Services (1997)

I.1.b Services écologiques

Les références aux services environnementaux, aux services écologiques et aux services écosystémiques sont nombreuses lorsque les enjeux environnementaux sont abordés[8], mais elles ne sont pas toujours claires, et il existe un certain flou quant à la signification et à la distinction de chacun de ces termes.

La notion de service écosystémique est apparue à partir des années 1970 surtout en tant qu'outil de communication pour expliquer la dépendance de la société à la nature (Wallis *et al.*, 2011). Les scientifiques s'accordent sur le fait que 1997 a été un tournant, avec la parution de l'article de Costanza *et al.* « The value of the world's ecosystem services and natural capital » dans *Nature* et de l'ouvrage de G. Daily *Nature Services*. Tous deux cherchaient à mieux appréhender le rôle de la nature et de ses fonctions écologiques. Dans ce cadre, les services écosystémiques permettaient de justifier la conservation de la biodiversité. Le *Millenium Ecosystem Assessment* (MA) représente la reconnaissance internationale du concept de service écosystémique (Bonin et Antona, 2012). Il les définit comme « des biens et services que les hommes peuvent tirer des écosystèmes, directement ou indirectement, pour assurer leur bien-être » (MA, 2005b). Si cette définition a le mérite d'être concise, il lui a été reproché de ne pas prendre en compte les nuisances que causent les écosystèmes aux populations humaines. Ainsi, la notion de « disservice » a vu le jour, pour rendre compte des impacts négatifs des écosystèmes sur les activités humaines (UICN France, 2012).

Les termes « services écosystémiques » et « services écologiques » sont la plupart du temps employés indifféremment. UICN définit les services écologiques de la manière suivante : « bénéfices retirés par l'homme des fonctions écologiques des écosystèmes ». Cette définition équivaut à celle des services écosystémiques du MA. En donnant les mêmes exemples (ex. purification de l'air et de l'eau, maintien de la biodiversité, du cycle des nutriments, etc.), il est certain que l'organisation non gouvernementale internationale et la communauté scientifique désignent les mêmes choses. Parfois, les services écologiques sont définis de manière plus restreinte, par l'Onema par exemple : « les services écologiques ne devraient prendre en compte que la contribution propre au capital naturel ».

Quant aux services environnementaux, deux compréhensions radicalement différentes sont possibles. La première, la plus généralement partagée, est que les services environnementaux concernent aussi « les services issus de la structure physique (ex. minéraux) des écosystèmes, mais indépendants des processus biologiques », alors qu'un service est appelé écologique lorsque son fonctionnement dépend de processus biologiques (Wallis *et al.*, 2011 ; Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011). La deuxième signification de « services environnementaux » est celle que leur donne le Centre français d'analyse stratégique

[8] Le concept de services écologiques n'est cependant pas forcément connu en dehors du domaine de la conservation et dans les pays en voie de développement ; cela reste donc souvent un sujet annexe. Cela limite son acceptabilité. Pourtant, les aspects environnementaux sont depuis longtemps pris en compte dans les programmes de développement. Par exemple, l'approche *Livelihood* de DFID tient compte de plusieurs types de vulnérabilités, de l'acquis naturel et des services écologiques mais, par manque de connaissance, ces derniers ne sont pas considérés en pratique. Cela révèle le besoin de partager le concept des services écologiques au-delà du domaine restreint de la conservation – le secteur de la conservation est lui-même segmenté et ce concept n'est pas connu de tous.

(CAS), à savoir les bénéfices que l'homme apporte à la nature[9]. Avec cette définition, le fonctionnement de l'écosystème n'est plus le centre d'intérêt (Bonin et Antona, 2012).

Le terme « services écologiques », utilisé par l'ONEMA et UICN, sera préféré pour ce rapport. Les services écologiques sont appréhendés à différentes échelles spatiales et temporelles. Ils peuvent aussi bien être analysés à l'échelle locale (ex. fourniture de matériaux) qu'au niveau national (ex. ressources en eau d'un pays) et international (ex. conservation de la biodiversité mondiale). Les services écologiques varient en fonction du temps, notamment les cycles de l'eau et des éléments chimiques (UICN France, 2012).

I.1.c Atténuation et adaptation

Le GIEC définit l'atténuation du changement climatique comme « une intervention anthropique visant à réduire les émissions nettes de gaz à effet de serre, qui diminuerait la pression exercée par les changements climatiques sur les systèmes naturels et humains » (GIEC, 2002). L'adaptation au changement climatique est quant à elle entendue par « ajustement des systèmes naturels ou des systèmes humains en réponse à des stimuli climatiques présents ou futurs ou à leurs effets, afin d'atténuer les effets néfastes ou d'exploiter des opportunités bénéfiques » (GIEC, 2001).

Ces définitions sont anthropocentrées dans la mesure où ce sont les êtres humains qui élaborent et mettent en œuvre des mesures d'adaptation et d'atténuation au changement climatique. Elles seront ici élargies de sorte que les écosystèmes puissent aussi être reconnus comme participant à l'adaptation et à l'atténuation du changement climatique.

I.2 IDENTIFICATION DES SERVICES ECOLOGIQUES RENDUS PAR LES ZONES HUMIDES EN LIEN AVEC LE CHANGEMENT CLIMATIQUE

I.2.a Fonctions et services des zones humides

Les zones humides offrent un éventail de services écologiques. Avant de les présenter, il est à nouveau nécessaire de préciser quelques notions. Les services rendus sont trop souvent confondus avec les fonctions écologiques d'un écosystème. Les fonctions écologiques sont considérées comme la capacité de l'écosystème à produire des services. Les fonctions écologiques découlent de processus physiques, chimiques ou biologiques ; et existent avec ou sans la présence de l'homme. Processus et fonctions écologiques sont eux aussi souvent mal distingués. Les services rendus sont quant à eux les contributions directes ou indirectes des écosystèmes au bien-être humain, ils ont une valeur pour la société (Barbier, 2011 ; CGDD, 2011 ; Gomez-Baggethun, 2011 ; MA, 2005b). In fine, les services sont l'interprétation et la perception que l'homme se fait des effets des fonctions : pour les zones humides, cela est bien représenté par le schéma élaboré par Barnaud et Fustec (2007) et repris par le CGDD (Figure 2). A titre d'exemple, Maltby et Acreman (2011) décrivent un des services rendus par les zones humides de la manière suivante : le processus de dénitrification (phénomène biochimique) réduit la concentration en nitrates, ce qui amène l'écosystème à avoir une fonction de filtration. Le service rendu est alors une meilleure qualité de l'eau.

Figure 2. Les fonctions des zones humides, leurs effets et leur perception par les sociétés

Source : adapté de CGDD (2010)

[9] Il sera considéré par souci de simplification que la nature est l'équivalent de l'environnement, bien qu'un débat philosophique puisse être amorcé sur la définition de « nature » et sur la place de l'homme en son sein ou à l'extérieur.

Le MA a réalisé une classification des services écologiques (dans le cas du MA le terme « services écosystémiques » était préféré) en quatre catégories : les services de soutien, d'approvisionnement, de régulation et les services culturels. Les services de soutien sont ceux qui sont nécessaires au bon fonctionnement de l'écosystème et donc à la délivrance des trois autres catégories de services, par exemple la fourniture d'un habitat ou la formation du sol (MA, 2005b). Ils relèvent donc plutôt des fonctions écologiques que des services. Ils ne seront pas traités dans cette étude. Les services d'approvisionnement permettent aux êtres humains d'obtenir des biens de consommation, tels que de la nourriture, des matériaux de construction, dont dépendent généralement les populations pour leur vie quotidienne. Ces biens-là et d'autres, comme les ressources génétiques, peuvent également être commercialisables. Les services de régulation sont des bénéfices tirés de la régulation des fonctions écologiques, comme le maintien de la qualité de l'air, la purification de l'eau, la protection contre les tempêtes, etc. Enfin, les services culturels font référence à des bénéfices non-matériels retenus par les hommes à partir des écosystèmes à travers la réflexion, la création, les expériences esthétiques : par exemple la récréation et l'écotourisme, les valeurs patrimoniales ou esthétiques (MA, 2005b).

Suivant cette classification, un aperçu des services écologiques rendus par les zones humides est donné dans le Tableau 1. Ce tableau se veut général et ne rend pas compte des types de zones humides associés à chaque service. En effet, il n'existe pas de relation simple et unique entre un type de zones humides et des services écologiques. Les assertions générales et simplifiées sur les fonctions et services des zones humides sont nécessaires à la compréhension globale mais doivent être vérifiées de manière rigoureuse lors d'études pratiques. L'unité spatiale doit être identifiée et les conditions hydrogéomorphiques analysées. Ce sont les spécificités du site dans lequel se trouve la zone humide qui déterminent sa capacité à fournir les services écologiques (Barbier, 2011 ; UICN France, 2012).

Les fonctions et services écologiques des zones humides ne font pas forcément consensus. Bullock et Acreman (2003) ont analysé 169 études, la plupart menées aux Etats-Unis. Sur 66 études de plaines d'inondation, 27 montrent que ce type de zone humide ne réduit pas, ni ne retarde, les phénomènes d'inondation, alors que l'inverse est communément admis. Quant au service de recharge des eaux souterraines, les auteurs assurent que de nombreuses zones humides existent parce qu'elles recouvrent des sols ou des roches imperméables, et ont donc assez peu d'interactions avec les eaux souterraines. Par exemple, les lagunes du Languedoc-Roussillon en France, de par la nature du sol (argileux) et la salinité des eaux, ne rechargent les nappes que de manière anecdotique (Kuhfuss *et al.*, 2011). Qu'une fonction hydrologique soit considérée comme bénéfique peut dépendre du point de vue adopté. Ainsi, pour les écologistes, l'évaporation via les zones humides sera un processus essentiel pour la croissance des plantes, alors que pour des gestionnaires des ressources en eau ce sera une perte vitale en aval (Bullock and Acreman, 2003).

Il semble néanmoins certain que les processus hydrologiques soient au cœur des services rendus par les zones humides. Des changements dans ces processus auront des impacts sur les services rendus, et donc sur le bien-être humain (Barbier, 2011). Parce que le changement climatique modifie les régimes hydrologiques, les zones humides sont et seront affectées. Tous les services rendus par les zones humides peuvent subir les conséquences du changement climatique. Par exemple, l'augmentation des températures et la baisse de la pluviométrie peuvent modifier l'écosystème à l'échelle du paysage. La valeur esthétique qu'accordent les visiteurs à une zone humide particulière peut être revue à la baisse, et à ce moment-là, le service de récréation sera dégradé.

Tableau 1. Panorama des services rendus par les zones humides

Service rendu par les zones humides	Exemple
Services d'approvisionnement	
Nourriture	ZH intérieures : production de poissons, de fruits, de céréales, de gibier sauvage; opportunités pour la cueillette et la chasse/pêche ZH côtières : production de poissons, d'algues, d'invertébrés; opportunités pour la cueillette et la chasse/pêche
Eau douce	Production et stockage d'eau; eau pour l'irrigation et la consommation
Fibres, combustibles et autres matières premières	Production de bois d'œuvre, bois de feu, de tourbe, de fourrages
Produits biochimiques et ressources médicinales	
Matériel génétique	Gènes de résistance aux agents pathogènes des plantes
Espèces ornementales	
Services de régulation	
Régulation du climat	**Régulation des GES, de la température, des précipitations, et autres processus climatiques**
Régulation biologique	Résistance aux espèces invasives; régulation entre différents niveaux de la chaîne alimentaire; préservation de la diversité fonctionnelle et des interactions
Régimes hydrologiques	Recharge des nappes; soutien d'étiage; stockage de l'eau pour l'agriculture et l'industrie
Epuration de l'eau	Rétention et élimination des matières nutritives et des polluants en excès
Protection des sols contre l'érosion et réduction des forces érosives	Rétention des sols et des sédiments
Prévention des catastrophes naturelles	Maîtrise des crues; protection contre les tempêtes
Services culturels	
Inspiration artistique et spirituelle	Sentiments personnels et bien-être; signification religieuse
Récréationnels	Opportunités pour le tourisme et les loisirs
Esthétiques	Appréciation de la nature
Educationnels	Opportunités pour l'éducation et la formation

Source : adapté à partir de Agence de l'eau RMC (2006) ; Barbier (2011) ; de Groot *et al.* (2007) ; MA (2005a).

I.2.b Services écologiques identifiés comme participant à l'adaptation au changement climatique et à son atténuation

Les services écologiques ont été identifiés à partir d'une revue bibliographique et ont été confirmés par des experts des zones humides. Ces services sont très rarement présentés comme tels. Seule une vision globale des effets du changement climatique et des mesures d'adaptation et d'atténuation a permis d'établir ces liens.

Parmi les services écologiques rendus par les zones humides, quatre ont été identifiés comme participant à l'adaptation au changement climatique et à son atténuation. Ce sont les services de régulation du climat à travers le stockage de carbone, de protection contre les événements climatiques extrêmes, de maîtrise des crues et de soutien d'étiage. Les trois derniers peuvent être considérés comme des « sous-services » d'un service plus global de prévention des risques naturels. Ils seront un à un présentés dans cette partie, à l'aide d'une description de la fonction à l'origine du service et d'exemples.

I.2.b.i Régulation du climat à travers le stockage du carbone

La séquestration du carbone a souvent été décrite comme un des services clés rendus par les forêts tropicales. Les zones humides ont pourtant elles aussi cette capacité (Turpie *et al.*, 2010). Selon Chmura *et al.* (2003), elles sont d'ailleurs les plus importants puits de carbone naturels[10], à condition d'être en bonne santé. Plusieurs processus sont à l'œuvre. Dans des conditions anaérobies (pauvres en oxygène), de la tourbe se forme à partir de végétaux morts. Les conditions anaérobies résultent d'une saturation des sols[11], situation dans laquelle les activités des bactéries aérobies sont limitées par le manque d'oxygène. Ces organismes ne peuvent donc pas décomposer la matière organique – y compris le carbone organique – comme cela serait le cas dans des conditions aérobies. La tourbe s'accumule lorsque la production

[10] « Les puits de carbone sont des réservoirs naturels ou artificiels dans lesquels le carbone peut être accumulé pendant un certain temps » (Pergent et al., 2012).
[11] Les sols sont saturés lorsque tout espace entre les particules du sol est rempli d'eau.

de matière organique morte dépasse celle qui se décompose. Par ailleurs, les plantes captent le carbone par photosynthèse, le taux d'assimilation dépendant du taux de croissance de ces plantes (Turpie et al, 2010). La fonction engendrée est celle du stockage du carbone, qui permet d'obtenir un service de régulation des gaz à effet de serre, ou plus largement, du climat (Crooks *et al.*, 2011 ; IPCC, 2006 ; Maltby and Acreman, 2011). Le carbone est stocké dans plusieurs parties de l'écosystème : dans la biomasse[12], dans les sédiments, dans la couche de tourbe et dans la sous-couche de minéraux. C'est dans la couche de tourbe qu'il peut être stocké à très long terme, pour des millénaires (Parish *et al.*, 2008). Deux variables sont donc à prendre en compte : le stockage continu du carbone (flux) et le carbone qui a été séquestré pendant des milliers d'années (stock). La quantité de carbone stockée dépend du type de zone humide et des caractéristiques propres à l'écosystème. En général, les végétations en eau douce accumulent plus de carbone que celles en eau salée (Crooks *et al.*, 2011). Les zones humides qui fournissent ce service de régulation du climat sont les tourbières, lacs, réservoirs, forêts, marais d'eau douce, marécages, plaines alluviales, estuaires, mangroves, lagunes, marais saumâtres et salés, herbiers et récifs de corail (Crooks et al, 2011 ; de Groot *et al.*, 2007 ; MA, 2005a).

Des écosystèmes perturbés, dégradés ou détruits seront moins efficaces voire agiront de manière négative. En effet, leur exploitation, drainage ou brûlage, permet à l'oxygène de pénétrer les sols et libèrent alors le carbone qui y était stocké, sous forme de dioxyde de carbone (Crooks *et al.*, 2011)[13]. Par exemple, les dommages causés aux tourbières provoquent des émissions de GES qui équivalent à 10 % des émissions provenant de l'utilisation mondiale des combustibles fossiles (Parish *et al.*, 2008 ; Secrétariat de la Convention de Ramsar, 2010). Protéger ces écosystèmes naturellement efficaces dans la fixation et séquestration[14] du carbone contre toute dégradation permet de s'assurer qu'ils demeurent des puits de carbone, voire d'améliorer cette capacité (Pergent *et al.*, 2012 ; ten Brink *et al.*, 2013). Ainsi, la conservation et la restauration de ces zones humides, en protégeant leur rôle dans le stockage des GES, sont des activités d'atténuation du changement climatique – lui-même moteur de dégradation des écosystèmes – dont les potentiels ne sont pas pleinement exploités (Crooks *et al.*, 2011). Une protection et une meilleure gestion des puits de carbone côtiers et marins empêcheraient de relâcher 0,45 Gt C/an[15] (Nelleman et Corcoran, 2010). Les zones humides capables de stocker du carbone ont également un potentiel économique important pour des stratégies sur le marché du carbone, par exemple avec REDD+ (Murdiyarso et Boone Kauffman, 2011 ; Pergent et al, 2012)[16].

Bien que les tourbières ne couvrent que 0,25 % de la surface terrestre, elles contiennent 3 % du carbone terrestre (Murdiyarso et Boone Kauffman, 2011)[17]. Dans son état naturel, une tourbière peut stocker de 20 à 30g C/m^2/an, et émet du méthane (CH_4)[18] via la décomposition de la tourbe (Chmura *et al.*, 2003).[19] Ces interactions complexes sont étudiées mais restent encore assez confuses (figure 4, pour les zones humides en général). Certains assureront néanmoins que l'effet négatif des émissions de méthane est à long terme inférieur aux effets bénéfiques de la séquestration du carbone (Encadré 2) (Mitsch *et al.*, 2012 ; Nelleman et Corcoran, 2010 ; Parish *et al.*, 2008). Il est en revanche certain que des tourbières dégradées deviennent des sources de dioxyde de carbone (CO_2) et ne s'arrêtent pas d'émettre du méthane (Parish *et al.*, 2008).

Encadré 2. Les zones humides, des puits de carbone globaux malgré les émissions de méthane

Les zones humides ne stockent pas 25 fois plus de CO_2 qu'elles n'émettent du CH_4 à l'instant t. Pour les non-spécialistes, la plupart des zones humides sont alors considérées comme des sources du réchauffement climatique, ou des éléments qui le renforcent. Mitsch *et al.* (2012) montrent que les émissions de méthane deviennent négligeables dans un délai de 300 ans, en comparaison avec le stockage du carbone. De plus, les zones humides pourraient actuellement être des puits nets de carbone d'à peu près 0,83 Gt par an (1,28 Gt C/an stocké - 0,448 Gt C/an retournés dans l'atmosphère sous forme de CH_4), stockant en moyenne 118 g C/m^2/an. Cela représente 20-30 % du carbone terrestre, alors que les zones humides ne couvrent que 5-8 % de la surface terrestre. La majorité de la séquestration du carbone est effectuée par les zones humides tropicales et subtropicales (Mitsch *et al.*, 2012).

Les marais saumâtres et salés ainsi que les mangroves sont en revanche des écosystèmes riches en sulfate, or le sulfate a la propriété d'entraver la production de CH_4 (Chmura *et al.*, 2003). Chmura *et al.* (2003) ont récolté des données pour 154 sites, dont 75 % étaient des marais saumâtres et salés. Ils ont trouvé que la densité moyenne en carbone des sols des

[12] Définie comme l'ensemble des êtres vivants (ex : les plantes) dans une zone spatiale donnée.

[13] La vitesse à laquelle le carbone est relâché est plus rapide dans les années qui suivent le drainage ou la conversion et se stabilise ensuite. Ce phénomène reste très peu documenté (Crooks et al., 2011).

[14] Les termes « séquestration », « stockage » et « piégeage » sont utilisés de manière indifférenciée.

[15] Pour donner un ordre de grandeur, les activités anthropiques liées à la combustion de ressources fossiles et à l'activité des cimenteries ont émis 9,9 Gt C dans l'atmosphère au cours de l'année 2013 (GIEC).

[16] REDD+ est un programme des Nations Unies pour la lutte contre la déforestation et la dégradation des forêts, pour la conservation et la gestion durable des forêts et l'amélioration des stocks de carbone des forêts dans les pays en voie de développement. Il vise à valoriser économiquement la forêt afin qu'il soit plus rentable de la conserver que de la détruire.

[17] Le problème de définition des types de zones humides s'exprime pleinement ici, car les pourcentages varient d'une publication à l'autre. Ainsi, pour Parish et al. (2008), les tourbières représentent 3 % de la surface terrestre et stockent 30 % du carbone terrestre.

[18] Le méthane est 25 fois plus virulent que le dioxyde de carbone.

[19] Alors que dans des conditions aérobies, la décomposition de la matière organique relâche du CO_2, dans des conditions anaérobies elle émet du CH_4 (IPCC, 2006).

mangroves était plus élevée que celle des marais saumâtres et salés, probablement dûe à une plus grande productivité dans les climats plus chauds (les mangroves remplacent les marais saumâtres et salés dans les climats tropicaux)[20]. A eux deux, ces écosystèmes piègent environ 0,046 Gt C/an (Chmura *et al.*, 2003). Donato *et al.* (2011) se sont eux aussi intéressés au rôle des mangroves dans la séquestration du carbone. De l'étude de 25 forêts de mangroves dans la région indopacifique (qui regroupe 40 % des mangroves du globe), il ressort que les mangroves contiennent en moyenne 1023 t C/ha. Les sols riches en matière organique vont de 0,5 m à plus de 3 m de profondeur et représentent de 49 à 98 % du carbone stocké dans ces écosystèmes. En conséquence, la déforestation des mangroves relâche du carbone, à peu près à la hauteur de 10 % des émissions de la déforestation globale, alors que les mangroves ne représentent que 0,7 % des forêts tropicales. Au rythme auquel les mangroves disparaissent (i.e. 30-50 % au cours des 50 dernières années), il pourrait ne plus y en avoir d'ici un siècle (Donato *et al.*, 2011)[21].

Figure 3. Dynamiques du dioxyde de carbone (CO_2) et du méthane (CH_4) dans les zones humides

Légende :

F_{cs} : stockage du carbone

F_{me} : émissions de méthane

GPP : productivité primaire brute

Rp : respiration des plantes

Rs : respiration des sols

Source : Mitsch *et al.* (2012)

Les herbiers marins[22] (*seagrass meadows*) sont également des sites clés de séquestration du carbone bleu (carbone stocké par la végétation littorale et les océans)[23]. Le stock de carbone actuel dans les sols des herbiers est estimé à 20 Gt à l'échelle globale, selon une étude de Fourqurean *et al.* (2012), basée sur l'analyse de 946 sites[24]. Les herbiers peuvent donc stocker deux fois plus de carbone que les sols terrestres. Le carbone peut y être accumulé pendant des millénaires du fait de la faible teneur des sols en oxygène. Les dépôts de carbone peuvent alors atteindre des épaisseurs considérables, comme dans certains sites du bassin méditerranéen où des dépôts de 11 m d'épaisseur ont été observés. En revanche, la dégradation de la qualité de l'eau due à une utilisation non durable des sols et au drainage perturbent le fonctionnement des herbiers, jusqu'à les détruire : 29 % de ceux recensés au début du 21ème siècle ont disparu. Le stockage du carbone par ces écosystèmes a donc chuté, et une partie du carbone piégé a dû être relâché car la biomasse se reminéralise lorsqu'elle est dégradée, et le carbone organique s'oxyde. Les herbiers marins offrent évidemment un large éventail d'autres services, tels que la stabilisation des sédiments et servent d'habitats pour de nombreuses espèces (Fourqurean et al, 2012). En Méditerranée, les herbiers marins sont particulièrement présents. Cinq espèces de Magnoliophytes marines s'y trouvent : Posedonia oceanica (endémique à cette région), Halophila stipulacea, Cymodocea nodosa, Zostera marina et Zostera noltii. Les Magnoliophytes marines stockent chaque année 40 % du carbone stocké par la végétation côtière (Nelleman et Corcoran, 2010). Les herbiers Posidonia oceanica apparaissent comme des puits

[20] Pour Nelleman et al. (2009), les marais saumâtres et salés sont pourtant plus efficaces que les mangroves dans le stockage du carbone.

[21] Les principales menaces sont l'aquaculture (conversion des mangroves pour l'élevage de crevettes), le défrichement et la surexploitation (Donato et al., 2011). Le taux moyen de déforestation en 2007 était de 1-2 % (Alongi, 2008).

[22] Les herbiers marins entrent dans la classification des zones humides adoptée par la Convention de Ramsar.

[23] Le carbone bleu se distingue du carbone vert, stocké par la biomasse terrestre (Nelleman et al, 2009).

[24] Les sites étudiés se situent principalement en Amérique du Nord, en Australie et en Europe de l'Ouest.

majeurs de CO_2 à l'échelle du bassin méditerranéen, puisqu'ils émettent via les mécanismes de calcification 28 à 83 g C/m²/an mais séquestrent 6 à 157 g C/m²/an (Pergent *et al.*, 2012). Fourqurean *et al.* (2012) soutiennent même que ce sont les herbiers les plus efficaces. Les herbiers de Magnoliophytes pourraient fixer une moyenne de 8 millions de tonnes de carbone par an, à l'échelle de la Méditerranée (Pergent *et al.*, 2012).

Les ordres de grandeur donnés permettent de se rendre compte de l'importance de ces écosystèmes dans le stockage du carbone, et l'ampleur des conséquences en termes d'émissions lorsqu'ils sont dégradés ou détruits. En revanche, pour une évaluation rigoureuse des stocks de carbone, il est nécessaire de considérer les flux nets de carbone, à savoir soustraire le carbone libéré par la décomposition, du carbone absorbé par photosynthèse ou produit par la tourbe. Si les capacités de stockage diffèrent en fonction du type de zone humide, elles diffèrent également au sein d'un même type. Pour les mangroves par exemple, les sites en milieu estuarien sont plus denses en carbone que les sites sur les côtes des îles. Une explication est que la couche de tourbe est généralement d'une épaisseur plus importante dans les sites des milieux estuariens (Donato *et al.*, 2011).

Certaines zones humides sont de très importants puits de carbone et pourraient faire partie intégrante des stratégies d'atténuation du changement climatique, via des mesures de conservation ou de restauration. Protéger ces écosystèmes ne bénéficie pas seulement au service de régulation du climat mais aussi à tous les autres. Pourtant, le manque de connaissances détaillées sur ces écosystèmes – par rapport aux rejets de CO_2 et de CH_4 par exemple – ainsi que l'absence de méthode totalement satisfaisante de quantification du carbone freinent les actions en ce sens (Crooks *et al.*, 2011).

I.2.b.ii Prévention des risques naturels

A l'échelle mondiale, entre 1997 et 2006, 2,6 milliards de personnes ont été affectées par des catastrophes naturelles, 1,2 millions ont perdu la vie et les dégâts se sont élevés à hauteur de 800 milliards de dollars (ProAct Network, 2008)[25]. La fréquence et la magnitude des risques naturels tels les événements extrêmes, les inondations et les sécheresses vont être accrues sous l'effet du changement climatique (GIEC, 2007). Les zones humides, via des services de régulation, sont des écosystèmes efficaces pour atténuer les effets de ces risques, ils peuvent d'ailleurs l'être plus que des infrastructures matérielles (Campbell *et al.*, 2008). Les zones humides ont ainsi leur place au sein de stratégies d'adaptation au changement climatique – et de gestion des risques naturels. Les différents services ou « sous-services » qui permettent aux sociétés de réduire leur vulnérabilité et de s'adapter à ces changements ont été identifiés au nombre de trois. Ce sont les services de protection contre les événements climatiques extrêmes, de prévention des crues et de soutien d'étiage. Ils sont présentés et illustrés un à un dans cette partie.

<u>Protection contre les événements climatiques extrêmes</u>

Le changement climatique devrait rendre les événements extrêmes d'origine climatique (ex. tempêtes, cyclones, etc.) plus fréquents et plus intenses, menaçant les vies humaines, la santé, les habitations, les modes de communication et les écosystèmes. Or certaines zones humides font office de zones tampons ou de boucliers naturels, en ayant la fonction d'atténuer la puissance des tempêtes, la force et la vitesse des vagues. L'absorption d'une partie de l'énergie des raz-de-marée et des tempêtes ainsi que la stabilisation des sols via les racines des végétaux, sont les processus à la base de cette fonction. Le service écologique perçu est la protection contre les événements extrêmes et leurs effets secondaires tels les inondations (Campbell *et al.*, 2008 ; MA, 2005a ; Pergent *et al.*, 2012 ; ProAct Network, 2008 ; Secrétariat de la Convention de Ramsar, 2010 ; Wetlands International, 2008). Garder et entretenir ce service rendu par les zones humides peut être une mesure d'adaptation au changement climatique puisque cela permet de réduire la vulnérabilité des populations aux impacts de ces aléas.

La capacité d'atténuation dépend du type d'écosystème (ex. herbier, mangroves, etc.), de ses caractéristiques (ex. type de sol, longueur des feuilles, densité), des caractéristiques de l'aléa (ex. intensité, durée, orientation), de la bathymétrie et des volumes de sédiments. L'amplitude des réponses est donc variable et propre à un contexte particulier. Par exemple, l'atténuation de la force des vagues peut être plus forte en été lorsque la biomasse est plus dense (Campbell *et al.*, 2008 ; Pergent *et al.*, 2012)[26].

Les zones humides côtières fournissent tout particulièrement ce service de protection contre les événements climatiques extrêmes [27]. Formées par les forces de la marée et les entrées d'eau douce du continent, elles sont situées entre le niveau infratidal (marée basse) et le bord de côte – parfois sont également incluses les zones humides au-delà du bord de côte mais assez proches du littoral (Wolanski, 2009). De manière générale, en zone littorale, ce service écologique est fourni par les forêts de mangroves, les récifs coralliens, les deltas, les lagunes, les estuaires et les marais saumâtres et salés (de Groot *et al.*, 2007 ; MA, 2005a ; UNEP-WCMC, 2006 ; Spalding *et al.*, 2013 ; Wetlands International, 2008). Une meilleure utilisation de ces infrastructures naturelles de protection côtière permettrait de faire des écosystèmes côtiers des éléments clés de l'adaptation au changement climatique et de la réduction de la vulnérabilité des populations. Les

[25] Les catastrophes naturelles peuvent être d'origine climatique ou géologique, ici les pertes et dommages ont principalement été causés par des événements climatiques extrêmes (ProAct Network, 2008).

[26] En général, les services écologiques ne s'expriment pas de manière linéaire dans le temps et dans l'espace (Cambell et al., 2008).

[27] Plus de 60 % de la population mondiale vit sur les littoraux ou dans des zones influencées par les dynamiques du climat côtier (ProAct Network, 2008). Les zones côtières de basse altitude (i.e. de moins de 10 m d'altitude) ne couvrent que 2 % de la surface terrestre mais comprennent 10 % de la population mondiale (Spalding et al., 2013)

plans de Gestion intégrée des zones côtières (GIZC) représentent un outil pour y parvenir (Spalding *et al.*, 2013). A l'intérieur des terres, les plaines d'inondation et les zones humides boisées procurent également ce service de protection contre les événements climatiques extrêmes (de Groot *et al.*, 2007 ; MA, 2005a ; UNEP-WCMC, 2006 ; Wetlands International, 2008). Le rôle des forêts de mangroves et des récifs coralliens a été étudié en Asie du Sud-Est, mais les autres écosystèmes sont souvent négligés, à la fois dans la recherche et dans l'élaboration de stratégies d'atténuation des risques naturels (ProAct Network, 2008)[28].

Les mangroves ont un système racinaire situé en surface, qui retarde l'écoulement de l'eau, et permet ainsi aux sédiments de se déposer et d'éviter leur remise en suspension (Badola et Hussain, 2005 ; Campbell *et al.*, 2008 ; Secretariat of the CBD, 2009 ; UNEP-WCMC, 2006). Elles atténuent la force du vent par la canopée et celle des vagues par les racines et les troncs. En conséquence, les mangroves protègent les côtes et les populations littorales des vagues, des tsunamis[29] et des tempêtes. L'efficacité et l'ampleur du service rendu par une forêt de mangroves dépendent de la largeur de la forêt, de sa densité, de sa structure, des espèces de mangroves présentes, de son âge (qui influence la taille des arbres et le diamètre des racines), de sa hauteur, de la texture du sol, de la situation de la forêt (en bord de côte ou dans une lagune par exemple) et le type de végétation alentour. La densité semble être un élément clé car plus une forêt est dense, plus les vagues rencontreront des obstacles, et plus l'énergie cinétique se dissipera. D'une grande importance est aussi le diamètre des racines et des tiges : plus il sera grand, meilleur sera le rôle d'« amortisseur » (Alongi, 2008 ; Campbell *et al.*, 2008 ; Pergent *et al.*, 2012 ; ProAct Network, 2008 ; Spalding *et al.*, 2013). L'espèce dominante dans une forêt de mangroves est également un facteur d'influence : tandis qu'en passant dans 100 m de forêts de *Sonneratia* l'énergie des vagues est réduite de moitié (Mazda *et al.*, 2006 in Alongi, 2008), en passant à travers 200 m d'une autre espèce (non précisée), l'énergie des vagues peut être réduite de 75 % (Massel *et al.*, 1999 in UNEP-WCMC, 2006). Cent mètres mangroves peuvent aussi réduire de 13 à 66 % la hauteur des vagues (McIvor *et al.*, 2012 in Spalding *et al.*, 2013). Pour les récifs coralliens, la capacité de protection est fonction des caractéristiques de son emplacement (profondeur), de sa structure (pente, largeur) et du degré de continuité des récifs (ProAct Network, 2008). Parmi les herbiers, certaines espèces de magnoliophytes marines peuvent aussi atténuer l'énergie des vagues et des courants. L'amortissement sera d'autant plus efficace que la hauteur de l'herbier est grande par rapport à celle de l'eau (Pergent *et al.*, 2012). Les écosystèmes lagunaires assurent aussi ce rôle tampon entre la mer et les espaces terrestres, protégeant contre les courants, les forces érosives des vagues, le batillage et les tempêtes (Kuhfuss *et al.*, 2010). Une étude britannique a par exemple montré que les marais saumâtres et salés pouvaient réduire de 61 % la hauteur des vagues, et de 82 % leur énergie (Möller *et al.*, 1999 in Spalding *et al.*, 2013).

Les infrastructures artificielles de protection contre les événements climatiques extrêmes n'ont pas toujours eu les effets escomptés et ont parfois même aggravé des situations : les digues peuvent altérer les dynamiques de l'érosion et du dépôt des sédiments et ainsi créer de nouvelles menaces (ProAct Network, 2008 ; Spalding *et al.*, 2013)[30]. Certaines zones humides représentent une alternative efficace peu onéreuse, à condition qu'elles soient intactes. Le changement d'occupation des terres et la surexploitation amoindrissent les capacités des écosystèmes à réduire les impacts des événements climatiques extrêmes (Wetlands International, 2008). De plus, l'élévation du niveau de la mer poussera les zones humides côtières à se déplacer vers l'intérieur des terres[31]. Or les plaines côtières sont très développées, que ce soit du fait de l'industrie, de l'agriculture ou de l'urbanisation. Les écosystèmes des zones humides côtières ne pourront plus migrer et seront coincés entre la mer et les aires artificialisées : c'est le « *coastal squeeze* ». Elles seront alors réduites et ne pourront plus, ou dans une moindre mesure, rendre les services écologiques qu'elles offrent dans des conditions normales (Secrétariat de la Convention de Ramsar, 2010 ; Spalding *et al.*, 2013). Les mangroves et les marais saumâtres et salés migrent naturellement vers l'intérieur en réponse à l'élévation du niveau de la mer, mais il semble qu'ils ne puissent plus tenir le rythme et que le taux de changement d'élévation des sédiments de surface soit dépassé par le taux de changement du niveau de la mer (Gilman *et al.*, 2008 ; Spalding *et al.*, 2013). Enfin, les événements climatiques extrêmes peuvent eux-mêmes affaiblir ces écosystèmes. La capacité d'atténuation est donc fonction de leur résilience et de leur vulnérabilité, incluant de nombreux facteurs (Alongi, 2008 ; UNEP-WCMC, 2006).

Ce rôle est globalement reconnu mais son intégration dans des politiques de gestion adaptative reste rare. Un obstacle majeur est le manque de bases et de données scientifiques ; les descriptions reposent principalement sur des observations (Alongi, 2008 ; Campbell *et al.*, 2008 ; UNEP, 2006). Il convient de noter que les zones humides ne peuvent à elles seules protéger contre tout aléa climatique. Une combinaison des deux approches, l'une fondée sur les écosystèmes et l'autre technologique, est probablement la meilleure solution pour s'adapter aux événements climatiques extrêmes et à leurs conséquences. L'équilibre à trouver penchera de plus en plus du côté des infrastructures naturelles

[28] Le rôle de protection des côtes par les mangroves est reconnu depuis longtemps mais il est encore plus étudié depuis le tsunami de décembre 2004. Cependant, ce rôle pourrait avoir été exagéré ou soutenu avec un peu trop de précipitation, notamment concernant la protection contre les tsunamis. Il n'y a aucune certitude que la présence de mangroves ait réduit le nombre de victimes en 2004 (Alongi, 2008).

[29] Les tsunamis ne sont pas affectés par le changement climatique (Gilman, 2008), donc la protection contre les tsunamis ne peut entrer dans des stratégies d'adaptation au changement climatique. En revanche, cela peut faire partie de stratégies de gestion des risques naturels.

[30] Des infrastructures artificielles qui cèdent sous la force d'un événement extrême présentent également un danger considérable pour les populations environnantes. L'ouragan Katrina en 2005 à La Nouvelle Orléans a par exemple tué un grand nombre de personnes du fait de la destruction des digues (ProAct Network, 2009).

[31] A ce jour, les pressions d'origine anthropique sont une plus grande menace que la montée du niveau de la mer (Gilman et al., 2008).

lorsque leur compréhension et leur gestion seront mieux étudiées et comprises (ProAct Network, 2008 ; Spalding *et al.*, 2013). Aujourd'hui, des tentatives de « réalignement contrôlé », ou de « repli stratégique » sont à l'œuvre dans certains endroits (ex. Nord de la France) : cela consiste à permettre le déplacement naturel des écosystèmes, comme la migration vers les terres. A cet effet, des digues sont ouvertes, reliant les terres côtières au système des marées. La principale limite est la réticence des propriétaires à abandonner leurs terres (Spalding *et al.*, 2013).

Encadré 3. Importance des zones humides dans la protection des littoraux contre les événements climatiques extrêmes : exemples d'évaluation économique

Les zones humides côtières des Etats-Unis

Selon une étude modélisant les conséquences de 34 principaux ouragans ayant touché les Etats-Unis, depuis 1980, chaque hectare de zones humides côtières évite des dégâts à hauteur de 33 000 dollars. Il a été estimé que le service de protection contre les tempêtes rendu par les zones humides côtières des Etats-Unis valait 23,2 milliards de dollars par an. Les auteurs en concluent que les zones humides côtières sont de précieuses « digues horizontales » qui s'auto-maintiennent et rendent d'autres services écologiques que ne fournissent pas les digues artificielles. Par conséquent, leur préservation et leur restauration sont des stratégies qui ont un excellent rapport coût-efficacité pour la société (Costanza *et al.*, 2008).

Les mangroves d'Asie

En Inde, dans l'état de l'Orissa, les inondations dues au cyclone de 1999 ont engendré des coûts de 33 dollars par ménage pour ceux résidant dans des zones protégées par des mangroves, alors que ceux qui habitent dans des villages non protégés ont endossé des pertes à hauteur de 153 dollars. Les coûts ont été calculés en matière de dommages aux habitations, de pertes de bétail, de pertes liées à une pêche moins importante et d'autres biens possédés par les populations (Badola et Hussain, 2005).

En Malaisie, en se fondant sur le prix de la construction d'infrastructures physiques de protection (des murs de pierre), les mangroves ont été estimées à 300 000 dollars par km de côte (Gilman *et al.*, 2008 ; ProAct Network, 2008 ; Secrétariat de la CBD, 2009).

Régulation des flux d'eau

Parmi les effets du changement climatique, figure l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des inondations et des sécheresses (GIEC, 2007). Puisque certaines zones humides ont la capacité de réguler et contrôler les débits d'eau, elles ont légitimement leur place au sein de mesures et stratégies d'adaptation.

Maîtrise des crues

De par leur rôle dans le cycle hydrologique, les zones humides influencent la disponibilité en eau pour les populations et les différentes utilisations qu'elles en font (MA, 2005a). La plupart des zones humides sont capables de stocker l'eau dans le sol ou de la retenir à la surface : elles permettent donc d'écrêter les pointes de crues, d'étaler la lame d'eau, de réduire la vitesse du courant et d'allonger la durée de l'inondation à un faible niveau d'eau (Agence de l'eau RMC, 2006 ; PLU Ille et Vilaine, 2009 ; Turpie *et al.*, 2010 ; Wetlands International, 2008). La Figure 4 rend compte de la différence entre un bassin versant avec des zones humides et un bassin versant qui en est dépourvu : le pouvoir destructeur des crues est bien moindre dans les premiers. Les pics de crue peuvent être réduits jusqu'à 60 % lorsque le bassin versant est couvert au moins à 5 % de zones humides (IEA, 1997 in Agence de l'eau RMC, 2006). Cette fonction de stockage de l'eau induit le service de maîtrise des crues, service qui sera d'autant plus important dans les régions où les précipitations devraient augmenter (en fréquence et en intensité), tout en étant irrégulières. Environ 2 milliards de personnes vivent déjà dans des zones inondables (MA, 2005a).

Figure 4. Comparaison des bassins versants avec ou sans zones humides : mise en valeur du service de maîtrise des crues

Source : PLU Ille et Vilaine (2009)

Alors que la capacité de stockage des barrages a été globalement évaluée à 7 200 km^3, celle des zones humides serait de 17 000 km^3 (Oki et Kanae, 2006 in Keys *et al.*, 2012). Via ce service, les zones humides contribuent à limiter les risques d'inondations des terres agricoles, industrielles et urbaines situées en aval en évitant une surélévation des lignes d'eau de crue (CGDD, 2012 ; Interagences, 2003 ; Keys *et al.*, 2012 ; OZHM, 2012 ; Secrétariat de la Convention de Ramsar, 2010). La valeur globale des zones humides pour la maîtrise des crues a été estimée à 464 dollars par mètre de berge (Secretariat of the CBD, 2009).

Les eaux de crues proviennent soit du bassin versant dans lequel se trouve la zone humide concernée, soit du débordement d'un cours d'eau voisin[32]. Dans le premier cas, la zone humide intercepte et stocke l'intégralité des eaux de son bassin y compris les ruissellements superficiels et sub-surfaciques. Dans le second, le cours d'eau déborde et se déverse dans ses zones humides annexes après que le niveau de crue ait atteint un certain seuil. Les crues combinent généralement les deux effets (Agence de l'eau RMC, 2006).

Deux processus entrent en jeu pour assurer la fonction de rétention d'eau et par conséquent le service de maîtrise des crues. Le premier mécanisme relève de l'effet « éponge » : les zones humides sont des dépressions qui stockent un volume d'eau en surface et quelquefois dans les sols et dans les sédiments sous-jacents (Figure 5). Ce mécanisme est répandu dans les zones amont des bassins versants. Néanmoins, les capacités de stockage sont limitées et lorsque les zones humides sont saturées, la fonction est annulée et les volumes d'eau additionnels restitués. Le deuxième processus est l'effet d'étalement du débit de crue : les eaux s'épandent de part et d'autre du cours d'eau dans les zones humides annexes (Figure 6). La rugosité du milieu, de par sa végétation ou son irrégularité, oppose une résistance à l'écoulement : plus la zone humide est rugueuse, plus le courant est ralenti (Agence de l'eau RMC, 2006 ; Interagences, 2003).

Figure 5. L'effet éponge

Source : Interagences, 2003

Figure 6. L'effet d'étalement

Source : Interagences (2003)

Une approche au cas par cas est nécessaire pour évaluer le service de maîtrise des crues d'une zone humide car sa capacité à le fournir dépend grandement du système hydrologique et écologique local (OZHM, 2012). La mesure dans laquelle une zone humide peut atténuer les crues dépend principalement de la position de la zone humide dans le bassin versant, de sa superficie, de sa rugosité, de ses caractéristiques morphologiques, des caractéristiques de l'événement et de l'importance des précipitations antérieures (Agence de l'eau RMC, 2006). La végétation a un rôle essentiel en faisant office de tampon, elle permet de diminuer l'énergie des courants lors des inondations (OZHM, 2012).

A l'intérieur des terres, le service de maîtrise des crues est généralement assuré par les plaines d'inondation, les lacs et marais d'eau douce, les boisements humides, les ripisylves, les tourbières et les réservoirs (Interagences, 2003 ; MA, 2005a ;

[32] Les eaux de crues peuvent aussi provenir de la fonte des glaciers (Wetlands International, ?)

Secrétariat de la Convention de Ramsar, 2010 ; Wetlands International, 2008). Les tourbières et les plaines d'inondation agissent comme des éponges en absorbant les précipitations[33], puis les aident à percoler lentement dans le sol, ce qui réduit le débit et le volume du ruissellement dans les rivières (CGDD, 2012 ; de Groot *et al.*, 2007 ; Muriyarso et Kauffman, 2011 ; Secretariat of the CBD, 2009). Un tapis de sphaignes (un type de mousse) au sein de tourbières, de 1 m² et de 20 cm d'épaisseur est capable de retenir 70 litres d'eau (Manneville *et al.*, 1999 in Etablissement public territorial du bassin de la Vienne, 2012). Parmi les zones humides littorales, les lagunes, les estuaires, les plaines inondables côtières et les marais saumâtres et salés délivrent ce service (Agence de l'eau RMC, 2006 ; de Groot *et al.*, 2007 ; MA, 2005a). Le niveau d'eau présent dans la lagune lors des précipitations détermine grandement le potentiel d'évacuation des eaux de crues : plus le niveau est bas, plus la lagune contribuera à l'évacuation des eaux excédentaires (Kuhfuss *et al.*, 2010).

L'efficacité de ce service de régulation dans la limitation des dégâts humains et matériels lors d'inondations est avérée. Les zones humides constituent donc un moyen naturel à faibles coûts de régulation des flux d'eau, en comparaison avec les structures de protection et de reconstruction artificielles (OZHM, 2012 ; Skinner et Zalewski, 1995). Ces dernières protègent également les habitations et activités humaines, et ne sont submergées que très rarement. En revanche, quand ces rares événements arrivent, les digues empêchent l'eau de retourner d'où elle vient, prolongeant ainsi le phénomène d'inondation. Puisqu'un grand nombre de personnes se sentent protégées par ces digues, elles investissent dans la construction de logements, d'infrastructures ou l'exploitation agricole. S'il y a une inondation, les conséquences économiques, humaines et psychologiques sont alors désastreuses (ex. du lac de Kelbia, Encadré 4) (Skinner et Zalewski, 1995). Les stratégies de long terme pour une gestion cohérente et efficace des inondations doivent introduire la gestion raisonnée des zones humides au côté des infrastructures matérielles (ibid.). Les zones humides peuvent même dans certaines situations remplacer les solutions technologiques, tout en fournissant des co-bénéfices, sous la forme de services que ne rendent pas les infrastructures matérielles, tels que des opportunités de récréation, la régulation des GES ou l'approvisionnement en ressources alimentaires (ten Brink *et al.*, 2013)[34]. Au Royaume-Uni par exemple, la construction de digues pour protéger l'intérieur des terres des inondations avait dégradé, voire détruit, les habitats côtiers et les services qui en découlaient, notamment la protection du littoral contre l'érosion et la maîtrise des crues. Restaurer les écosystèmes de l'estuaire de Humber s'est montré plus rentable et plus efficace que la maintenance des digues (ten Brink *et al.*, 2013). Les barrages ont parfois eu des impacts socio-économiques et environnementaux négatifs (ex. le barrage des Trois Gorges en Chine). Dans certains pays développés (ex. Pays-Bas) la restauration et la conservation des plaines d'inondation sont intégrées dans les stratégies de réduction des inondations, et des projets pour redonner de l'espace à la végétation le long des cours d'eau sont mis en œuvre (Campbell *et al.*, 2008 ; Secretariat of the CBD, 2009), mais à l'échelle globale cela reste pour l'instant assez anecdotique.

Encadré 4. L'importance de la régulation des flux d'eau en contexte méditerranéen

Le contexte méditerranéen

Les régimes pluviométriques sont très variables dans la région méditerranéenne – et seront amenés à l'être encore plus, ce qui entraîne de fréquentes inondations et sécheresses. Les dégâts humains et économiques sont élevés. Entre 2000 et 2009, plus de 2 millions de personnes ont été affectées par la sécheresse, 1,1 millions par les inondations et plus de 2000 sont décédées des suites de ces événements. Les coûts de ces dégâts ont été estimés à environ 3 milliards de dollars pour la sécheresse et plus de 16 milliards pour les inondations (OZHM, 2012). Les dégâts liés aux inondations devraient augmenter notamment en Italie, au Nord-est de l'Espagne et au Nord de la Grèce. Les pertes économiques directes pourraient augmenter de 250 % dans les régions montagneuses de l'Italie et de la Grèce. Le Sud de la Méditerranée ne sera pas épargné mais les données manquent (Navarra et Tubiana, 2013b).

La protection contre les inondations est une préoccupation croissante. L'urbanisation continue des vallées, la concentration des activités près des rivières, la régulation des débits des rivières, la destruction des plaines d'inondation ont augmenté les ruissellements et affaibli la fonction de rétention d'eau des zones humides. « Dans ce contexte, une gestion rationnelle des zones humides dans les bassins versants pourrait être un atout pour mieux gérer ces risques à moindre coût » (OZHM, 2012).

Exemple du lac de Kelbia en Tunisie

Ce lac ne se déversait que de manière très ponctuelle dans la mer, car il avait une très grande capacité de stockage. Or, depuis 1933, l'érosion du bassin versant et la sédimentation qui en découle ont provoqué la réduction de cette capacité de 60 %. Le service de maîtrise des crues s'en est vu considérablement affecté, et les inondations des années 60-70 se sont répandues très facilement dans le Sebkhet, faisant de nombreuses victimes et d'importants dégâts (Skinner et Zalewski, 1995).

[33] La tourbe saturée peut contenir 98% d'eau (CGDD, 2012).

[34] Les avis divergent sur cette question. Pour certains, si les zones humides peuvent représenter des alternatives aux solutions technologiques, elles ne seront pas forcément de strictes substitutions. Le rôle naturel des zones humides peut parfois être renforcé par l'intervention humaine. La régulation artificielle de la hauteur d'eau dans les lagunes, par des vannes et des graus, améliore par exemple le service de prévention des inondations (Kuhfuss et al., 2010).

Soutien d'étiage

Les zones humides qui agissent comme des éponges en stockant l'eau lors de périodes humides sont souvent des réserves d'eau en période sèche (Figure 7) : l'eau n'a pas été restituée directement dans les cours d'eau collecteurs, mais s'est infiltrée plus tard et lentement dans le sol, alimentant progressivement les nappes phréatiques et les cours d'eau (OZHM, 2012 ; PLU Ille et Vilaine, 2009). L'effet des sécheresses s'en voit limité, le risque d'incendie quelque peu diminué. Ainsi, les zones humides fournissant le service de soutien d'étiage (ou de régulation des débits d'étiage) ont toute leur place dans des politiques d'adaptation au changement climatique, dans des régions où les sécheresses devraient être plus fréquentes et plus rudes. Ce service profite notamment aux prélèvements en eau et à l'agriculture, à la pêche, à la chasse et à la biodiversité (Agence de l'eau Loire-Bretagne, 2011a ; CGDD, 2011). Ces prélèvements en eau peuvent toutefois perturber ce phénomène naturel de régulation des débits d'étiage et entraîner un abaissement du niveau des zones humides. S'il est trop important, un effondrement peut se produire, ce qui empêcherait tout écoulement gravitaire vers le cours d'eau (CGDD, 2011).

A nouveau, l'expression de la fonction de restitution de l'eau dépend du contexte hydrologique et hydrogéologique de la zone concernée. Il est également nécessaire de s'affranchir des lieux communs. Par exemple, les tourbières sont généralement présentées comme ayant une capacité de stockage en eau importante, mais ce n'est pas pour autant qu'elles sont très efficaces dans la régulation des débits d'étiage car ce milieu est soumis à l'évapotranspiration durant les périodes sèches, ce qui provoque une perte en eau assez conséquente. Pourtant, dans certaines circonstances, les tourbières assurent assez bien ce service : des travaux ont estimé qu'elles relâchaient 500L/m^2/an en période sèche (Agence de l'eau Loire-Bretagne, 2011b). En France, le rôle des marais dans le soutien des débits d'étiage lors de la canicule de 2003 a été avéré (CGDD, 2011). Les résultats sont donc contrastés et des explications claires manquent.

Néanmoins, il semblerait que le service de soutien d'étiage soit souvent fourni par les zones humides situées en amont du bassin en zone inondable : elles sont particulièrement bien placées pour stocker l'eau en excès et ainsi maintenir un taux minimum d'humidité, parfois de l'eau libre, dans des conditions de sécheresse ou de faible débit (Agence de l'eau RMC, 2006 ; OZHM, 2012). Il convient de connaître le débit du cours d'eau concerné pour évaluer l'efficacité de ce service. Pour les cours d'eau à fort débit, le service rendu par les zones humides en matière de régulation sera relativement faible. Les marais, les lagunes, les plaines d'inondation, les tourbières et les étangs ont été recensés comme ayant un rôle dans le soutien d'étiage. L'effet d'une zone humide ponctuelle est difficile à démontrer car la régulation des débits est en général très localisée (Agence de l'eau RMC, 2006).

Figure 7. La régulation des flux d'eau : maîtrise des crues et soutien d'étiage

Source : Fournier (2010)

Encadré 5. Exemple de valorisation économique du service de soutien d'étiage

Dans la moyenne vallée de l'Oise se trouve une zone humide alluviale de 5 000 ha. Cette zone humide comprend un aquifère qui soutient les étiages de l'Oise, à hauteur de 12 à 23 millions de m^3. Il a été estimé que ce service représentait 18,3 à 35 millions d'euros, selon les coûts de remplacement (Laurans *et al.*, 1996 in Agence de l'eau RMC, 2006).

I.3 CONCLUSIONS DE LA PARTIE I

Parmi les services écologiques rendus par les zones humides, quatre ont été identifiés comme participant directement à la lutte contre le changement climatique, sur le plan de l'atténuation ou sur celui de l'adaptation. En stockant le carbone, les zones humides concourent à réguler les GES. Les zones humides permettent aussi de limiter les effets des risques naturels d'origine climatique comme les événements extrêmes, les inondations et les sécheresses, attendus plus fréquents et plus sévères sous l'effet du changement climatique. Les zones humides assurent ces services tout en soutenant la biodiversité locale, la productivité écologique et la réduction de la pauvreté (Campbell *et al.*, 2008 ; Nelleman et Corcoran, 2010 ; ten Brink *et al.*, 2013). Certains types de zones humides sont plus enclins à fournir un service que d'autres mais, dans tous les cas, les caractéristiques de l'écosystème et celles de l'aléa (dans le cas des services de prévention des risques naturels) sont essentielles à l'évaluation qualitative et quantitative d'un service. Aussi, les fonctions écologiques dont découlent les services sont effectives à condition que les écosystèmes soient intacts. Des écosystèmes perturbés ne rendent pas, ou partiellement, les services qu'ils rendent lorsqu'ils sont en bonne santé. Il est donc important de les maintenir fonctionnels et de les restaurer. Les connaissances sur les processus à l'origine de ces fonctions restent aujourd'hui limitées et relèvent plutôt d'observations.

Les divers services de régulation décrits précédemment peuvent se renforcer les uns les autres, et être associés à d'autres fonctions et services écologiques qui n'ont pas ici fait l'objet d'une description approfondie. Ainsi, le service de protection contre l'érosion joue un rôle non négligeable aux côtés des services de protection contre les événements climatiques extrêmes et de maîtrise des crues. L'effet de rugosité des végétaux des zones humides fait résistance à l'écoulement des eaux, ce qui disperse l'énergie cinétique véhiculée par les cours d'eau, les vagues et le batillage. Les racines permettent de tenir les sols. La puissance et la force érosive de l'eau en sont amoindries, ce qui contribue également à protéger les côtes des aléas extrêmes et les divers territoires des inondations (Agence de l'eau RMC, 2006 ; Kuhfuss *et al.*, 2010).

En bref, des zones humides préservées et utilisées de manière rationnelle devraient faire partie d'une réponse au changement climatique générale et intégrée, en coopération avec les différents secteurs d'aménagement du territoire et de gestion des ressources en eau (Secrétariat de la Convention de Ramsar, 2010). L'adaptation fondée sur les écosystèmes est une politique « sans regret », c'est-à-dire qu'elle procure des bénéfices même si les conséquences du changement climatique sont moindres que celles prévues, car les écosystèmes rendent tout un panel de services écologiques (AMCOW, 2012 ; Spalding *et al.*, 2013).

Dans la perspective de faciliter la prise en compte des zones humides dans les diverses stratégies nationales d'adaptation et de réduction des risques de catastrophes naturelles, l'évaluation économique des services écologiques en lien direct avec la lutte contre le changement climatique a le potentiel de mettre en exergue de leur importance.

Partie II : L'évaluation économique de ces services : éléments théoriques

Le concept de l'évaluation économique des services écologiques est souvent associé au travail de Costanza en 1997. En réalité, il remonte aux années 1950 et 1960. A cette époque, le terme « services écologiques » ou « services écosystémiques » n'était pas encore communément employé ; il était fait référence aux « services de la nature » ou aux « fonctions des écosystèmes ». Des méthodes et techniques d'évaluation similaires à celles aujourd'hui employées avaient déjà été développées (Baveye *et al.*, 2013). Des critiques sont apparues dès les années 1970, notamment sur le fait de « mesurer l'incommensurable » (Ghiselin, 1977 in Baveye *et al.*, 2013). Le nombre d'articles sur l'évaluation économique des services rendus par les écosystèmes a explosé à la fin des années 1980. Au printemps 1991, l'Agence de la protection environnementale des Etats-Unis (EPA) a commandité une étude sur les méthodes d'évaluation à un groupe d'experts constitué d'écologues, d'économistes et de chercheurs en sciences sociales. Le sujet était toujours très controversé. Ce qui change avec plusieurs écologistes tels que Costanza, Daily et Pimentel, c'est l'apparente acceptation du concept. Les questions et les incertitudes demeurent toutefois, et la réflexion sur les méthodes se poursuit (Baveye *et al.*, 2013).

Cette partie vise à définir l'évaluation économique des services écologiques, à exposer les différentes méthodes et techniques existantes et à rendre compte des limites de cette démarche de valorisation économique de la nature.

II.1 POURQUOI VALORISER ECONOMIQUEMENT LES SERVICES ECOLOGIQUES RENDUS PAR LES ECOSYSTEMES ?

En alliant les connaissances écologiques et économiques, l'économie de l'environnement s'attache à mêler ces deux facettes de l'environnement, à la fois fournisseur de ressources naturelles et support pour le développement économique (Mangos *et al.*, 2010). L'évaluation économique a pour objectif général de rendre plus explicites les relations socio-écologiques (TEEB, 2010b), en reflétant les valeurs qu'attribuent les différents acteurs à un écosystème ou à un service écologique (Russi *et al.*, 2013). Elle est ici définie comme un ensemble de méthodologies et de techniques qui permet de mesurer en termes monétaires l'amélioration ou la dégradation du bien-être résultant de l'utilisation d'un service écologique[35] (Mavsar *et al.*, 2013). Quatre objectifs spécifiques peuvent lui être attribués (Schuyt, 2004 ; Slootweg et van Beukering, 2008).

Valoriser économiquement les services écologiques est en premier lieu un moyen de promouvoir la conservation des écosystèmes (Schuyt, 2004). Il est reconnu que la prise de décision et la formulation des politiques accordent une place déterminante aux facteurs économiques (Emerton et Bos, 2004 ; CGDD, 2013) or la plupart des services écologiques n'ont pas fait l'objet d'une estimation de leur valeur économique (Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009 ; Ghermandi *et al.*, 2008). Bien que les écosystèmes et leurs services contribuent au bien-être de tous, les décisions prises à partir d'une information partielle amènent généralement à privilégier des options de développement non durables, souvent portées sur des objectifs de court-terme[36] (Emerton et Bos, 2004). L'évaluation économique est une tentative d'associer des valeurs quantitatives à des biens et services offerts par la nature. Elle crée ainsi un langage commun, de sorte que les décideurs soient plus disposés à apprécier l'environnement comme un capital naturel dont dépendent la majorité des secteurs d'activités : le rôle stratégique des écosystèmes est mis en exergue (Barbier *et al.*, 1997 ; Mangos *et al.*, 2010 ; Russi *et al.*, 2013). Les écosystèmes ont alors plus de chance d'entrer dans l'agenda de la conservation (MA, 2005a), mais aussi dans ceux de l'aménagement du territoire et de la planification, car le but est également de toucher des acteurs autres que ceux de la conservation. Les zones humides font partie des écosystèmes les plus riches et productifs, mais ont souvent été perçues comme des terrains qui pouvaient générer plus de profit à condition d'être exploités (Gren *et al.*, 1994 ; Emerton et Bos, 2004). Les raisons sous-jacentes de leur dégradation liées aux défaillances du marché et de la gouvernance sont présentées dans l'Encadré 6. A de nombreux niveaux, les décideurs ne sont toujours pas conscients de la relation entre l'état des zones humides et les services rendus à l'être humain (MA, 2005a ; Schuyt, 2004) : l'évaluation économique pourrait contribuer à y remédier.

Au-delà de l'aspect plaidoyer pour la conservation, l'évaluation économique des services rendus par les écosystèmes doit pouvoir permettre une plus juste allocation des ressources (Barbier *et al.*, 1997). L'idée est de rendre comparables les services écologiques avec d'autres secteurs de l'économie lors des discussions sur les investissements, sur la programmation des activités et sur la formulation des stratégies (Emerton et Bos, 2004). L'évaluation n'est en effet pas une fin en soi mais plutôt un moyen de parvenir à des compromis (Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009) : « une valeur économique est une réponse

[35] L'évaluation économique s'applique également aux biens produits par les écosystèmes, c'est-à-dire aux produits tangibles tels des fibres de bois ou des poissons.

[36] Il est supposé que disposer d'une information complète (i.e. reconnaître la valeur des services rendus par les écosystèmes aux côtés d'autres paramètres économiques et sociaux) favorise une prise de décision cohérente avec les objectifs de long-terme et de durabilité, même si en pratique, cela reste à démontrer.

à une question dans laquelle des alternatives sont comparées »[37] (Bockstael *et al.*, 2000). Les décideurs agissent dans des temps contraints et les fenêtres d'opportunité sont limitées par les cycles d'élection. Les décisions sont donc souvent prises dans des situations d'information partielle. Evaluer les services rendus par les zones humides peut aider à comparer les coûts réels et les bénéfices de l'utilisation et de la dégradation des écosystèmes, et ainsi faciliter une prise de décision plus équilibrée et plus transparente, qui amène à des résultats écologiquement durables[38], socialement équitables et économiquement rationnels (Slootweg et van Beukering, 2008 ; Turpie *et al.*, 2010).

Encadré 6. Les raisons sous-jacentes de la dégradation des zones humides auxquelles l'évaluation économique amène un élément de réponse

Pour Turpie *et al.* (2010), les facteurs de dégradation des zones humides tels que la conversion des terres, la surexploitation et la pollution ont des causes plus profondes liées à des défaillances du marché et de la gouvernance.

Les défaillances du marché :

- Les marchés n'intègrent pas les coûts sociaux et environnementaux dans leur totalité. Par exemple, les prix des produits agricoles obtenus après avoir drainé une zone humide ne tiennent pas compte des coûts en matière de pollution et de services perdus (externalités).
- Les biens et services fournis par les zones humides ne sont pas utilisés de manière efficiente (les résultats ne sont pas optimaux au sens de Pareto).

Les défaillances de la gouvernance :

- Il est très rare que des droits de propriété clairs régissent l'utilisation des biens et services que fournissent les zones humides. Les zones humides sont souvent en accès-libre, soumises à peu de contrôle. Or, les ressources naturelles en accès-libre peuvent mener à la *tragedy of the commons* si aucun régime de gestion n'est défini (Hardin, 1968).
- Les incitations sous forme de taxes ou de subventions sont parfois nuisibles à l'environnement. Par exemple, les subventions pour l'aquaculture de crevettes ont détruit des forêts entières de mangroves.
- Le manque d'information fausse la prise de décision : l'importance écologique et économique des zones humides n'est pas encore assez reconnue.

L'évaluation des dégâts après des catastrophes naturelles ou industrielles peut aussi avoir recours à une évaluation économique des services rendus par les écosystèmes à des fins de mesures compensatoires (Slootweg et van Beukering, 2008). Devant un nombre accru d'événements climatiques extrêmes, les mesures de compensation financières seront de plus en plus répandues[39]. Dans le même esprit, des incitations économiques pour une meilleure gestion des ressources naturelles et de la biodiversité (ex. mesures agro-environnementales) peuvent aussi se baser sur la valeur économique des écosystèmes.

Enfin, l'évaluation économique des services écologiques peut servir à la mise en œuvre de financements durables, du type taxes environnementales ou paiements pour services environnementaux (PSE). L'utilité de ces mesures est double : elles permettent à la fois de contrôler, voire de limiter, l'exploitation des ressources naturelles, et de générer des revenus pour financer la gestion durable des écosystèmes (Hauck *et al.*, 2013 ; Slootweg et van Beukering, 2008).

La valorisation des services écologiques a une portée instrumentale de par sa nature, puisque les résultats visent à mieux informer le processus décisionnel (TEEB, 2010b). Il convient d'assumer que c'est une approche anthropocentrique, basée sur la reconnaissance de notre dépendance aux services fournis par les écosystèmes (Hauck *et al.*, 2013). Il est important de préciser que le but de l'évaluation économique n'est pas de mettre un prix sur la nature ni de hiérarchiser des biens, services, et écosystèmes mais bien d'établir des indicateurs qui expriment l'importance que les populations leur accordent, afin de faciliter le processus décisionnel (Mavsar *et al.*, 2013). L'évaluation économique n'est par ailleurs qu'un outil parmi d'autres pour contribuer directement ou indirectement à la conservation et à la gestion efficiente et durable de la biodiversité (Bockstael *et al.*, 2000 ; Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009 ; Emerton et Bos, 2004)[40].

[37] Comparer des alternatives fait appel à la notion de coût d'opportunité : faire un choix induit de renoncer à d'autres, pour lesquels certains gains (pas seulement financiers) étaient associés.
[38] Cela dépend des résultats de l'évaluation économique.
[39] Le changement climatique crée de nouveaux risques, mais aussi de nouvelles opportunités, notamment pour le secteur bancaire (développement du *mitigation banking*) et les assurances.
[40] Des exemples d'outils sont la labellisation internationale (ex. réserves de biosphère, Ramsar), l'éducation environnementale, la certification des modes de production, la réglementation nationale, etc. (Chevassus-au-Louis et al., 2009).

II.2 ENTREPRENDRE UN EXERCICE D'EVALUATION ECONOMIQUE

Mener une évaluation économique des services écologiques requiert de connaître certains concepts et de suivre certains principes, tout en étant conscient des limites de l'exercice.

II.2.a Le concept de la valeur économique totale (VET)

Les écosystèmes et leurs services associés ont été sous-évalués car seules les matières premières provenant des écosystèmes avaient tendance à être évaluées, dans la mesure où il était possible de les commercialiser directement. Or la valeur n'est pas forcément synonyme de prix (Encadré 7) et ces utilisations directes ne sont qu'une petite partie de ce qui forme la valeur économique totale (VET) : un écosystème offre des services bien au-delà des produits commercialisables (Emerton et Bos, 2004 ; Mavsar *et al.*, 2013 ; Russi *et al.*, 2013). La VET englobe les valeurs écologiques et socioculturelles.

La VET est constituée des valeurs d'usage et de non-usage, elles-mêmes composées de différents types de valeurs. Les valeurs d'usage peuvent avoir une valeur actuelle ou une valeur d'option. La valeur d'option fait référence au fait de préserver l'écosystème pour potentiellement en retirer des bénéfices plus tard[41]. La valeur actuelle est soit d'usage direct, soit d'usage indirect. Les valeurs d'usage direct (ou valeurs extractives) proviennent des services écologiques directement utilisés par les êtres humains, par exemple le service culturel de récréation (utilisation sans consommation) ou le service d'approvisionnement en matériaux de construction (utilisation avec consommation). Les valeurs d'usage indirect (ou valeurs fonctionnelles) sont les valeurs des services écologiques qui produisent des bénéfices en dehors de l'écosystème lui-même. La régulation du climat à travers le stockage du carbone en est un bon exemple, puisqu'elle bénéficie à l'ensemble des êtres humains. Concernant les valeurs de non-usage, il en existe trois types : la valeur de legs, la valeur altruiste et la valeur d'existence. Tandis que la valeur de legs s'apparente au souhait de transmettre des valeurs aux générations futures, la valeur altruiste se réfère à la satisfaction éprouvée par le fait de savoir que d'autres personnes bénéficient d'un service donné. La valeur d'existence est synonyme de valeur intrinsèque (de Groot *et al.*, 2007 ; Emerton et Bos, 2004 ; MA, 2005a ; Mavsar *et al.*, 2013 ; TEEB, 2010b).

La Figure 8 permet d'avoir une vision d'ensemble de ces valeurs. Si elle représente le cadre le plus souvent adopté, il en existe d'autres (Encadré 8). L'exercice d'évaluation de la VET peut s'avérer périlleux lors de l'agrégation des différentes valeurs, les doubles-comptages étant un danger commun[42]. Il est également rarement possible de quantifier tous les éléments de la VET d'un écosystème. Dans la plupart des cas, certaines composantes seulement seront évaluées, selon le type de décision visée (Emerton et Bos, 2004). Evaluer partiellement un écosystème, en se concentrant sur un ou quelques service(s) permet d'éviter le double-comptage (CGDD, 2011). Ce n'est pas pour autant une tâche aisée : plus les services à évaluer sont éloignés d'un produit final pour l'homme, plus il est difficile d'estimer cette valeur (Bockstael *et al.*, 2010).

Figure 8. Les différents types de valeurs constituant la VET

Légende : Exemples et définitions. L'absence d'exemple signifie que cette valeur s'applique à tous les services.
Source : adapté de Barbier *et al.* (1997) ; de Groot *et al.* (2007) ; TEEB (2010b)

[41] Les services écologiques peuvent tous avoir des valeurs d'option s'ils ne sont pas utilisés maintenant mais pourraient l'être dans le futur.
[42] Par exemple, lorsqu'une étude entreprend d'évaluer le service de régulation des flux d'eau et celui d'approvisionnement en eau (Ojea et al., 2012)

Encadré 7. Evaluation économique vs. évaluation financière, valeurs vs. prix

Un prix n'est pas forcément l'équivalent d'une valeur économique. Un prix ne reflète souvent qu'une partie de la valeur – cela est typiquement le cas des biens publics. L'analyse économique des services rendus par les écosystèmes cherche à révéler la valeur d'un bien ou d'un service écologique en matière de bien-être, à travers une estimation de la disposition à payer pour un changement dans la qualité ou la quantité de ce bien ou service. Son objectif est de déterminer dans quelle mesure des changements dans la fourniture de services écologiques affectent le bien-être humain (en utilisant le concept d'utilité, une mesure de la satisfaction) (Turner *et al.*, 2010). C'est pourquoi les évaluations strictement financières doivent être complétées par des évaluations non-monétaires, c'est-à-dire par des approches participatives et délibératives qui s'intéressent à la formation des opinions et à l'expression des préférences dans d'autres unités que celle de l'argent (Secretariat of the CBD, 2009).

Encadré 8. Une autre manière d'appréhender les valeurs d'un écosystème

Gren *et al.* (1994) n'entendent pas la VET comme l'addition des valeurs d'usage et de non-usage, mais plutôt celle des valeurs primaires et secondaires. Les valeurs primaires reflètent la valeur des capacités de l'écosystème à s'auto-organiser et à maintenir son développement alors que les valeurs secondaires s'intéressent à la valeur des fonctions et des services écologiques que ces capacités génèrent. Les valeurs secondaires dérivent nécessairement des valeurs primaires. Par rapport à la définition habituelle de la VET, le focus diffère. La définition communément répandue met l'accent sur les préférences humaines (valeurs d'usage et de non-usage) mais celle de Gren *et al.* place le fonctionnement des écosystèmes au centre de la réflexion. Si la division des valeurs se distingue, les techniques d'évaluation restent identiques. En outre, la quantification du service est également désignée comme pré-requis à l'évaluation économique des valeurs primaires et secondaires (Gren et a., 1994).

II.2.b Comment procéder

L'évaluation économique des services rendus par les écosystèmes s'effectue en plusieurs étapes. Ces étapes seront évidemment modulables en fonction des contextes particuliers, mais en général, les étapes conseillées sont les suivantes.

Avant toute chose, il est nécessaire de réfléchir au bien-fondé de l'exercice d'évaluation économique, qui est très controversé (voir II.D.). Kallis *et al.* (2013) ont élaboré un cadre d'analyse qui aide à évaluer la pertinence de l'estimation des services écologiques. Plutôt que de se poser la question « faut-il ou ne faut-il pas valoriser la nature ? », ils préfèrent s'interroger sur « quand, comment et dans quelles conditions mener une telle évaluation ? ». Ils suggèrent de s'intéresser notamment à i/la plus-value environnementale du projet (est-ce qu'il améliorera l'état de l'environnement ?) et ii/les aspects égalitaires (le projet contribuera-t-il à réduire les inégalités et à rééquilibrer les pouvoirs ?) (Kallis *et al.*, 2013). Des réponses négatives entravent la légitimité du projet et remettent en question l'intérêt de l'évaluation économique.

Une fois la décision prise de mener une évaluation économique des services écologiques, il faut définir les objectifs de l'évaluation, ainsi que le contexte politique dans lequel elle sera menée, pour répondre au mieux aux aspirations des utilisateurs des écosystèmes à évaluer (ici, les zones humides) (de Groot *et al.*, 2007). C'est la phase de cadrage de l'étude.

Il convient ensuite de définir les limites du ou des site(s) en fonction des types de zones humides présentes, des services fournis et des populations concernées. Ces services doivent être identifiés et caractérisés précisément : ils varient d'une zone humide à l'autre et sont fonction notamment de l'état global de l'écosystème. La consultation des acteurs locaux est cruciale pour l'identification des services écologiques. A ce stade, il est utile d'évaluer les besoins futurs en termes d'information (ex. données) et de ressources (humaines et financières).

Une fois les services à évaluer identifiés, il faut les quantifier à l'aide des données disponibles et d'unités de mesure pertinentes. Une évaluation économique ne peut être entreprise sans évaluation biophysique, c'est-à-dire sans description et analyse du fonctionnement de l'écosystème, de ses dynamiques et de sa résilience. Cela permet de comprendre les interactions avec le contexte et les usages spécifiques du site. Gren *et al.* l'affirmaient déjà en 1994 et le CGDD l'a rappelé très récemment, après avoir lui-même mené des études d'attribution d'une valeur monétaire à différents services issus des zones humides : « Dans les trois cas de services de régulation étudiés (écrêtement des crues, soutien d'étiage et épuration), la qualité de l'évaluation économique repose sur la connaissance et la quantification des processus biogéochimiques et biophysiques à l'œuvre » (CGDD, 2010). Barbier (2011) insiste lui-aussi sur l'importance de la compréhension des relations hydrologiques et écologiques lors d'une estimation des services rendus par les zones humides[43].

L'évaluation économique peut être entreprise à l'issue de ce processus. Si le but est d'obtenir la VET d'une zone humide, les estimations individuelles pour chaque service sont calculées puis agrégées (CGDD, 2013). Les informations et les connaissances à mobiliser pour cet exercice proviennent d'analyses de la littérature, d'entretiens avec des acteurs clés et d'ateliers de mise en partage des résultats à mi-parcours (CGDD, 2011).

[43] Barbier (2011) précise aussi que pour de nombreux services, beaucoup de travail reste à faire pour atteindre une compréhension satisfaisante de ces relations.

Les résultats premiers, chiffrés, nécessitent d'être traduits en des informations concrètes utiles à la prise de décision, car une valeur en soi n'a pas d'intérêt. Une stratégie de communication doit être élaborée afin de présenter des informations pertinentes en fonction du public cible (de Groot *et al.*, 2007). Cela peut par exemple prendre la forme d'indicateurs (Emerton et Bos, 2004). L'exercice dans son ensemble peut aller de quelques mois à deux ans ou plus, en fonction de la disponibilité des données (Slootweg et van Beukering, 2008).

Ces différentes étapes sont illustrées par la Figure 9. Des allers-retours peuvent être nécessaires. Ce n'est pas forcément un processus linéaire. Par exemple, identifier les besoins en information, notamment en matière de données, peut être également nécessaire une fois les sites pilotes choisis.

Figure 9. Les étapes d'un projet d'évaluation économique des services rendus par les écosystèmes

Source : Elaboration de l'auteure dans le cadre d'une méthodologie générale pour le projet du Plan Bleu

Entreprendre un tel exercice nécessite de reconnaître la dépendance des résultats aux contextes géographique, écologique, hydrologique, social et institutionnel (Emerton et Bos, 2004 ; Turpie *et al.*, 2010)[44]. La position de l'écosystème au sein du paysage a une importance pour sa valeur, puisque cela va influencer son fonctionnement. Des zones humides de haute altitude peuvent par exemple avoir des interactions différentes avec les aquifères de celles de basse altitude. La valeur d'un écosystème est également liée au contexte social, en particulier la densité de la population et le niveau des revenus – le niveau des revenus est crucial pour la méthode des préférences déclarées (partie II.C). Il est à noter que les bénéficiaires de certains services écologiques ne se limitent pas aux populations en périphérie des écosystèmes concernés mais peuvent également se trouver à l'extérieur des sites. C'est notamment le cas des zones humides (Schuyt, 2004), par exemple pour le service de régulation du climat, qui s'exprime localement par la régulation des températures mais aussi globalement via le stockage du carbone.

De nombreux acteurs bénéficient en effet des services écologiques. Les perceptions des valeurs de ces services sont donc elles-aussi nombreuses et variées (Hauck *et al.*, 2013). Par conséquent, il est important que la démarche d'évaluation mobilise des outils participatifs afin de rendre compte au mieux de la multiplicité des perceptions. Tout au long du processus il est recommandé d'impliquer toutes les parties prenantes[45] : les populations locales, les politiques, les bailleurs de fonds, les scientifiques, les gestionnaires et les spécialistes sectoriels[46] afin de susciter l'intérêt et de légitimer l'initiative (Emerton et Bos, 2004). D'ailleurs, parmi les raisons pour lesquelles les zones humides continuent d'être transformées ou détruites figure le fait que les populations bénéficiant le plus de leur conservation soient les populations locales, qui ne sont généralement pas impliquées dans l'élaboration des politiques (Parish *et al.*, 2008).

Mener une évaluation économique avec pour objectif d'influencer les politiques nécessite d'adopter une vision intégrée, et non sectorielle, afin d'augmenter les chances d'avoir un impact et de promouvoir une cohérence des politiques. Pour les zones humides par exemple, des passerelles avec l'énergie, les forêts, l'agriculture, les infrastructures et l'aménagement du territoire sont possibles voire souhaitables (Emerton et Bos, 2004).

[44] Si l'évaluation biophysique en amont est cruciale, la reconnaissance des facteurs d'influence sur les résultats l'est tout autant.

[45] Sans agenda a priori, de manière la plus ouverte possible, afin de ne pas biaiser les réponses.

[46] Les parties prenantes ne forment pas forcément des groupes homogènes : les intérêts et perceptions peuvent différer à l'intérieur d'un même groupe d'acteurs. Pour les populations, cela est particulièrement vrai dans des régimes de gestion commune des ressources naturelles. Il est possible que plusieurs groupes les utilisent de manière différente, impliquant de multiples niveaux de dépendance et donc de multiples appréciations de la valeur de ces ressources, y compris des services écologiques associés (Turpie et al., 2010).

II.3 LES DIFFERENTES TECHNIQUES D'EVALUATION ECONOMIQUE DES SERVICES ECOLOGIQUES

Il ne faut pas confondre les méthodes d'évaluation économique, qui visent à estimer la valeur d'un ou plusieurs services ou d'un écosystème dans sa totalité, avec les méthodes d'évaluation des alternatives possibles lors de la prise de décision. Ces dernières comprennent les analyses coûts-avantages[47] et les analyses multicritères[48] par exemple (Mavsar *et al.*, 2013). Elles peuvent être utiles à l'issue de l'exercice d'évaluation économique des services écologiques, pour comparer différentes options[49]. Cette partie du rapport s'intéresse en revanche aux méthodes d'évaluation économique pour l'estimation *per se* de la valeur des services écologiques.

La valeur économique des services rendus par les écosystèmes peut être évaluée de différentes manières. Généralement, trois catégories de méthodes d'évaluation économique sont distinguées: la méthode des préférences déclarées, celle des préférences révélées et la méthode du transfert d'avantages (Secretariat of the CBD, 2009). Chaque méthode traduit des informations d'un certain ordre et se distingue d'une autre en fonction du type de données nécessaire et du degré d'implication des acteurs concernés par l'écosystème ou le service évalué (Russi *et al.*, 2013). D'autres classifications ont été établies, mais les techniques restent identiques[50]. Les techniques sont successivement présentées et illustrées, en adoptant au maximum un ciblage zones humides. Elles ont chacune leurs avantages et leurs inconvénients, synthétisés dans le Tableau 2.

II.3.a La méthode des préférences révélées

La méthode dite des préférences révélées se base sur des observations de comportements avérés (Plan Bleu, 2012). Les estimations peuvent être directes ou indirectes.

Une **estimation directe** s'effectue grâce à la **technique des prix de marché**. C'est la plus simple des techniques : elle utilise les prix des biens et services échangés. Les prix sont déterminés par les dynamiques de la demande et de l'offre dans un contexte de compétitivité. Généralement 3 étapes sont suivies pour mettre en œuvre cette technique : i/déterminer la quantité du bien ou du service produit, utilisé ou échangé ; ii/collecter des données sur leur prix marchand ; iii/multiplier le prix par la quantité. Les données sont relativement simples à collecter et à analyser : des données des agences statistiques ou d'études de marché peuvent être complétées par des données de première main, recueillies via des questionnaires ou enquêtes socio-économiques. Mettre en application cette technique suppose néanmoins d'être conscient que la production, la consommation et les prix dépendent de divers facteurs, susceptibles de varier selon les saisons et les groupes socio-économiques. Bien que cette technique présente le grand avantage d'être facile à utiliser, la plupart des services rendus par les écosystèmes ne sont pas liés à des marchés. Même lorsqu'un marché existe, les prix ne reflètent pas l'importance sociale du service. De plus, des imperfections de marché peuvent fausser les prix. Les zones humides du bassin du Zambèze ont fait l'objet d'une évaluation économique via la technique du prix de marché (Encadré 9) (Barbier *et al.*, 1997 ; de Groot *et al.*, 2002 ; Emerton et Bos, 2004 ; Mavsar *et al.*, 2013).

Encadré 9. La technique de l'estimation directe appliquée aux zones humides du bassin du Zambèze

> Une évaluation économique des zones humides associées à la rivière du Zambèze a été menée. Ces zones humides produisent un éventail de biens et de services. Quatre éléments ont été valorisés : les cultures, le bétail, les poissons et la biodiversité. Pour évaluer les cultures et la production de bétail, les coûts de production ont été retenus. Le prix local de vente a été utilisé pour les poissons. En ce qui concerne la biodiversité, ce sont les contributions des bailleurs de fonds pour la préserver qui ont été retenues. Les résultats ont montré que les zones humides du bassin du Zambèze avaient une valeur de 145 millions de dollars par an (Emerton et Bos, 2004). Cette valeur n'est en revanche pas la VET de ces zones humides, puisque seuls les services écologiques auxquels un prix de marché pouvait être directement attribué ont été évalués.

Lorsqu'il n'y a pas de marché explicite pour les services ou écosystèmes concernés, il est possible de recourir à des méthodes d'**estimations indirectes**. Il en existe plusieurs : la technique des effets sur les revenus, les techniques basées sur les coûts et la technique des prix hédoniques.

Si de multiples services écologiques n'ont pas de valeur marchande, d'autres produits, qui eux ont un prix, peuvent dépendre de ces services premiers. Par exemple, en améliorant la qualité de l'eau, les zones humides contribuent à une meilleure production de poissons. Les pêcheurs en bénéficient. **La technique d'effet sur les revenus (ou approche par**

[47] L'analyse coûts-avantages est la technique la plus répandue pour comparer des options. Elle compare les coûts et les bénéfices de différentes alternatives (Emerton et Bos, 2004).

[48] L'analyse multicritères permet de considérer d'autres paramètres que les paramètres économiques et financiers lors de la prise de décision. Les dimensions écologiques et sociales peuvent par exemple y être intégrées (Emerton et Bos, 2004).

[49] Elles sont souvent employées lors du processus d'allocation des ressources.

[50] L'agence de l'eau Adour-Garonne range par exemple les différentes techniques sous différentes appellations : les méthodes par équivalents techniques, les méthodes par reconstitution de marché et celles par scénario (Agence de l'eau Adour-Garonne, 2009a).

la fonction de production) a pour objectif d'attribuer une valeur économique à un service donné en regardant leur contribution à d'autres types de production (de Groot *et al.*, 2002 ; MA, 2005a). Cette technique a été appliquée pour évaluer le service de maîtrise des crues fourni par les forêts du parc de Mantadia à Madagascar (Encadré 10). Sa mise en œuvre se fait en 3 étapes : i/identifier la contribution des services écologiques à une production ; ii/déterminer les relations entre un changement dans la fourniture du service écologique et un changement dans la qualité et/ou la quantité de la production et iii/estimer la valeur marchande de cette variation de production. Cette technique suit une logique simple mais il s'avère difficile de déterminer et de quantifier la relation de changement entre les services écologiques et la production. Lier un taux d'érosion des sols à la déforestation demande par exemple des données très précises difficiles à collecter. En outre, les influences sur la production sont multiples et il n'est pas aisé d'isoler le rôle d'un service écologique en particulier (Emerton et Bos, 2004).

Encadré 10. L'approche par la fonction de production utilisée pour évaluer le service de maîtrise des crues fourni par les forêts de Madagascar

Des liens entre le changement d'utilisation des terres en amont du bassin versant de la rivière Vohitra et les inondations en aval ont été établis à l'aide d'un historique de la déforestation (taux annuel de déforestation) et du débit mensuel de la rivière (fréquence des inondations). Une baisse des inondations était corrélée à une moindre déforestation. Afin de mesurer les bénéfices de la forêt en termes d'amélioration du bien-être des paysans, les dommages des inondations sur les cultures de riz ont été estimés et monétarisés. Les pertes de revenus pour les paysans atteignaient 126 700 dollars. Cette valeur a été interprétée comme la valeur de la forêt en matière de protection contre les inondations (Emerton et Bos, 2004).

Les approches basées sur les coûts sont des techniques d'évaluation qui font appel à plusieurs types de dépenses liées à un changement de l'état d'un service écologique ou d'un écosystème. Les types de coûts considérés peuvent être : les coûts évités, les coûts de remplacement, les coûts d'atténuation ou de restauration, et les coûts de trajet.

La dégradation ou la perte d'un ou plusieurs services écologiques entraîne souvent des coûts en matière de dommages. Le coût de ces dommages évités peut être représentatif de la valeur du, ou des, service(s) en question (MA, 2005a). Le service de maîtrise des crues assuré par les zones humides évite par exemple des dommages à une certaine hauteur (de Groot *et al.*, 2002). Ce service rendu par les zones humides du Lower Shire (Malawi, Mozambique) et de la plaine inondable du Barotse (Zambie) a été estimé à 3 millions de dollars grâce à cette technique (Encadré 11). Appliquer **la technique des coûts évités** se fait en 4 étapes : i/identifier les services de protection et les dommages encourus en leur absence ; ii/localiser les infrastructures et les populations affectées lors d'un changement dans la qualité du service ; iii/recueillir des informations sur la probabilité et la fréquence des événements contre lesquels l'écosystème protège, sur l'amplitude des impacts et des dommages, et sur la zone géographique affectée ; iv/déterminer les coûts de ces dommages. Le plus complexe est de construire différents scénarii pour la fréquence et l'intensité des événements. Les dommages évités restent souvent hypothétiques. A supposer qu'ils soient basés sur des données réelles d'événements passés, il est tout de même difficile de lier ces dommages aux changements observés d'un service écologique (Emerton et Bos, 2004). Des risques de sur/sous-estimations existent (Plan Bleu, 2012).

Encadré 11. Le service de la maîtrise des crues des zones humides d'Afrique australe valorisé via la technique des coûts évités

La valeur économique du service de maîtrise des crues rendu par deux zones humides, l'une transfrontalière au Mozambique et au Malawi (Lower Shire), l'autre en Zambie (plaine inondable du Barotse) a été estimée à plus de 3 millions de dollars. Cette estimation découle de l'application de la technique des coûts évités. Les coûts évités grâce à ce service écologique ont été mesurés en matière de migration temporaire des populations, de remplacement des routes et des rails, des pertes agricoles et de la destruction d'habitations. Avant d'arriver aux calculs des coûts évités, il a fallu mesurer la fréquence des inondations, leurs conséquences et les dommages qu'elles induisaient. Ce sont des documents d'archive qui ont permis ces calculs (Emerton et Bos, 2004).

Il pourrait être envisagé que certains services soient remplacés par des systèmes artificiels. Ces-derniers ont un coût de construction et d'entretien, qui peut être interprété comme la valeur du service remplacé. C'est **la technique des coûts de remplacement** (de Groot *et al.*, 2002 ; MA, 2005a). Elle a déjà été employée pour mesurer la valeur du service d'épuration de l'eau opéré par les zones humides de Nakivubo qui alimentent Kampala (Ouganda), service estimé à 2 millions de dollars par an. Ce même service a également été mesuré grâce à cette technique sur l'île de Gotland (Suède) (Encadré 12). Pour l'utiliser, il convient de procéder en 3 étapes : i/identifier les avantages associés à un écosystème donné et les individus qui en bénéficient ; ii/déterminer les systèmes alternatifs qui fourniraient l'équivalent de ces avantages, à une population équivalente, et iii/calculer les coûts pour mettre en place cette alternative. Cette technique est largement employée, car la collecte des données est relativement simple (observations et consultations d'experts et de professionnels). L'analyse ne présente pas de difficultés particulières. Cependant, l'inconvénient majeur de la technique

des coûts de remplacement est qu'il est très souvent quasi-impossible d'identifier des substituts parfaits aux services écologiques. De fait, ces services ont tendance à être sous-évalués (Emerton et Bos, 2004).

Encadré 12. Quelle valeur attribuée au service d'épuration de l'eau fourni par les zones humides de Gotland (Suède) ?

Suite à un drainage excessif, les services rendus par les zones humides (principalement la tourbière de Martebo) de l'île de Gotland ont été très dégradés, voire annulés. Ces zones humides contribuaient à réduire les concentrations d'azote des cours d'eau qui se jettent dans la mer. Construire une station de traitement des eaux usées avait été évalué entre 350 000 et 1 million de dollars. La restauration des zones humides a été préférée, d'autant que la valeur des zones humides ne se limitait pas à la valeur du service d'épuration de l'eau. Or, la station de traitement ne recharge pas les aquifères, ni ne fait office de niche écologique (Barbier *et al.*, 1997 ; de Groot *et al.*, 2007 ; Gren *et al.*, 1994).

Les coûts d'atténuation suite à la dégradation ou à la perte de services écologiques, ou de leur restauration, peuvent être perçus comme un indicateur de la valeur économique du maintien de ces services (de Groot *et al.*, 2007 ; MA, 2005a). Ne plus bénéficier du service de maîtrise des crues entraîne la construction de digues par exemple. Employer cette technique demande de suivre 4 étapes : i/identifier les impacts négatifs de la perte d'un service écologique ; ii/localiser la zone et la population qui en seraient affectées ; iii/recueillir des informations sur les mesures prises pour répondre à ces effets et iv/connaître le prix de ces mesures. Alors que **la technique des coûts d'atténuation ou de restauration** est relativement simple à appliquer et ses résultats faciles à analyser, les mesures prises pour pallier la perte d'un service écologique ne procurent pas forcément l'équivalent du service en question (Emerton et Bos, 2004). Cette technique est proche de la technique des coûts de remplacement et il est difficile de les distinguer. C'est une question d'angle d'approche. L'exemple de l'estimation de la réduction de la concentration d'azote par les zones humides suédoises (Encadré 12) a aussi été analysé via la technique des dépenses d'atténuation ou de restauration (de Groot *et al.*, 2007) : les coûts de remplacement ont été interprétés comme des coûts d'atténuation de la perte d'un service écologique.

La technique du coût de trajet révèle la valeur d'un service en calculant la disposition à payer pour les avantages procurés par les écosystèmes dans un site particulier en prenant en considération l'argent et le temps que les individus consacrent à la visite du site. Cette technique suppose que le prix de leur trajet reflète la valeur économique du service en question (Barbier *et al.*, 1997 ; de Groot *et al.*, 2002 ; MA, 2005a). Six étapes sont généralement requises afin d'appliquer la technique des coûts de déplacement : i/délimiter la zone d'étude ; ii/recueillir auprès des visiteurs de cette zone des informations sur les dépenses liées à leur voyage, leurs motivations, leurs catégories socioéconomiques ; iii/obtenir un taux de fréquentation (en estimant le nombre total de visiteurs par rapport à la population locale) ; iv/estimer les coûts du trajet en matière de dépenses directes telles que la consommation d'essence, de nourriture, l'hébergement et de temps ; v/à l'aide de régressions statistiques, tester la relation entre le nombre de visiteurs et les coûts de déplacement et vi/construire une courbe de la demande liant le taux de fréquentation aux coûts de transport. Les limites de cette technique sont importantes. La plus saillante est qu'elle est réservée à l'évaluation des valeurs récréatives et éducatives. Les besoins en données sont grands. Les questionnaires à mettre en place afin de les récolter sont onéreux et demandent beaucoup de temps. Enfin, la visite d'un écosystème peut avoir de nombreuses motivations, les visiteurs ne se déplacent pas forcément uniquement en vue de profiter du service de récréation, ce qui peut mener à des surestimations (ex. le Pont de Gau en Camargue bénéficie de l'attractivité balnéaire non liée directement à ce site spécifique). Cette technique peut également sous-estimer la valeur qu'accordent les populations résidant à proximité du site évalué (Emerton et Bos, 2004 ; Mavsar *et al.*, 2013).

La technique des prix hédonistes s'intéresse aux prix des biens associés à l'écosystème à évaluer. L'analyse concerne les différences de prix des propriétés ou des salaires entre deux endroits aux attributs environnementaux distincts, toutes choses égales par ailleurs (Barbier *et al.*, 1997 ; Emerton et Bos, 2004 ; MA, 2005a). L'exemple du prix des maisons en bordure de littoral est souvent donné : ces maisons sont généralement plus chères que des maisons identiques à l'intérieur des terres. Cette technique présume que la différence de prix reflète la valeur des écosystèmes littoraux (de Groot *et al.*, 2002), à condition qu'être près du littoral soit l'unique différence entre les échantillons (Mavsar *et al.*, 2013). Elle a été employée pour estimer la valeur de certaines zones humides aux Etats-Unis (Encadré 13). La technique des prix hédonistes s'applique en 5 étapes : i/élaborer un indicateur pour mettre en relation un service écologique ou un écosystème avec des biens particuliers ou des professions ; ii/définir la relation entre les salaires ou les prix des biens immobiliers et les différents attributs, y compris les services écologiques ; iii/collecter des données sur les salaires ou les prix des propriétés dans différentes situations ou zones qui présentent différents services écologiques (en quantité et qualité) ; iv/réaliser une régression statistique pour obtenir une corrélation entre les deux variables et v/en dériver une courbe de la demande pour le service écologique ou l'écosystème en question. La principale limitation de cette technique est qu'elle n'est applicable qu'à partir des salaires ou des prix des propriétés, dont on fait l'hypothèse qu'ils sont sensibles aux services écologiques des écosystèmes. Cette hypothèse est assez forte. Pour en réduire la portée, une très grande quantité de données sera requise afin d'avoir un maximum d'informations concernant les facteurs d'influence des prix et des salaires (Emerton et Bos, 2004 ; Mavsar *et al.*, 2013).

Encadré 13. La valeur des zones humides de Portland (Oregon, Etats-Unis) estimée à l'aide de la technique des prix hédonistes

Afin de révéler la valeur que les résidents attribuaient au fait de vivre près de zones humides, le prix des propriétés a été analysé en fonction de leur distance aux zones humides. Les zones humides ont été classées en quatre catégories : eaux libres, végétation permanente, zones boisées et zones arbustives et broussailleuses. Des informations sur 15 000 propriétés ont été collectées concernant aussi bien les prix, les caractéristiques de l'environnement (présence, superficie et distance des zones humides) et du voisinage, que les caractéristiques socioéconomiques des acquéreurs. Une régression ordinaire des moindres carrés a été utilisée pour dessiner une fonction de prix hédonistes, reliant le prix de vente aux caractéristiques structurelles, à celles du voisinage et à la valeur d'agrément de l'environnement. Les résultats ont montré que la proximité et la taille d'une zone humide avaient une influence positive sur les prix, en particulier pour les zones humides d'eaux libres : se rapprocher de 15 mètres d'une telle zone humide augmentait la valeur de 50 dollars (de Groot *et al.*, 2007 ; Mahan 1997).

La méthode des préférences révélées est jugée robuste car elle se réfère à des arbitrages réalisés dans des situations réelles. Elle requiert néanmoins une quantité et une diversité importantes de données (Plan Bleu, 2012).

II.3.b La méthode des préférences déclarées

La méthode des préférences déclarées implique la participation des populations, auxquelles plusieurs scénarii ou alternatives sont présentés par rapport au service écologique à évaluer. La méthode des préférences déclarées a pour but de déterminer la valeur que les populations attribuent aux services écologiques, en les interrogeant à ce sujet grâce à des questionnaires. Trois techniques font partie de la méthode des préférences déclarées (de Groot *et al.*, 2002).

La première est la **technique de l'évaluation contingente**. Elle crée un marché hypothétique afin de déterminer le consentement à payer des individus pour conserver un service écologique ou un écosystème. L'hypothèse principale sur laquelle repose cette technique est que les individus sont sensibles à un changement dans la fourniture d'un service écologique et que leurs préférences peuvent être mesurées par leur disposition à payer pour éviter ce changement, ou par le montant qu'ils accepteraient pour être compensés des effets de ce changement. En Corée du Sud, 1 000 personnes ont été interrogées sur leur consentement à payer pour un programme de conservation des zones humides côtières plutôt que de développer des activités autres. Il s'est avéré qu'en moyenne un ménage était prêt à payer 40 dollars par mois pour ce programme de conservation, ce qui représente une valeur agrégée de 176 millions. Cette valeur peut être interprétée comme la valeur des zones humides côtières coréennes. Valoriser économiquement un écosystème ou un service associé en utilisant la technique de l'évaluation contingente est réalisable en suivant 5 étapes : i/demander à des échantillons d'individus leur consentement à payer (ou à être dédommagé) pour le maintien (ou la perte) d'un service écologique ou d'un écosystème ; ii/calculer le prix moyen par personne ; iii/coupler les résultats avec les caractéristiques socioéconomiques ; iv/à l'aide d'outils statistiques, corréler les réponses aux variables socioéconomiques et v/combiner les résultats pour obtenir la valeur totale accordée par le groupe en entier (Barbier *et al.*, 1997 ; Emerton et Bos, 2004 ; MA, 2005a ; Mavsar *et al.*, 2013).

Une variante de la technique de l'évaluation contingente est une technique fondée sur une **délibération de groupe** (*group valuation*), qui permet de disposer d'une information plus complète. L'hypothèse ici sous-jacente est qu'il est préférable que la prise de décision résulte d'un consensus de groupe plutôt que d'une agrégation de choix individuels. Sélectionner cette technique signifie organiser des ateliers de citoyens, autour d'un modérateur, pour débattre de la valeur économique des services écologiques (de Groot *et al.*, 2007). Si elle est parfois présentée comme amoindrissant les biais de l'évaluation contingente, cet argument ne tient pas compte des contextes où le groupe se résume à la voix du chef, contextes répandus dans les pays en voie de développement (Laurent Chazée, comm. pers.). Peu de littérature est disponible sur cette technique.

La troisième technique est celle de **l'analyse conjointe** (*choice experiment, choice modelling*). Elle ressemble aux précédentes dans la mesure où la valeur d'un écosystème ou d'un service écologique est estimée à partir de choix faits entre des scénarii hypothétiques[51]. Cependant, la contribution financière n'est qu'une composante parmi d'autres : le fondement de cette technique est que « l'utilité procurée par un bien ou un service est égale à la somme des utilités procurées par ses différents attributs et caractéristiques » (Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009). Un service écologique est décrit selon des attributs, tels que « accès au site » et « paysage » pour mesurer la valeur récréative, ou encore « qualité de l'eau » pour le service d'épuration de l'eau (CGDD, 2011). Plusieurs scénarii construits à partir de ces différents attributs sont présentés (généralement un *statu quo* et deux alternatives), et les individus interrogés sont invités à sélectionner celui qu'ils préfèrent. Un support visuel est généralement utilisé. Puisqu'un des attributs est de nature monétaire, il est possible d'en déduire le consentement à payer (CGDD, 2011 ; Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009 ; Mavsar

[51] L'analyse conjointe a initialement été conçue pour être appliquée dans le marketing, dans la perspective de mieux appréhender les préférences des consommateurs (Chevassus-au-Louis et al., 2009).

et al., 2013). Mettre en œuvre cette technique peut se faire en 4 étapes : i/identifier et décrire les attributs et leurs niveaux, de façon à ce qu'ils illustrent un changement environnemental[52] ; ii/élaborer la palette de choix ; iii/mener une analyse statistique pour déterminer la probabilité qu'un individu change d'alternative quand un ou plusieurs niveaux d'attributs changent et iv/calculer la valeur implicite des attributs (Mavsar *et al.*, 2013). Le CGDD a de cette manière estimé la valeur de trois services rendus par les zones humides du Parc naturel régional (PNR) des marais du Cotentin et du Bessin (au Nord de la France) : le service de récréation, le service de purification de l'eau et la valeur intrinsèque de la biodiversité (Encadré 14). Bien que cette technique permette d'évaluer tous les services écologiques, elle ne reflète pas des arbitrages réels, d'où un risque de surestimation, d'autant plus que la forme de l'enquête et le contexte dans lequel elle est menée peuvent influencer grandement les résultats (Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009). Aussi, sa conception demande beaucoup de temps et son analyse l'utilisation d'outils statistiques complexes (Mavsar *et al.*, 2013).

Encadré 14. Mise en pratique de la technique de l'analyse conjointe par le CGDD afin d'évaluer les services rendus par les zones humides du Parc naturel régional des marais du Cotentin et du Bessin (France)

Le CGDD a choisi d'utiliser la technique de l'analyse conjointe afin d'estimer la valeur de trois services écologiques rendus par les zones humides du PNR. Pour chaque service, des attributs ont été identifiés et décrits dans plusieurs scénarii. Les attributs sont les suivants :

- « accès au site » et « paysage » pour le service de récréation,
- « qualité de l'eau » pour le service d'épuration de l'eau,
- « animaux et végétaux » pour le service de maintien de la biodiversité.

Les scénarii rendent compte de futurs possibles distincts, dans lesquels les attributs sont plus ou moins dégradés. Un scénario catastrophe envisage le déversement d'hydrocarbures dans le parc suite à l'accident d'un camion municipal. Chaque individu interrogé est invité à choisir entre les différentes situations, en fonction de l'état des attributs et du niveau de contribution financière que l'individu serait prêt à apporter pour maintenir ces attributs. Un support visuel avait été élaboré à cet effet.

A l'issue de cette étude, les valeurs accordées aux attributs (et donc aux services) étaient les suivantes : 9 euros par personne et par an pour la biodiversité, 15 euros par personne et par an pour l'épuration de l'eau, et 15 euros par personne et par an pour le paysage et l'accessibilité au site. Le CGDD a noté que la dimension de la zone humide étudiée n'avait pas d'influence – 6 scénarii étaient proposés : 3 pour une zone de 3 000 ha et 3 pour une zone de 10 000. En revanche, les caractéristiques individuelles jouent un rôle important, notamment le niveau de revenus, le niveau d'études et la fréquence de pratiques environnementales. Appliquer cette technique suppose d'être conscient de l'importance de l'échantillon interrogé et de ses potentiels écarts avec la population totale (CGDD, 2011).

Ces trois techniques d'enquête sont les seules à pouvoir être employées pour mesurer la valeur intrinsèque d'un écosystème et d'autres valeurs de non-usage, tout en étant à même d'estimer les valeurs d'usages. Les résultats ne dépendent pas de marchés. Pourtant, il existe de nombreux biais. La formulation des questions, l'appartenance socioéconomique des individus interrogés et leur niveau d'information peuvent avoir une influence non négligeable sur les résultats[53]. Les réponses aux questionnaires peuvent être détachées des contraintes de la réalité et amener à une surestimation des écosystèmes ou des services écologiques. Ghermandi *et al.* (2008) ont d'ailleurs observé qu'un même service (celui de la maîtrise des crues) avait une valeur plus élevée lorsqu'estimée à partir de la technique de l'évaluation contingente que lorsque la technique des coûts de remplacement était employée. En outre, les préférences sociales pour des valeurs de non-usage ne sont pas stables. Les échelles de valeurs sont notamment très différentes en fonction des pays, de la relation à la religion, des contextes politique, économique et de gouvernance. L'analyse est donc restreinte à une approche par site. Enfin, la collecte des données peut s'avérer compliquée et coûteuse, et les analyses statistiques sont assez sophistiquées, impliquant éventuellement des modélisations (Barbier *et al.*, 1997 ; CGDD, 2011 ; Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009 ; de Groot *et al.*, 2007 ; Emerton et Bos, 2004 ; Mavsar *et al.*, 2013).

Parce qu'elle se base sur des arbitrages non contraints par une réalité concrète, la méthode s'appuyant sur les techniques des préférences déclarées n'est pas considérée aussi fiable que la méthode des préférences révélées. De plus, il est difficile d'isoler les comportements relatifs à un service écologique particulier (Plan Bleu, 2012).

[52] Un nombre trop grand d'attributs compliquera l'exercice (Mavsar et al., 2013).

[53] Les experts qui élaborent les questionnaires peuvent avoir une approche et une compréhension des enjeux éloignées de celles des populations locales, détentrices de savoirs traditionnels.

II.3.c La méthode du transfert des avantages

Cette méthode n'est pas toujours reconnue comme une méthode d'évaluation car elle utilise les estimations réalisées par d'autres études afin d'évaluer la valeur d'un ou plusieurs service(s) sur un autre site (Mavsar *et al.*, 2013). Elle a cependant un caractère pratique dans des situations où peu de données sont disponibles et où les moyens humains et financiers sont contraints. Par exemple, pour évaluer les bénéfices de la réduction des concentrations d'azote dans des zones humides le long du Danube, l'étude menée sur Gotland (Encadré 12) a été utilisée. C'est également la méthode qu'ont utilisé Costanza *et al.* (1997) pour estimer la valeur des services rendus par l'ensemble des écosystèmes. Plus les sites, les caractéristiques du marché et des utilisateurs sont semblables, plus cette méthode est applicable. Néanmoins, les transferts de bénéfices peuvent facilement être biaisés, car les valeurs sont fortement dépendantes des caractéristiques du site et des populations concernées (Barbier *et al.*, 1997 ; de Groot *et al.*, 2007).

Le Tableau 2 résume les caractéristiques des différentes techniques d'évaluation économique. La technique d'évaluation est à choisir en fonction du type de service écologique à évaluer, des objectifs et de la cible de l'évaluation, de l'échelle de l'étude, des moyens à disposition (temps, fonds, compétences) et de la quantité et la qualité des données disponibles (Mangos *et al.*, 2010 ; Plan Bleu, 2012 ; Secretariat of the CBD, 2009 ; Slootweg et van Beukering, 2008). Il n'existe pas de meilleure technique. Pour chaque service écologique, plusieurs peuvent être employées. Elles peuvent aussi être conjuguées sur un même site, en associant par exemple une technique d'estimation indirecte du marché et une enquête auprès des populations (CGDD, 2013 ; Slootweg et van Beukering, 2008). A l'aide d'un recensement des techniques utilisées pour évaluer un service écologique, de Groot *et al.* (2002) sont néanmoins parvenus à associer des types de techniques à des types de services. Les services de régulation (les services identifiés dans la première partie de ce rapport sont tous des services de régulation : régulation du climat à travers le stockage du carbone, maîtrise des crues, soutien d'étiage et protection des littoraux) sont généralement évalués à l'aide de technique d'évaluation marchande indirecte, comme les coûts évités et les coûts de remplacement. La technique d'estimation directe de la valeur marchande s'applique surtout pour les services d'approvisionnement (de Groot *et al.*, 2002). Les services culturels sont plutôt mesurés à l'aide de la méthode des préférences déclarées. Quant aux résultats de ces évaluations, Ghermandi *et al.* (2008) ont montré grâce à une méta-analyse statistique de 385 observations sur 180 sites, que les estimations les plus récentes étaient moins élevées que les plus anciennes. Cela peut refléter un changement dans l'application des techniques d'évaluation et/ou un changement dans les préférences des individus (Ghermandi *et al.*, 2008).

Tableau 2. Caractéristiques des différentes techniques d'évaluation économique des services écologiques

	Type de services évalués	Description	Principaux avantages	Principaux inconvénients
Préférences révélées				
Estimations directes				
Prix de marché	Services qui contribuent à la production de biens commercialisables. Ex: poissons, combustibles…	Valeur d'échange du service écologique sur le marché.	Données du marché facilement disponibles. Technique simple.	Marchés inexistants pour la majorité des services. Marchés imparfaits engendrent une distorsion des prix. Prix ne reflètent pas l'importance sociale. Effets sur les prix à prendre en compte (saisons, caractéristiques socioéconomiques, subventions et taxes…).
Estimations indirectes				
Effets sur les revenus/Fonctions de production	Services servant d'input à la production d'une ressource commercialisable. Ex: effets du service d'épuration de l'eau sur la production agricole.	Mesure les pertes ou les gains de revenus ou de rendements liés à des changements subis par un service écologique.	Technique appropriée pour estimer les conséquences de la dégradation des écosystèmes sur les activités productives.	Nécessite de déterminer précisément la relation "dose-effet" entre le service écologique évalué et une certaine production. Multiples influences sur la production.
Coûts évités	Services non marchands dont les bénéfices sont généralement collectifs. Ex: maîtrise des crues, protection contre l'érosion, contre les événements extrêmes…	Coûts que la collectivité devrait supporter en l'absence d'un service écologique particulier.	Reflète des arbitrages réels.	Fréquence et l'intensité des événements difficiles à prévoir. Dommages estimés hypothétiques, et liens incertains avec un changement du service écologique. Risques de sur/sous-estimation.
Coûts de remplacement	Idem.	Coûts des systèmes artificiels de substitution d'un ou plusieurs service(s) écologique(s).	Reflète des arbitrages réels. Collecte de données relativement simple.	Quasi-impossibilité d'identifier de parfaits substituts aux services écologiques. Risques de sous/sur-évaluation.
Coûts d'atténuation ou coûts de restauration	Idem.	Coûts de modération de la dégradation ou de la perte d'un ou plusieurs service(s) écologique(s).	Besoin en données relativement restreint. Technique plutôt facile à mettre en œuvre.	Correspondance entre les coûts d'atténuation ou de restauration et les bénéfices d'origine non certaine. Risques de sous/sur-estimation.
Coût du trajet	Services contribuant aux opportunités de récréation. Ex: services esthétiques, services récréationnels.	Tout ou partie de la somme des dépenses effectuées pour utiliser un service écologique.	Technique appropriée pour estimer la valeur de sites de loisirs. Pourrait servir à mesurer la propension à payer pour l'écotourisme.	Technique limitée aux services de récréation. Multiples raisons pour les déplacements, difficile isolement du rôle de l'écosystème. Besoins de données considérables. Risques de sur/sous-estimation.
Prix hédonistes	Services contribuant à la qualité de certains biens de marchés. Ex: régulation du climat, services esthétiques…	Surplus de valeur généré par la présence d'un service écologique.	Données du marché facilement disponibles.	Données relatives aux prix des propriétés ou des salaires seulement. Hypothèse que la valeur des services écologiques est reflétée dans les prix. Ne capturent que le consentement à payer pour des avantages perçus. Besoins d'informations sur les facteurs d'influence des prix.

Préférences déclarées				
Estimations directes				
Evaluation contingente	Tous les services écologiques.	Consentement de l'individu à payer pour l'accès au service écologique, ou à recevoir une compensation pour la perte de l'accès à ce service.	Technique à même de capturer toutes les valeurs d'usage et de non-usage.	Résultats sensibles à la conception et à la mise en œuvre de l'enquête. Ne reflète pas des arbitrages réels. Analyses statistiques complexes. Risques de surestimation.
Estimation de groupe	Tous les services écologiques.	Idem mais à travers des interactions au sein d'un groupe.	Idem.	Idem.
Estimations indirectes				
Analyse conjointe	Tous les services.	Consentement à payer pour accéder à - ou consentement à recevoir en compensation de la perte d'- un état environnemental susceptible de fournir un panel de services écologiques (caractérisés par des niveaux qualitatifs et quantitatifs).	Technique à même de capturer toutes les valeurs d'usage et de non-usage.	Résultats sensibles à la conception et à la mise en œuvre de l'enquête - qui nécessite un questionnaire + un support visuel. Ne reflète pas des arbitrages réels. Analyses statistiques complexes. Risques de surestimation.
Autre méthode				
Transfert des avantages	Tous les services qui ont précédemment été évalués.	Utilisation des résultats d'études déjà réalisées pour estimer la valeur d'un service donné, parfois en conjonction avec des données locales.	Technique utile lorsque peu de données sont accessibles, lorsque les moyens financiers et humains sont restreints. Application rapide.	Les valeurs sont fonction d'un site et d'un contexte particuliers, et ne sont en principe pas transposables. La marge d'erreur est donc considérable.

Source : adapté à partir de Barbier *et al.* (1997) ; de Groot *et al.* (2007) ; Emerton et Bos (2004) ; Mavsar *et al.* (2013) ; Plan Bleu (2012); Secretariat of the CBD (2009)

II.4 LES LIMITES DE L'EVALUATION ECONOMIQUE DES SERVICES ECOLOGIQUES

L'évaluation économique est critiquée sur plusieurs fronts, éthiques et méthodologiques.

Alors que les écologistes adoptent généralement une perspective biocentrique fondée sur la valeur intrinsèque des écosystèmes, il est reproché aux économistes de se focaliser sur les valeurs instrumentales. Bockstael *et al.* (2000) soutiennent que les biens environnementaux ne sont pas des marchandises et ne sont pas divisibles en unités distinctes. Le service d'inspiration artistique est par exemple très difficile à évaluer tant la part de subjectivité est importante (CGDD, 2013). Aussi, l'approche utilitariste a des inconvénients pour l'évaluation de la valeur intrinsèque des écosystèmes. Elle peut être dangereuse si l'attention se concentre sur les bénéfices financiers au détriment d'autres types de valeurs (Emerton et Bos, 2004). McCauley (2006) va plus loin en alertant sur le fait qu'une telle approche utilitariste pourrait induire des changements sociétaux : la relation homme-nature ne serait forgée qu'au travers de raisonnements coûts-avantages[54]. Dans la même optique, Bowles (2008) soutient que les incitations économiques peuvent réduire les motivations d'ordre moral pour la conservation (TEEB, 2010b).

Plusieurs points sont à relever quant aux biais méthodologiques que peut présenter l'évaluation économique. Tout d'abord, l'évaluation biophysique est très complexe et peut elle-même comporter des faiblesses et approximations, ce qui se répercutera sur l'évaluation économique. Deuxièmement, la valorisation économique repose sur certaines hypothèses, qui peuvent ne pas faire consensus. Il est supposé que les individus font des choix dans le but de maximiser leur bien-être. La théorie économique présume aussi que les préférences des individus sont bien définies et stables (Mavsar *et al.*, 2013). Fort de ses projets et études menés en évaluation économique des services écologiques, le CGDD a conclu que « les valeurs obtenues pour plusieurs services rendus par les zones humides dépendent presque exclusivement du nombre d'individus concerné » (CGDD, 2013). Il recommande alors de moins se concentrer sur les consentements à payer *per se* mais plutôt sur les méthodes d'identification des populations concernées par les services à évaluer. A noter que cela vaut pour le consentement à payer et la technique du coût de déplacement, mais pas pour toutes les techniques. Troisièmement, les valorisations économiques des services écologiques restent des estimations. Les résultats ne sont pas définitifs ni forcément transposables à une situation différente. Ils expriment généralement une perception particulière d'un groupe sur un service, auquel une valeur est attribuée à un endroit spécifique et à un moment donné. Les résultats sont susceptibles d'être influencés par les objectifs du projet : la volonté de démontrer l'importance des bénéfices de la préservation peut amener à chercher la valeur la plus importante possible. Enfin, pour les services d'approvisionnement, le taux de change pour la commercialisation sur le marché international peut être une incitation et un bénéfice intermédiaire, qui ne sont pas souvent pris en considération dans l'évaluation économique (Laurent Chazée, comm. pers.).

Quant à l'objectif de l'exercice, il n'est pas garanti que l'évaluation économique induise la prise de mesures de conservation (Emerton et Bos, 2004). Laurans *et al.* (2013) ont analysé la littérature existante sur l'utilisation des évaluations économiques des services écologiques et en ont conclu que très peu d'attention était accordée à ce sujet. Les articles rapportant des cas d'utilisation de ces évaluations sont rares[55]. Laurans *et al.* (2013) émettent deux hypothèses pour expliquer cela : i/l'utilisation des évaluations est répandue mais est absente de la littérature ou ii/l'utilisation est effectivement rare. Les auteurs penchent pour la seconde option, car leur revue bibliographique a permis d'observer que la plupart des évaluations relevait d'une approche par l'offre et non par la demande, et qu'il n'était alors pas certain que les outils proposés répondent aux besoins des décideurs. Le but premier d'un grand nombre d'évaluations économiques des services écologiques était plutôt d'avoir un rôle informatif pour une prise de conscience globale (Laurans *et al.*, 2013). Aussi, l'évaluation économique est souvent utilisée pour justifier la préservation *a posteriori* ; la décision ayant en fait été prise en amont de l'analyse économique (Barbier *et al.*, 1997 ; Laurans *et al.*, 2013). Ce pourrait être le cas de l'expérience des Catskills (Encadré 15).

Encadré 15. L'évaluation économique comme justification de la conservation *a posteriori*

Les Catskills, une légende ?

L'exemple de la ville de New York et des Catskills est souvent cité pour montrer l'efficacité de l'analyse économique dans la prise de décision, au profit de la préservation de l'environnement. La ville de New York aurait choisi de préserver les services écologiques du bassin versant d'où proviennent ses ressources en eau (les Catskills) après avoir effectué une évaluation économique de ces services. L'évaluation économique aurait révélé que la préservation était plus rentable que la construction d'une usine de traitement de l'eau. Laurans et Aoubid (2012) proposent une autre lecture de ce cas emblématique. Pour eux, « la dimension économique s'est exprimée à l'intérieur d'un espace créé et délimité par le cadre juridique. » Pour se conformer à la Safe Water Treatment Rule de 1989, qui imposait aux villes de plus de 100 000 habitants de traiter l'eau avant de la distribuer, la ville de New York avait le choix entre i/construire une usine de filtration et ii/obtenir une dérogation. Obtenir une dérogation impliquait de proposer un programme d'actions satisfaisant les critères de qualité de la réglementation. Or, l'eau était conforme aux normes. L'option « filtration » a alors naturellement été balayée au regard d'un raisonnement simple : il n'était pas nécessaire d'entreprendre une analyse économique à cet effet. Le

[54] Cela ne pose pas de problème si l'analyse est véritablement économique (et non seulement financière) (Lina Tode, comm. pers.).

[55] La majorité des articles relatifs à l'évaluation économique des services écologiques sont publiés dans *Ecological Economics*. Seulement 2 % d'entre eux mentionnent l'utilisation finale de ces études (Laurans et al., 2013).

coût de l'usine n'a d'ailleurs été calculé qu'une fois la décision prise, parce que la réglementation le demandait. Selon ce récit, l'évaluation économique n'a pas été un moyen d'arbitrer mais de justifier a posteriori les choix faits (Laurans et Aoubid, 2012).

Justification de l'allocation des ressources en Afrique du Sud

La ville de Cape Town (Afrique du Sud) a, au début des années 2000, calculé la valeur de l'estuaire de Zandvlei afin de montrer que la valeur récréationnelle de cette zone humide excédait le coût de sa gestion. La ville justifiait ainsi son investissement dans la gestion (Turpie *et al.*, 2010).

II.5 CONCLUSIONS DE LA PARTIE II

Œuvrer dans l'intérêt de la société nécessite une coopération entre les économistes et les écologistes[56] (Barbier *et al.*, 1997 ; Bockstael *et al.*, 2000) : l'économie de l'environnement est un élément qui fournit des justifications à la préservation et à la gestion durable de la biodiversité[57] et aide à une prise de décision plus éclairée, notamment par le biais d'évaluations économiques des services écologiques. L'évaluation économique des services écologiques n'est pas une fin en soi mais doit être axée sur un problème d'ordre politique, qu'il relève de la sensibilisation ou du choix entre plusieurs options (Barbier *et al.*, 1997)[58]. Attribuer une valeur aux services fournis par les écosystèmes permet en effet de comparer les bénéfices de la préservation et ceux du développement. En règle générale, il est plus rentable de conserver ces services que de les surexploiter et de les mener à leur perte. Pour le Centre d'analyse stratégique, « l'approche d'évaluation économique de la biodiversité représente un nouveau levier d'intervention opérationnel pour tenter d'enrayer la perte de biodiversité » (Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009). La meilleure connaissance des services rendus par les zones humides a, dans certains cas de zones humides converties, entraîné leur restauration. Une compréhension des enjeux en amont aurait toutefois été plus efficace en terme de conservation (Turpie *et al.*, 2010).

Diverses techniques d'évaluation existent, jamais parfaites mais plus ou moins appropriées en fonction du type de service à évaluer. Tandis que la VET est très complexe à mesurer, évaluer partiellement un écosystème, en se concentrant sur un ou quelques service(s) permet d'éviter le double-comptage (CGDD, 2011), dans la mesure ou les services sélectionnés ne sont pas intrinsèquement liés[59]. Barbier *et al.* (1997) ont fait le constat que l'accent n'a pas été mis sur les mêmes services dans les zones humides tempérées et tropicales, et qu'il était possible d'en identifier les principales tendances. Ainsi, dans les zones humides tempérées, ce sont les services de récréation qui ont fait l'objet d'évaluations économiques, en utilisant la plupart du temps la technique de l'évaluation contingente. Les zones humides tropicales ont quant à elles plutôt été étudiées pour leurs services d'approvisionnement. La technique d'évaluation la plus communément employée est dans ce cas celle de l'estimation directe, afin de mesurer les changements dans la valeur de productivité (Barbier *et al.*, 1997). Dans le cas du projet du Plan Bleu, les quatre services concernés sont des services de régulation. Or, de Groot *et al.* (2002) ont trouvé que ces services étaient le plus souvent évalués à l'aide de techniques d'évaluation marchande indirecte, comme les coûts évités et les coûts de remplacement. La troisième partie de ce rapport va permettre de le confirmer, tout en montrant que d'autres techniques peuvent également être sollicitées.

Quelle que soit la technique employée, les résultats obtenus ne sont pas des valeurs absolues. Ils sont dépendants du contexte (conditions et propriétés de l'écosystème, géographie, facteurs sociaux) et des caractéristiques de l'étude (technique employée, disponibilité des données, contraintes de temps et financières, profil des membres de l'équipe, etc.) (Schuyt, 2004). D'après le CGDD (2013) et Ghermandi *et al.* (2008), la valeur d'un service écologique est notamment fonction des caractéristiques et de la taille de la population concernée par l'étude. Il y aurait une corrélation positive entre les valeurs des zones humides et la taille de la population, et le PIB/capita. A l'inverse, les valeurs seraient négativement corrélées à la proximité d'autres zones humides, ce qui suggère de possibles effets de substitution pour certains services écologiques (Ghermandi *et al.*, 2008).

Du point de vue des décideurs, employer des techniques simples (comme celle de l'estimation directe à l'aide du prix de marché) peut s'avérer plus habile que de faire appel à des techniques qui reposent sur de nombreuses hypothèses : plus la technique s'appuie sur du concret, plus il sera difficile de remettre en cause la pertinence de la décision prise.

[56] La sociologie est souvent évincée mais il semble qu'elle soit indispensable pour analyser l'acceptabilité sociale du concept de services écologiques et de leur évaluation (Laurent Chazée, comm. pers.).

[57] La biodiversité comporte 3 niveaux : le niveau génétique, le niveau des espèces et celui des écosystèmes. Dans ce rapport seul le niveau des écosystèmes est considéré.

[58] Pour l'Agence de l'eau Adour-Garonne, « la principale utilité du calcul économique est la mise en discussion des enjeux de la décision. C'est, ainsi, par la transparence, la contestation et la défense des hypothèses, autrement dit la mise en discussion des calculs, que l'évaluation peut servir à quelque chose. Son résultat final n'est certes pas indifférent, mais il n'existe pas de cas connu où la décision locale, en matière d'environnement, ait été le résultat unique d'un calcul. En revanche, l'argumentation, et notamment l'argumentation chiffrée, est courante. Mais elle est souvent mieux maîtrisée par la promotion de projets privés, peu compatibles avec les zones humides, que par les défenseurs du développement durable. »

[59] Les services de maîtrise des crues et de soutien d'étiage sont souvent associés. Les évaluer ensemble présente alors un grand risque de compter deux fois le même service.

Partie III : Etudes de cas d'évaluation économique des services rendus par les zones humides dans le cadre du changement climatique

Après avoir identifié les services rendus par les zones humides en termes d'adaptation au changement climatique, et avoir exposé les différentes méthodes d'évaluation économique existantes, cette partie présente des études de cas d'évaluation économique réalisées pour chaque service identifié en Partie I. Les objectifs sont multiples. Tout d'abord, les études de cas permettent de mieux comprendre les techniques d'évaluation économique décrites dans le chapitre précédent et de mesurer leur applicabilité pour un service donné. Ensuite, l'analyse de ces projets d'évaluation déjà menés permettra de mieux estimer les besoins en matière de données, selon les services écologiques et les techniques concernés, et d'orienter le choix de la méthodologie d'évaluation qui sera utilisée dans la phase suivante du projet du Plan Bleu sur des sites pilotes. Enfin, les résultats des études présentées seront compilés de sorte que plusieurs valeurs soient attribuées à un même service, dans le but de constituer peut-être des valeurs de références, ou au moins de représenter des ordres de grandeur.

Ces études de cas ont été choisies pour leur apparente robustesse, leur niveau d'approfondissement, leur clarté et leur originalité (dans le choix de la zone humide, du cadre d'évaluation ou de la technique employée). Chacune d'elle présente néanmoins certaines faiblesses, qui ont été relevées. Ces choix restent subjectifs et d'autres études auraient pu être utilisées. Certains services ont plus été sujets à des analyses économiques que d'autres, ou les informations relatives étaient plus accessibles que d'autres, ce qui est le cas des services de protection contre les événements extrêmes et de maîtrise des crues. Alors que pour ces deux services, trois études de cas ont été ici approfondies, seulement deux l'ont été pour les services de régulation du climat à travers le stockage du carbone et de soutien d'étiage. Cela reflète deux difficultés rencontrées : le manque d'études de cas sur le service de soutien d'étiage et la difficulté de trouver des exemples suffisamment étayés pour le stockage du carbone dans les zones humides[60].

III.1 L'EVALUATION ECONOMIQUE DU SERVICE DE REGULATION DU CLIMAT

Les deux projets d'évaluation économique du service de régulation du climat présentés ci-dessous reflètent deux manières d'aborder ce service. Le premier, concernant des tourbières en Malaisie, se concentre sur la valeur du carbone stocké. Le second s'intéresse au flux de CO_2 et autres GES afin de rendre compte de l'atténuation des GES par la plaine inondable du Mississippi. Il va donc au-delà du seul stockage du carbone.

III.1.a Le stockage du carbone par les tourbières de Malaisie

Cette étude de cas provient du travail de Kanta Kumari (1995).

Contexte

Les forêts de tourbières dans la région du Selangor Nord (Malaisie) ont fait l'objet d'une évaluation économique il y a plus de quinze ans. Ces forêts de tourbières étaient adjacentes à une grande zone agricole, pour laquelle un projet de développement était mis en œuvre, financé par la Banque Mondiale (*Integrated Agricultural Development Project*). Les tourbières jouaient un rôle de première importance pour cette production agricole, notamment à travers le service de régulation des flux d'eau. L'Etat du Selangor Nord avait alors classé ces forêts en tant que « forêts d'Etat » (*State forests*), ce qui leur conférait une certaine protection. Les règles n'étant pas très strictes, pendant 30 ans ces forêts ont pu être exploitées pour leurs ressources en bois. Le statut de « réserves » devrait leur assurer une meilleure protection. La Figure 10 permet de situer la région du Selangor Nord et les forêts de tourbières concernées par cette étude.

La production de bois est divisée en deux phases : l'extraction et le transport. Différentes méthodes peuvent être adoptées pour chacune d'elles, ayant plus ou moins d'impact sur l'état écologique du système forestier[61]. L'exercice d'évaluation économique avait été entrepris afin de valoriser les bénéfices associés à ces forêts et de catalyser des initiatives de gestion durable de la forêt et de l'exploitation au niveau national, mais en espérant susciter un écho international. L'idée était de comparer les retombées économiques de différentes alternatives de gestion des biens et services rendus par les écosystèmes

[60] Il en existe de nombreux sur les forêts.

[61] Le transport via des chemins est généralement moins destructeur que celui par des canaux aménagés à l'intérieur des tourbières (Kumari, 1995).

forestiers. L'option A représentait la situation de *statu quo* d'une exploitation non durable de la forêt alors que l'option B (hypothétique) rendait compte d'une gestion plus durable. L'option B se déclinait en trois niveaux, de B1 à B3, B3 étant l'option la plus durable. Ainsi, le département de l'environnement a fait le choix de calculer la VET de ces forêts de tourbières pour ces quatre scénarii. Les différents biens et services rendus par ces écosystèmes ont été évalués[62] puis les valeurs agrégées. De cette manière, il a été possible pour l'étude du Plan Bleu d'isoler à des fins d'analyse le seul service de régulation du climat.

Figure 10. L'Etat du Selangor Nord (Malaisie) et ses forêts de tourbières

Source : Kumari (1995)

[62] Les différentes valeurs calculées sont les suivantes : la valeur des bénéfices issus de l'exploitation du bois, la valeur des bénéfices hydrologiques, la valeur des pêcheries, la valeur du stockage du carbone, la valeur de la protection de certaines espèces, la valeur des produits non-ligneux et la valeur potentielle du service de récréation.

Méthode

Le stockage du carbone dépend largement du taux et du type d'exploitation de la forêt. Les estimations de la valeur du stock de carbone déjà présent et de la valeur potentielle en fonction des différentes alternatives de gestion ont été réalisées en suivant deux étapes : i/détermination du stock de carbone et des modifications de ce stock en fonction des options de gestion et ii/évaluation économique de ces stocks en utilisant la technique des coûts évités.

La densité initiale du carbone des tourbières concernées a été mesurée à 150 t C/ha. Elle est réduite à 100 t C/ha après exploitation. Ainsi, pour une année *t*, le carbone accumulé dans la biomasse (TCB, *total carbon biomass*) est calculé à partir de la formule (1) suivante :

(1) $TCB_t = (a-h)150 + (b+h)100 + bm,$

Où TCB_t = le carbone accumulé dans la biomasse lors de l'année *t*

a = terre forestière productive et exploitable à *t*

h = surface exploitée à *t*

b = surfaces exploitées cumulées

m = taux de séquestration annuel moyen du carbone = 41,8 t C/ha (option B) ou 1,8 t C/ha (option A)

Avec un taux de séquestration de 1,8 t C/ha/an, les forêts exploitées[63] auront besoin de 28 ans pour retrouver une densité de carbone de 150 t/ha. Cela ne tient pas compte du facteur dommages. Lorsqu'il est inclus, (1) devient (2) :

(2) $TCB_t = (a-h)150 + (b+ (1-d)h)100 + (b+(1-d)h)m$

Où $d = 0,2$, pour un facteur dommages de 20 %

Ainsi, on obtient :

(3) $TCB_t = (a-h)150 + (b+ 0,8h)100 + (b+ 0,8h)1,8$

Mais puisqu'après 28 ans une partie des zones exploitées (ie 0,8*h*) revient à une densité de carbone de 150t/ha, (3) évolue en (4) pour $t>28$:

(4) $TCB_t = (a-h+0,8h)150 + (b+ 0,8h - 0,8h)100 + b(1,8)$

$TCB_t = (a-0,2h)150 + b100 + b(1,8)$

Résultats

La valeur actuelle nette du carbone a été calculée selon les deux scénarii de gestion[64] et selon le facteur dommages, de 20 ou 50 %. La valeur de la tonne de carbone a été fixée à 14 M $[65]. Pour l'option A, les valeurs sont de 8 011 M $/ha avec un facteur dommages de 20 % et de 7 080 M$/ha avec un facteur de 50 %. Sous l'option B, le stock de carbone a une valeur de 8 677 (facteur dommages de 20 %) ou de 8 049 M$/ha (facteur dommages de 50 %). Ces valeurs ont été calculées avec un taux d'actualisation de 8 %. Le taux d'actualisation indique la préférence pour le présent sur le futur : généralement, les individus accordent une valeur plus importante au présent qu'au futur. Plus le taux d'actualisation est élevé, plus la dépréciation du futur est forte. Des valeurs ont aussi été calculées avec un taux d'actualisation de 2 % : elles sont nettement plus élevées, de l'ordre de 20 000 M$/ha.

Enseignements et limites

Les résultats de l'étude globale ont montré qu'il était financièrement plus intéressant de passer d'une exploitation non durable de la forêt à une gestion durable, que de continuer dans la première voie (Kumari, 1995). Il est louable que cet article détaille les formules de calculs, applicables à d'autres mesures du stock de carbone. En revanche, toutes les données ne sont pas communiquées, ce qui empêche de reproduire les calculs et de retrouver les valeurs finales. L'application de la technique des coûts évités n'est pas très claire : il semble que les résultats soient plutôt issus d'une estimation directe : quantité*prix. Aucune explication n'est fournie quant à la valeur de la tonne de carbone, qui semble extrêmement élevée, valeur pourtant déterminante pour l'interprétation des résultats.

[63] Sous l'option B de gestion durable, le taux de séquestration du carbone est supérieur : il est de 41,8 t C/ha/an.
[64] La valeur du carbone ne dépend pas des méthodes d'exploitation de la forêt, donc les options B1, B2 et B3 n'ont pas été distinguées.
[65] C'est une valeur extrêmement élevée. Malheureusement, ce prix n'est pas expliqué.

III.1.b La régulation des flux de gaz à effet de serre par la plaine d'inondation à la rencontre du Mississippi et de l'Ohio, Etats-Unis

Jenkins *et al.* (2010) ont évalué la valeur de la restauration des zones humides boisées dans la vallée alluviale du Mississippi, une opération financée par le gouvernement des Etats-Unis.

Contexte

La plaine inondable concernée est la plus grande du pays. Elle se situe en aval de la confluence des rivières Mississippi et Ohio, et est à cheval sur trois Etats : l'Arkansas, la Louisiane et le Mississippi (Figure 11). Sur originellement 10 millions d'hectares, il n'en restait que 2,8 millions dans les années 1980, du fait de l'expansion agricole et de l'altération du système hydrologique. Actuellement, la principale utilisation des terres est toujours l'agriculture, notamment de maïs, de coton, de riz et de soja. La transformation du paysage a des conséquences écologiques notoires comme la perte et la fragmentation des habitats naturels, la perte de la capacité de stockage en eau et la dégradation de la qualité de l'eau. En réponse, le gouvernement américain a créé en 1985 le *Wetlands Reserve Program* dans le cadre du *Conservation Reserve Program*, mais c'est seulement depuis 2002 que les fonds nécessaires lui sont alloués et qu'il est effectivement mis en œuvre. L'étude menée par Jenkins *et al.* (2010) vise à estimer la valeur des zones humides restaurées. L'équipe a comparé la valeur des services écologiques fournis par les deux types d'utilisation des terres : les terres agricoles et les zones humides restaurées. Les terres agricoles ont été définies comme la *baseline* de l'analyse, puisque l'agriculture est l'utilisation dominante des terres dans la vallée alluviale du Mississippi, et représente ainsi le scénario *business-as-usual* avant la restauration. Jenkins *et al.* (2010) ont quantifié et monétarisé trois services écologiques rendus par la plaine inondable : la régulation du climat via l'atténuation des GES, l'épuration de l'eau à travers l'élimination des nitrates et le service de récréation. Ce rapport s'intéresse à l'évaluation du service de régulation du climat et ne s'attardera pas sur les deux autres.

Figure 11. La vallée alluviale du Mississippi et les sites de zones humides étudiés

Source : Jenkins *et al.* (2010)

Méthode

Après l'identification des services à évaluer, il a fallu quantifier les flux de ces services. Les données nécessaires ont été collectées en 2006 et 2007 sur 48 sites par des scientifiques du *USGS National Wetlands Research Center* (16 sites de terres agricoles, 16 sites de zones humides et 16 sites forestiers naturels). Les 16 sites de zones humides figurent en rouge sur la figure 10. En raison des contraintes budgétaires, humaines et de temps, la méthode du transfert des avantages a été utilisée pour rendre compte de la valeur des services écologiques sur l'ensemble de la plaine alluviale, et non pas seulement sur les sites où les données ont été collectées. Les valeurs sont données par hectare, afin de faciliter les comparaisons avec les retombées économiques d'autres activités liées à ces sites et de permettre l'agrégation des bénéfices à une plus grande échelle.

L'accumulation du carbone étant dynamique, les flux de GES au cours du temps ont été estimés avant de valoriser le service[66]. Ainsi, des données relatives à la séquestration du carbone et aux flux de protoxyde d'azote (N_2O) et de méthane (CH_4) ont été recueillies.

La densité de carbone organique a été mesurée en tonnes par hectare, dans les premières années après la restauration, dans le sol et dans la biomasse vivante. Le carbone contenu dans le sol est mesuré par une analyse des 15 premiers centimètres, qui sert de proxy pour une profondeur d'un mètre[67], le standard pour l'estimation du carbone. La teneur moyenne en carbone des sols des zones humides restaurées est de 20,83 t C/ha dans l'Etat de l'Arkansas et de 24,07 en Louisiane. Pour les terres agricoles, la densité de carbone est moindre et décroît au fil du temps car le carbone est oxydé du fait de la production agricole, et relâché dans l'atmosphère sous forme de dioxyde de carbone. Les auteurs ne communiquent pas les quantités chiffrées associées à cette déclaration. Le carbone contenu dans la biomasse vivante est assimilé au carbone stocké par les arbres, à la fois dans les racines, les troncs et les branches. Les mesures ont abouti à un taux de carbone moyen de 2,70 t/ha dans l'Arkansas et de 3,06 t/ha en Louisiane pour les zones humides restaurées[68]. Une fois les flux totaux de carbone estimés pour les deux types de sites, ils sont convertis en unités d'équivalent CO_2 (CO_2eq)[69], unités qui permettent la monétarisation du service.

Quant aux émissions d'autres GES, ce sont les émissions de méthane et de protoxyde d'azote qui ont été mesurées. Ces deux gaz ont un impact climatique plus fort que le CO_2[70] et sont relâchés à la fois par les terres agricoles et les zones humides restaurées. Pour chaque site, les flux de CH_4 et de N_2O sont convertis en CO_2eq puis sont déduits des flux de CO_2 pour connaître le flux net de GES, en tonnes de CO_2eq par hectare et par an. Les terres agricoles émettent du CH_4 via la production de riz, tandis que le N_2O provient de l'utilisation de fertilisants. Pour déterminer ces flux, les parcelles cultivées sont multipliées par les estimations correspondantes en émissions de CH_4 et de N_2O (informations détenues par le *USDA National Agricultural Statistic Service*). Aussi bien pour les zones agricoles que pour les zones humides restaurées, le niveau des émissions de CH_4 et de N_2O dépend de la position du site au sein du paysage : les sites localisés à basse altitude sont plus souvent inondés que les sites de haute altitude. Or, les inondations prolongées entraînent des conditions anoxiques (sans oxygène), dans lesquelles les processus de méthanogenèse et de dénitrification ont lieu, processus qui produisent du CH_4 et du N_2O, respectivement. 80 % des zones humides restaurées sont situées à basse altitude. Les taux d'émissions de CH_4 et de N_2O sont multipliés par la proportion correspondante à la position dans le paysage (0,8 ou 0,2). Après les avoir convertis en CO_2eq, les taux moyens de CH_4 et de NO_2 émis par les zones humides restaurées sont -0,13 t CO_2eq/ha et -2,02 t CO_2eq/ha respectivement.

La Figure 12 illustre l'atténuation des GES qu'entraîne la conversion de terres agricoles en zones humides. A l'issue des mesures, il a été possible d'affirmer que les sites agricoles étaient des sources de GES (droite rouge) alors que les zones humides restaurées étaient des puits nets, en stockant 82,2 tonnes de « nouveau » CO_2 par hectare sur une période de 5 ans (courbe bleue). Bien que les zones humides restaurées émettent du CH_4 et du N_2O, ces émissions sont compensées par la séquestration du carbone, de plus en plus effective à mesure que les arbres grandissent (pic à 25 ans d'âge). Ainsi, l'atténuation des GES par les zones humides restaurées s'échelonne entre 15,8 et 92,4 t CO_2eq/ha sur 5 ans (différence entre les émissions par les zones agricoles et le stockage par les zones humides restaurées).

[66] C'est la grande différence avec l'étude précédente, de Kumari (1995), qui ne prenait en compte que le stock de carbone.
[67] Les 15 premiers centimètres présentent une très forte densité en carbone, avant que celle-ci ne décroisse considérablement avec la profondeur.
[68] Les arbres avaient été plantés entre 4 et 12 ans avant la collecte des données.
[69] Les taux de carbone sont multipliés par 3,67, correspondant au potentiel de réchauffement global (*global warming potential*).
[70] Sur une période de 100 ans, le protoxyde d'azote a un potentiel de réchauffement global 298 fois supérieur à celui du dioxyde de carbone (Jenkins et al., 2010).

Figure 12. L'atténuation des gaz à effet de serre par la conversion de terres agricoles en zones humides

Net Mitigation = Atténuation nette des GES

WRP = Atténuation des GES par les zones humides (positif – puits)

AG = Atténuation des GES par les sites agricoles (négatif – source)

Source : Jenkins *et al.* (2010)

Résultats

La partie monétarisation du service de régulation du climat cherche à révéler la valeur sociale de l'atténuation des GES en capturant la valeur des dommages évités, en termes d'atténuation des risques liés au changement climatique. Les auteurs utilisent donc le coût social du carbone, qui selon le GIEC se situe entre 13 et 17$ par tonne de CO_2. Le flux total de GES (en CO_2eq) par hectare est multiplié par le coût social de la tonne de CO_2, avec un taux d'actualisation de 4 %. La valeur du service de régulation du climat est la différence entre celle obtenue pour les zones humides restaurées et celle pour les terres agricoles. Cette valeur se situe entre 171 et 222$/ha/an. La valeur est plus élevée en utilisant le prix de marché de la tonne de CO_2.

Après avoir évalué économiquement les services écologiques de la régulation du climat via l'atténuation des GES, de l'épuration de l'eau à travers l'élimination des nitrates, et de récréation, Jenkins *et al.* (2010) concluent que la restauration des zones humides a une valeur sociale bien supérieure à celle de l'exploitation agricole. Les bénéfices proviennent surtout du service d'épuration de l'eau et de régulation du climat. En revanche, comme il n'existe pas de paiement pour services environnementaux (PSE), les propriétaires préfèrent garder leurs terres cultivées. Les auteurs appellent donc à la mise en place d'un système de PSE (Jenkins *et al.*, 2010).

Conclusions sur l'évaluation économique du service de régulation du climat à travers le stockage du carbone

Dans ce dernier exemple, l'emploi de la technique des coûts évités est plus clair, le coût social du carbone ayant été utilisé. Les deux études de cas présentées obtiennent des résultats très différents. Ces résultats ne sont pas comparables dans la mesure où ce sont deux approches distinctes du service de régulation du climat. La première étude s'intéresse au stock de carbone, la seconde aux flux de GES. Les contextes sont également extrêmement éloignés l'un de l'autre : des tourbières en Malaisie ne fonctionnent pas de la même manière qu'une plaine inondable aux Etats-Unis. Enfin, les scénarii comparés lors de ces deux projets diffèrent eux-aussi. Kumari (1995) compare deux options de gestion de la forêt ; Jenkins *et al.* (2010) estiment la valeur de l'atténuation des zones humides restaurées en ayant comme point de référence les zones humides converties en terres agricoles.

III.2 L'EVALUATION ECONOMIQUE DU SERVICE DE PREVENTION DES RISQUES NATURELS

Les « sous-services » du service de prévention des risques naturels identifiés comme pouvant participer à l'adaptation au changement climatique ont fait l'objet d'évaluations économiques, notamment après des catastrophes naturelles. Cette partie en rapporte quelques exemples.

III.2.a Le service de protection contre les événements climatiques extrêmes

Les trois exemples d'évaluation économique du service écologique de protection contre les événements climatiques extrêmes présentés ici concernent deux types de zones humides différents (mangroves et marais) et deux techniques d'évaluation distinctes, bien que proches (les coûts de remplacement et les coûts évités).

III.2.a.i Les mangroves en Malaisie

Contexte

Bien que l'importance des mangroves soit reconnue à l'échelle internationale, elles sont toujours menacées. En Malaisie, la conversion à d'autres types d'occupation des terres est le premier moteur de dégradation. Les forêts de mangroves y ont décru de 11,8 % entre 1980 et 1990. Les bénéfices retirés des mangroves sont connus pour leurs attributs scientifiques, moins sous l'angle de la valeur économique. Leong *et al.* (2005) ont cherché à utiliser l'économie de l'environnement pour présenter les bénéfices de ces écosystèmes en termes économiques, avec pour objectif une prise de décision plus équilibrée. Ils ont ainsi calculé la VET des mangroves et ont estimé le consentement à payer pour leur conservation. Le district de Kuala Selangor, dans l'Etat de Selangor, a été choisi car il présentait des conflits d'usage[71]. L'étude a été menée en 1998 et concerne 117 844 ha. Plusieurs méthodes ont été employées pour le calcul de la VET : des enquêtes, la technique des coûts de transport et celle des coûts de remplacement.

Méthode

Le service de protection contre les événements extrêmes a été valorisé à l'aide de la technique des coûts de remplacement. Les données liées à la construction et la maintenance des digues ont été collectées auprès du *Drainage and Irrigation Department* de Kuala Selangor. Plutôt que de replanter des mangroves là où les terres avaient été défrichées, des digues avaient été construites afin d'assurer la protection de la côte. Une des raisons pourrait être qu'il était plus rapide de construire ces infrastructures (quelques mois) que d'attendre que les mangroves poussent (20-25 ans). Les coûts de la reforestation ont été calculés grâce aux données du *State Forestry Department*. Les coûts de la construction et de la maintenance des digues ont été estimé à 13 842 $/ha/an, alors que replanter des mangroves revenait à environ 36 $/ha/an.

Le montant de la construction et de la maintenance des digues a été obtenu en considérant le prix de la construction d'une digue à Bagan Pasir au début de l'année 1998 (18 666 $/km/an), et les coûts de maintenance qui ont suivi, jusqu'en avril, soit pour une demi-année (56 000 $/km). Ainsi, les coûts de maintenance ont été estimés à 112 000 $/ha/an (56 000*2). Afin d'exprimer les coûts de remplacement en « $/ha/an », les 40,15 km de côte du district de Kuala Selangor, couverts de mangroves ont été fictivement remplacés par une digue valant 130 666 $/km/an (coûts de construction + coûts de maintenance). La valeur atteint alors 5 246 272 $/an (130 666 *40,15). Avec un total de 379 ha de mangroves dans le district de Kuala Selangor, les coûts de remplacement sont équivalents à 13 842 $/ha/an (5 246 272/379).

Les coûts de la plantation de mangroves ont été calculés d'après des plantations qui avaient eu lieu entre 1992 et 1998 dans le North Banjar. Sur 7 ans, le coût total était de 125 555 $ pour 495 ha. Par conséquent, le coût moyen de la plantation de mangroves est de 36 $/ha/an.

Résultats

Les coûts de construction et de maintenance ont été interprétés comme le coût de la protection des côtes, alors que le coût de la plantation de mangroves était un élément de comparaison. En résumé, les mangroves coûtent seulement 36 $/ha/an mais offrent un service à la hauteur de 13 842 $/ha/an. Le service de protection contre les événements extrêmes a donc été estimé à hauteur de 13 842 $/ha/an, ce qui représente 22,6 % de la VET des mangroves (Leong *et al.*, 2005). Enseignements et limites

L'utilisation de la technique des coûts de remplacement est dans cette étude de cas bien expliquée et détaillée, les données ont une source et les calculs peuvent être repris sans difficultés. En ayant calculé la VET des mangroves, cette étude se présente comme une première étape pour une future analyse coûts-avantages lors de la considération de plusieurs activités sur un même espace. Pourtant, les services de régulation du climat et d'épuration de l'eau n'ont pas été évalués, or il est reconnu que les mangroves stockent de grandes quantités de carbone (partie I). La VET calculée

[71] Kumari (1995) avait mené son étude sur la VET des tourbières également dans cet Etat.

(61 357 $/ha/an) est donc clairement une sous-estimation, ce qui peut desservir des objectifs de conservation. En outre, le coût de maintenance des digues a peut-être été lui-même sous-estimé en se basant uniquement sur les coûts engendrés les six premiers mois après leur construction : les coûts sont probablement plus élevés des années plus tard, quand des réparations ou des renforcements suite à l'usure sont nécessaires.

III.2.a.ii Les marais du Sud-est de la Louisiane, Etats-Unis

Contexte

Le tsunami asiatique de 2004 et les ouragans Katrina et Rita de 2005 aux Etats-Unis ont provoqué un intérêt grandissant pour la restauration des zones humides côtières dans le but d'atténuer les effets des événements extrêmes et de protéger les communautés et propriétés littorales. Cependant, il existe un besoin d'études plus approfondies sur les bénéfices économiques de la restauration en matière de réduction des dégâts causés par les événements climatiques extrêmes. Tandis que les analyses sur le rôle des zones côtières tropicales sont de plus en plus nombreuses, les évaluations économiques sur ces écosystèmes côtiers en milieu tempéré restent rares. Dans ce contexte, l'article de Barbier *et al.* (2013) présente une étude de cas particulièrement intéressante, car les auteurs ont évalué le service de protection contre les tempêtes assuré par les zones humides (marais) du Sud-est de la Louisiane[72]. Leur étude a pour objectif de déterminer les bénéfices économiques liés à ces zones humides, en matière de protection côtière. Barbier *et al.* (2013) ont appliqué la méthode des préférences révélées, plus spécifiquement la technique des coûts évités pour mesurer ces bénéfices, et in fine, justifier économiquement les opérations de restauration[73].

Méthode

Barbier *et al.* (2013) ont analysé les résultats de simulations du déferlement de tempêtes puis les ont combinés avec l'analyse économique, afin de déterminer la valeur de la présence des marais et de l'effet de frottement via la végétation. Ils ont d'abord analysé un transect des ondes de tempête dans le bassin du Caernarvon au Sud de la Louisiane, à l'Est de la ville de la Nouvelle-Orléans. L'orientation et la position du transect ont été déterminées en fonction des données disponibles sur des tempêtes passées. Un modèle (ADCIRC) a en effet été récemment développé pour simuler le déferlement de tempêtes, les marées et le débit des cours d'eau dans le golfe du Mexique, à des fins de contrôle des inondations et de réparation des dommages. Douze sites pilotes ont ainsi été sélectionnés, pour lesquels des historiques de tempête existaient. Le modèle ADCIRC a permis de simuler 4 tempêtes hypothétiques (de forces différentes) traversant le transect du bassin du Caernarvon. Deux variables ont été retenues pour l'étude: la continuité des zones humides, mesurée grâce au ratio zone humide/eau (W_E) et le couvert végétal des zones humides (W_V). W_E peut aller de 0 (eaux libres) à 1 (marais « solide »). W_V se trouve entre 0,02 (pas de végétation) et 0,045 (végétation dense). Le transect a été divisé en 11 segments, et pour chaque segment les W_E et W_V moyens ont été calculés. Il a alors été possible de déterminer dans quelle mesure les variations du ratio zone humide-eau et de la rugosité du milieu atténuaient les tempêtes.

Les simulations ont indiqué que les quatre tempêtes hypothétiques affectaient les habitations dans 15 comtés, y compris celui de la Nouvelle-Orléans. L'analyse des dommages a été conduite à l'aide des données de l'USACE (*US Army Corps of Engineers*), classées par *sub-planning units* (SPUs) à l'intérieur de ces comtés. Les 312 SPUs avaient en moyenne 1 780 ménages chacun. Les propriétés avaient une valeur moyenne de 170 701 dollars. La fréquence des tempêtes a été estimée à 0,836 par an. Une fonction des dommages causés par les tempêtes a été élaborée à partir des données de l'USACE sur les montants des dégâts et de la fréquence de ces événements.

Résultats

Les résultats permettent d'affirmer que la continuité des zones humides et leur rugosité (liée à la végétation) sont efficaces dans la réduction des ondes de tempête, et par là-même que des zones humides en bon état peuvent amoindrir de manière significative les dégâts matériels. La Figure 13 montre que plus W_E est proche de 1, plus le service écologique de protection est efficace ; plus W_V est proche de 0,045, plus la puissance de la tempête est amoindrie. Une augmentation de 1 % du ratio zones humides/eau réduit la force de la tempête par 8,4-11,2 %. De la même manière, une hausse de 1 % dans la rugosité du milieu atténue la puissance de la tempête de 15,4 à 28,1 %. Pour ce qui est de la valeur des dégâts, elle est amoindrie de 99-133 dollars pour chaque augmentation de 0,1 de W_E, et de 24-43 dollars pour un W_V supérieur de 0,001. Lorsqu'extrapolée à des échelles plus grandes, une continuité de zones humides sur 6 km réduit les dommages en termes résidentiels de 592 000-792 100 dollars et un couvert végétal dense sur 6 km fait baisser le coût des dégâts de 141 000-258 000 dollars. Ramenées à la valeur moyenne des habitations de 171 701 dollars, ces dernières estimations des changements marginaux dans la continuité et la rugosité des zones humides représentent respectivement 3 à 5 et 1 à 2 propriétés par tempête.

[72] Cette région est relativement bien étudiée : l'analyse de Jenkins et al. (2010) dans la vallée du Mississippi comprenait aussi des sites en Louisiane. Les zones humides ne sont cependant pas approchées par les mêmes services écologiques, ce qui témoigne de la diversité des intérêts qu'elles suscitent.

[73] Les observations de Laurans et al. (2013) présentées dans la partie II prennent sens : dans le cadre de l'étude de Barbier et al. (2013), l'évaluation économique n'informe pas directement les décideurs mais justifie un choix fait en amont du projet d'évaluation.

Figure 13. Atténuation de la puissance des tempêtes en fonction de la continuité et de la rugosité des zones humides

Source : Barbier *et al.* (2013)

Enseignements et limites

Les auteurs concluent que les investissements dans la restauration des zones humides peuvent réduire la future vulnérabilité des côtes aux tempêtes épisodiques, et qu'ils sont donc essentiels, même s'ils sont considérables (Barbier *et al.*, 2013). Les résultats sont présentés de manière judicieuse : les valeurs ne sont pas seulement posées comme telles, mais elles sont ramenées à un nombre d'habitations épargné grâce au service écologique fourni par les marais. C'est une manière intéressante de traduire des valeurs brutes. S'il est précisé que des données quant à la fréquence des tempêtes et aux coûts des dommages sont nécessaires, les détails des calculs ne sont en revanche pas explicités, ce qui ne permet pas d'analyser plus en profondeur les besoins en données.

III.2.a.iii Les mangroves du Vietnam

Contexte

Dans le cadre de l'évaluation d'un projet de plantation de mangroves au Vietnam porté par International Federation of Red Cross et Red Crescent Societies, une analyse d'impact a été réalisée. Un volet concerne les bénéfices économiques issus des forêts de mangroves dans la protection contre les événements climatiques extrêmes.

Le Vietnam possède 3 260 km de côtes, qui s'étendent sur sept zones climatiques différentes, ce qui le rend très vulnérable aux catastrophes naturelles, notamment aux tempêtes, inondations et sécheresses. Parce qu'il connaît en moyenne 6 à 8 typhons par an, il est classé parmi les pays les plus affectés. Ces événements climatiques extrêmes font obstacle aux efforts de réduction de la pauvreté. En 2100, il est projeté que le niveau de la mer augmente de 65 à 100 cm le long des côtes vietnamiennes. Cela signifierait une inondation de 4,4 % des zones littorales, touchant directement 7,3 % de la population. La vulnérabilité du Vietnam est accentuée par une rapide augmentation de la population, des changements d'utilisation des terres et une urbanisation croissante. Une dynamique économique s'est enclenchée, notamment grâce au Doi Moi, une série de réformes économiques commencée en 1986. Entre 1990 et 2004 le PNB a triplé, et la pauvreté a chuté de 58 à 24 %. Ces chiffres doivent cependant être compris dans un contexte de libéralisation économique qui a promu la déforestation (notamment de mangroves) afin de développer les fermes de crevettes et les projets d'urbanisation. Or les mangroves délivrent des services écologiques essentiels aux communautés alentours, dont la protection contre les événements climatiques extrêmes. Afin d'atténuer les effets de ces tempêtes et inondations, des efforts de réhabilitation et de restauration des forêts de mangrove ont été déployés. Le projet *« Mangrove Plantation and Disaster Risk Reduction »* (MP-DRR) mis en œuvre dans huit provinces s'est inscrit dans cette démarche.

Méthode et résultats

L'évaluation de ce projet a été réalisée en 2011, à l'aide d'outils qualitatifs et quantitatifs. 360 personnes ont été interrogées, dont 50 % de planteurs dans les communes concernées par le projet, 25 % originaires de ces communes mais qui ne plantaient pas de mangroves, et 25 % venant d'autres communes (groupe témoin). Afin d'évaluer l'impact du projet, le service de protection assuré par les mangroves a été comparé avant et après la mise en œuvre du projet. En

1987, un typhon de force 9 avait touché la commune de Dai Hop et avait causé des dégâts sur 3 km de digues, dont la réparation avait coûté 300 000 $. En 2005, un typhon de même puissance a touché la même commune : la même digue n'a subi aucun dommage. Entre temps, des mangroves avaient été plantées. Il est possible de leur attribuer la valeur de 300 000 $ selon la technique des coûts évités. De la même manière, la province de Thai Binh a dû faire face à deux typhons de niveau 11 en 1996 et en 2006. En 1996, il avait été nécessaire de réparer 4 km de digues, pour 400 000 $. Dix ans plus tard, des réparations ont également été entreprises, mais à hauteur de 180 000 $. La différence de 220 000 $ a été attribuée à la restauration des forêts de mangroves via le projet MP-DRR. Au-delà du service de protection contre les événements extrêmes, la reforestation de mangroves a permis aux populations locales d'augmenter leurs revenus grâce à l'ostréiculture et à la pêche d'autres coquillages. Le stockage du carbone a quant à lui été évalué à 218 M $, à 20 $ la tonne de CO_2eq (International Federation of Red Cross and Red Crescent Societies, 2011).

Enseignements et limites

Cette étude de cas est intéressante car elle a été réalisée dans le cadre de l'évaluation d'un projet de développement : l'évaluation économique du service de protection contre les événements extrêmes fourni par les mangroves n'a pas été entreprise pour informer les décideurs mais pour attester de l'efficacité du projet. L'emploi de la technique des coûts évités a été assez simple dans la mesure où des données sur les typhons et les dommages matériels étaient disponibles avant et après la mise en œuvre du projet. Toutefois, rien ne garantit que la plantation de mangroves ait été la seule différence entre les deux périodes. D'autres facteurs tels qu'une réparation efficace de la digue auraient pu entrer en jeu, de sorte que les 300 000 ou 220 000 $ ne soient pas uniquement dus à la présence de mangroves.

III.2.b Le service de régulation des flux d'eau

III.2.b.i Le service de maîtrise des crues

Le service de maîtrise des crues est assuré par divers types de zones humides : cette diversité est représentée par les études de cas présentées ci-dessous. L'une concerne un complexe lagunaire, une autre des marais et la dernière une plaine inondable. En revanche, seules deux techniques d'évaluation ont été utilisées, celle des coûts évités et celle des coûts de remplacement.

<u>Le complexe lagunaire du Languedoc-Roussillon, France</u>

Contexte

Le Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM) a porté en 2007 le projet MISEEVA (Marine Inundation exposure hazard and Social Economic and Environmental Vulnerability Assessment), qui visait à développer et mettre en œuvre, à l'échelle de la région Languedoc-Roussillon (France), une méthodologie de quantification de l'aléa et de la vulnérabilité, sociale, économique et environnementale de la zone côtière à l'élévation du niveau de la mer provoquée par le changement global (Pôle Mer Méditerranée). MISEEVA cherche à analyser dans quelle mesure les biens et services marchands et non marchands (matériels et naturels) sont affectés, en fonction de leurs caractéristiques propres et de leur implantation.

Méthode

Kuhfuss *et al.* (2011) étaient en charge de l'étude du complexe lagunaire, c'est-à-dire les lagunes[74], les zones humides et les dunes qui leur sont associées. En effet, lorsque la lagune est submergée, non seulement le niveau d'eau monte, mais les zones adjacentes sont inondées : les zones humides adjacentes et les dunes doivent donc faire partie de l'analyse. Le complexe lagunaire en question est divisée en 9 sites : de l'étang de Canet, à l'Ouest de la région, à la Petite Camargue gardoise, à l'Est. Les impacts de la submersion marine dépendent de la topographie et de la nature de l'occupation du sol. Le projet MISEEVA travaille avec 3 horizons temporels : t0 = 2010, t1 = 2030 et t2 = 2100. La submersion à t1 est égale à 7cm (hypothèse), et il existe deux options à t2, l'une optimiste, l'autre pessimiste. Ainsi, t2a = 35cm et t2b = 1m. L'aléa « élévation du niveau de la mer » est caractérisé par la hauteur d'eau mais aussi par la durée. La durée peut dans la présente étude être : exceptionnelle (phénomène de tempête), récurrente (au moins une fois par an), ou permanente (zone 100 % du temps submergée).

L'évaluation des dommages concerne seulement l'impact d'une montée du niveau des eaux, et non d'autres phénomènes liés au changement climatique, bien que la température de l'eau soit un élément crucial au fonctionnement des lagunes, ainsi que les apports en eau douce du bassin versant. La démarche suivie pour l'évaluation économique comportait trois étapes : i/mesurer l'exposition du complexe lagunaire à la submersion marine et identifier les services écologiques ; ii/identifier les services affectés par la submersion et y associer une fonction de dommage ; et iii/mesurer l'impact de la submersion en étudiant les pertes et les dommages subis. L'impact de la submersion varie en fonction de quatre stratégies d'adaptation (4 scénarii), représentées par la Figure 14.

[74] Les lagunes sont définies comme des étendues d'eau salée côtières, généralement peu profondes, séparées de la mer par un cordon littoral (Pôle-relais lagunes méditerranéennes).

Figure 14. Quatre stratégies d'adaptation face à l'élévation du niveau de la mer

Source : d'après Kuhfuss *et al.* (2011)

Parmi les services rendus par le complexe lagunaire figure le service de régulation des eaux de crue. Plus le niveau de la lagune est bas, plus l'élimination des eaux de crue peut s'effectuer. Ce service peut être mesuré en connaissant la profondeur moyenne du plan d'eau (m), la surface du plan d'eau (ha) et la part des ZH par rapport au plan d'eau (%). « La capacité de la lagune à évacuer une crue est inversement proportionnelle à la hauteur d'eau déjà présente au moment de la crue » (Kuhfuss *et al.*, 2011), le service de maîtrise des crues s'exprime donc en mètre puissance -1. C'est l'inverse de la hauteur d'eau dans la lagune pendant un événement exceptionnel à t0. Ce service est affecté par la submersion marine : la présence d'un volume d'eau dans la lagune empêche un bon écoulement des crues. Il est donc susceptible de se détériorer avec l'augmentation du niveau de la mer.

Afin d'évaluer l'impact de la submersion marine sur le service de maîtrise des crues, il a fallu estimer le volume supplémentaire Vs présent dans les lagunes en 2100 (perspective t2b) lors d'événements exceptionnels par rapport au volume présent en événement exceptionnel à t0. L'impact a été évalué en envisageant une tempête exceptionnelle (dommage maximal) combinée à des précipitations maximales. Pour chacun des 9 sites, Vs a été calculé en tenant compte du volume lié au débordement des lagunes dans les zones connexes lors d'un événement exceptionnel. Ainsi, $Vs = S_{t0,exc}\ (h_{t2b,exc} - h_{t0,exc}) + [(S_{t2b,exc} - S_{t0,exc})*0,5(h_{t2b,exc} - h_{t0,exc})]$, où S = surface du plan d'eau et h = hauteur d'eau. Les résultats sont présentés par la Figure 15.

Figure 15. Volumes d'eau supplémentaires dans les lagunes en 2100 lors d'événements exceptionnels par rapport aux volumes d'eau actuellement présents lors d'événements exceptionnels

Lagune	Vs : Variation volume t2b – t0 en exceptionnel (m^3)
Canet	10 029 950
Leucate	75 135 000
LaPalme	10 402 000
Narbonnaise	79 185 000
Basse vallée Aude (Pissevaches uniquement)	2 605 000
Thau	95 950 000
Etangs palavasiens	60 180 000
Etang de l'or	73 990 000
Petite Camargue Gardoise	196 190 000
TOTAL	603 666 950

Source : Kuhfuss *et al.* (2011)

Ces volumes représentent la capacité de stockage en eau perdue par les lagunes suite à l'élévation du niveau d'eau. Les auteurs les comparent aux volumes pouvant se déverser dans les lagunes en provenance du bassin versant lors de crues, ce qui permet de connaître la réelle perte de service de maîtrise des crues. Ces volumes originaires de bassin versant sont calculés à partir des débits journaliers lors de crues biennales, débits de 250L/s/km de bassin versant pour le régime pluvial du littoral méditerranéen. Les volumes journaliers d'eau à évacuer par les 9 sites sont obtenus en rapportant ces débits à la surface du bassin versant concerné. Les probabilités sont importantes que la submersion exceptionnelle soit accompagnée d'un régime de crue. D'après les calculs de Kuhfuss *et al.* (2011), les volumes reçus du bassin versant sont tous inférieurs aux volumes supérieurs liés à la montée du niveau de la mer : l'intégralité du service de maîtrise des crues est alors perdue.

Résultats

L'évaluation économique de la perte de ce service a été réalisée à l'aide de la technique des coûts de remplacement. L'alternative artificielle capable de fournir ce service est la construction de bassins d'écrêtement des crues, aux capacités de stockage équivalentes aux volumes d'eau évacués par les lagunes. Ces bassins de rétention permettent de stocker l'eau pendant un temps et de la restituer après la pointe de crue. Bien que les coûts de ces ouvrages soient dépendants du site, de la complexité du dispositif, des risques et des contraintes de temps, ils sont estimés entre 14 et 91€/m^3 en 2011, d'après les chiffres des délégations interservices de l'eau du Languedoc-Roussillon. Ainsi, la perte du service de maîtrise des crues en Languedoc Roussillon, suite à l'élévation du niveau de la mer de 1m d'ici 2100, pourrait être compensée par la construction de bassins de rétention, qui coûterait entre 149 600 et 972 400 milliers d'euros. Dès lors, la technique des coûts de remplacement permet d'estimer la valeur du service de maîtrise des crues délivré par les lagunes, dans le contexte décrit précédemment, à 149 600 000 – 972 400 000 euros.

Kuhfuss *et al.* (2011) ont également tenu compte des perspectives d'adaptation à l'élévation du niveau de la mer. Or, dans une situation de déni ou de laisser-faire, les zones humides péri-lagunaires gagneraient 19 % d'ici 2100, et 30 % dans un scénario de retrait stratégique. La valeur économique du service de maîtrise des crues est différente en fonction de ces scenarii d'adaptation. Cette fois, les zones humides péri-lagunaires sont valorisées ; la méthode du transfert des avantages a été employée, en utilisant la valeur de 438€/ha/an, donnée par le CGDD (2010) à l'issue d'une méta-analyse de 89 études. Quelle que soit la stratégie d'adaptation adoptée, le service de maîtrise des crues fourni par les zones humides côtières du Languedoc-Roussillon vaudrait plus de 10 millions d'euros en 2100.

Le rapport de Kuhfuss *et al.* (2011) conclut que poursuivre une politique de retrait stratégique conduit à un impact économique 1,8 fois moins important que celles du déni et du laisser faire. Les coûts engendrés par une protection intégrale n'ont cependant pas été calculés (Kuhfuss *et al.*, 2011).

Enseignements et limites

Cette étude est bien plus large que l'évaluation économique du service de maîtrise des crues, cette dernière n'en représentant qu'un volet. Mais en se focalisant sur ce service, on constate que la description et la délimitation du type de zone humide étudié sont cruciales : les valeurs ne sont pas les mêmes si l'on considère les zones humides adjacentes à la lagune ou la lagune elle-même – les techniques employées étaient aussi différentes. Cette étude met en évidence, elle aussi, l'importance de l'évaluation biophysique en tant que base de l'évaluation économique. En outre, l'utilisation de différents scenarii montre que sans politique d'adaptation, les coûts engendrés par les conséquences du changement global sont supérieurs ; fait reconnu par le rapport Stern de 2006, mais il semble pertinent de le démontrer chaque fois que cela est possible de manière concrète à l'échelle locale. Il est néanmoins trop tôt pour déterminer s'ils ont effectivement informé la prise de décision. Enfin, les coûts de la stratégie de protection intégrale n'ayant pas été évalués, il n'est pas possible de comparer les impacts économiques d'une politique de retrait à la solution traditionnelle des techniques artificielles.

Les marais de Muthurajawela, Sri Lanka

Contexte

Au nord de Colombo (Sri Lanka), les marais de Muthurajawela s'étendent sur 3 068 hectares de côte. Avec la lagune de Negombo, ils forment un écosystème côtier très riche (Figure 16). La côte ouest du Sri Lanka est densément peuplée, sujette à une urbanisation intense et héberge de nombreuses industries. Dans cet environnement, les marais de Muthurajawela sont un « îlot de conservation », attirant beaucoup de visiteurs notamment pour ses aspects récréationnels et éducatifs, bien qu'ils subissent les impacts des industries et des habitats limitrophes. Le gouvernement a, dans les années 1990, décidé de stopper tout développement sur ce site en attendant une évaluation environnementale des marais de Muthurajawela. En 1996, une zone de 1 777 hectares dans la partie nord des marais a été déclarée *« Wetland Sanctuary »* dans le cadre de l'Ordonnance de la protection de la faune et de la flore. Bien qu'un plan de gestion pour la conservation des marais de Muthurajawela existe, la détérioration de ces milieux se poursuit à cause des développements industriels et d'infrastructures aux abords de la zone. Plus de 300 000 personnes vivent dans la zone Muthurajawela-Negombo, dont 5 000 dans les marais mêmes, et 700 dans la partie protégée. La pêche, la chasse et la cueillette sont les principaux moyens de subsistance de ces populations. Les taux de pauvreté sont élevés. Plus de 60 % de la force de travail est au chômage, et parmi ceux ayant un emploi, beaucoup sont très peu payés. Les deux-tiers de

cette population n'ont pas accès à des réseaux de récupération des eaux usées, qui finissent alors dans les zones humides.

Figure 16. Carte des marais de Muthurajawela et de la lagune de Negombo (Sri Lanka)

Source : Emerton and Kekulandala (2002)

Afin d'apporter des éléments qualitatifs et quantitatifs additionnels à une étude de la biodiversité réalisée en 1999, ainsi qu'une nouvelle justification pour la conservation, une évaluation économique a été entreprise par IUCN Sri Lanka et l'*Asia Regional Environmental Economics Programme*[75] au début des années 2000.

Tandis que les bénéfices issus des services d'usage concernent en premier lieu les ménages pauvres résidant dans et aux abords des marais, les bénéfices issus des services de non-usage peuvent servir jusqu'à 75 000 ménages de la zone Muthurajawela-Negambo. Certains services écologiques des marais soutiennent la production industrielle et la dynamique

[75] L'étude vise clairement à promouvoir la conservation, son objectif est formulé ainsi : "This study aims to generate information, which can contribute to an understanding of the economic benefits of wetland conservation and economic costs of wetland degradation and loss in Muthurajawela" (Emerton and Kekulandala, 2003).

urbaine, comme l'atténuation des inondations, la provision d'eau douce, l'épuration de l'eau et la rétention des sédiments, la provision d'un lieu de reproduction pour les poissons.

C'est en fonctionnant telle une zone tampon que les marais de Muthurajalewa assurent le service de maîtrise des crues. Ils absorbent l'eau de trois rivières (Dandugam Oya, Kalu Oya et Kalani Ganga), les eaux de ruissellement et les précipitations, puis les déversent progressivement dans la lagune de Negombo et dans la mer. La capacité maximale de stockage en eau a été estimée à 11 millions de m^3, avec une relâche maximale de 12,5 m^3/s. La période de rétention peut aller jusqu'à une dizaine de jours (Mahanama, 2000 in Emerton and Kekulandala, 2003). Les marais ayant été dégradés, certaines des connexions hydrologiques menant aux points de déversement ont été coupées. De ce fait, les eaux en excès et les pics de crue n'atteignent pas la lagune facilement. Des inondations ont lieu environ deux fois par an durant les saisons humides et lors de la saison des pluies. Plus de 1 000 ménages sont généralement affectés.

Méthode et résultats

Emerton and Kekulandala (2003) ont calculé la VET des marais de Muthurajawela. Ils ont obtenu une valeur d'environ 8 millions de dollars[76] par an, soit 2 600 $/ha. Le service d'atténuation des inondations fourni par ce marais a été estimé à 5 394 556 dollars par an, ou 1 758 dollars par hectare. C'est une valeur approximative car l'évaluation est principalement basée sur des données secondaires : collecter des données sur le terrain était trop coûteux. L'évaluation économique a été réalisée en estimant le coût des mesures qui devraient être prises si le marais venait à disparaître ; la technique des coûts de remplacement a donc été employée. Répliquer de manière artificielle le service de maîtrise des crues dans ce contexte passerait par la construction d'une station de pompage et d'un réseau de drainage. Cela demanderait de creuser et d'élargir les cours d'eau se trouvant entre les marais et la lagune, d'installer des infrastructures pour détourner l'eau dans une aire de rétention, avant de la pomper pour la jeter à la mer. Etant donné la pente quasi nulle du site, des travaux d'ingénierie complexe seraient requis. Le coût de ce type d'ouvrages, disponible pour la zone humide de Mudu Ela, le long de la rivière Kalani, au Sud de Muthurajawela, s'élevait à environ 233 000 $/ha/an, les coûts de maintenance représentant environ 3-4 % du coût d'investissement. Ces coûts ont été extrapolés aux 3 068 ha des marais de Muthurajawela.

L'étude a conclu qu'il était opportun de classer les marais de Muthurajawela en tant que site Ramsar, l'analyse économique fournissant une justification basée sur les bénéfices à retirer de la préservation de ce site. La communication des résultats a permis d'accroître la prise de conscience sur les valeurs des marais de Muthurajawela (Emerton and Kekulandala, 2003 ; IUCN, 2003).

Enseignements et limites

Si les auteurs affirment utiliser la technique des coûts de remplacement pour mesurer la valeur du service de maîtrise des crues, il est possible de soutenir qu'ils ont en fait employé la technique du transfert des avantages, puisqu'ils se sont servi des coûts de construction d'un système artificiel sur une zone humide proche du site de Muthurajawela, mais pas de Muthurajawela-même. Ils n'expliquent d'ailleurs pas comment les coûts de remplacement ont été calculés en premier lieu. Il est également intéressant de constater que bien que les deux études d'évaluation du service de maîtrise des crues présentées ici aient choisi la technique des coûts de remplacement, les alternatives ne sont pas les mêmes : dans le premier cas ce sont des bassins de rétention, dans le second un réseau de drainage et une station de pompage. La différente perception des systèmes de remplacement pour un même service est un élément supplémentaire qui empêche la comparaison des valeurs obtenues, en plus des spécificités de chaque site et de chaque zone humide.

Les plaines inondables de l'Ouest des Pays-Bas

Contexte

Les Pays-Bas ont jusqu'à récemment drainé les zones humides et dressé des digues pour se protéger contre les inondations, les deux-tiers du pays se situant en dessous du niveau de la mer. Les politiques traditionnellement développées s'appuyaient essentiellement sur des solutions techniques : il s'agissait de construire des digues plus grosses et plus hautes. Mais depuis les inondations de 1993 et 1995, pendant lesquelles 100 000 personnes ont dû être évacuées, l'Etat songe à adopter un nouvel angle d'approche. Celui-ci consiste à redonner de l'espace aux cours d'eau et à restaurer les zones humides[77] – ou en d'autres termes, à apprendre à vivre avec les inondations. Si l'analyse coûts-avantages montre que les politiques traditionnelles sont plus rentables pour protéger l'une des régions les plus densément peuplées et au poids économique important (à l'Ouest du pays, là où le Rhin et la Meuse se jettent dans la Mer du Nord), les investissements dans le changement d'utilisation des terres et dans la restauration des plaines inondables sont économiquement justifiés sur le long terme (100 ans) lorsque les bénéfices socioéconomiques non marchands tels que la sécurité publique, la création de nouvelles niches écologiques et de nouvelles opportunités récréatives, sont associés au

[76] L'article d'Emerton et Kekulandala (2003) utilisait à la fois des valeurs en dollars, et des valeurs en roupies sri-lankaises. A des fins d'harmonisation, les valeurs en roupies ont été converties en dollars selon le taux de change de l'année 2002, d'environ 0,011.

[77] Le terme de « dépoldérisation » est parfois employé pour faire référence au « retour de la mer » et à la « restauration des marais », identique au « recul ou déconstruction des digues ». Tous ces termes constituent plus ou moins la même technique d'adaptation, mais les premiers sont perçus comme moins inquiétants (Goeldner-Gianella et Verger, 2009).

coût des dommages évités. Le site en question, ainsi que la localisation des potentielles opérations de restauration et de changement d'utilisation des terres sont mis en évidence par la Figure 17.

Figure 17. Localisation des potentiels changements d'utilisation des terres et des opérations de restauration des plaines inondables dans le delta du Rhin et de la Meuse

Delta du Rhin et de la Meuse

En bleu, les zones de changement d'utilisation des terres et d'opération de restauration.

Source : Brouwer and van Ek (2004)

Méthode et résultats

Brouwer and van Ek (2004) ont mené une évaluation en intégrant les aspects environnementaux, économiques et sociaux afin d'informer au mieux le processus décisionnel sur la gestion des inondations. Dans ce cadre, une des composantes a trait au calcul du coût des dégâts matériels évités par la mise en œuvre de cette nouvelle politique fondée sur les écosystèmes, en comparaison avec un scénario où rien n'est fait. Ce coût a été estimé à partir d'un modèle déjà existant de dommages engendrés par les inondations. En soutenant l'hypothèse que le site serait totalement inondé si les mesures proposées n'étaient pas mises en place, le coût total des dégâts matériels revenait à environ 300 milliards d'euros. En considérant une croissance de 2 % par an et une période de retour sur investissement de 4 000 ans, la valeur actuelle (avec un taux d'actualisation de 4 %) des dommages évités sur une période de 100 ans (pendant laquelle les résultats des mesures prises devraient se matérialiser) est de 3,3 milliards (Brouwer and van Ek, 2004). Puisque les mesures proposées incluent l'utilisation des plaines inondables en tant qu'« amortisseur naturel » des inondations, ces 3,3 milliards pourraient, selon la technique des coûts évités, représenter la valeur économique du service de maîtrise des crues fourni par ces plaines d'inondation. Il est important de préciser que les mesures comportent aussi la création de nouveaux cours d'eau (des canaux et rivières) aux alentours de ceux existants, donc cette valeur ne représente pas uniquement le service de maîtrise des crues naturellement fourni par les plaines inondables mais aussi l'amélioration des propriétés naturelles des écosystèmes par une gestion humaine.

Conclusions sur l'évaluation économique du service de maîtrise des crues

L'étude de Brouwer et van Ek (2004) est intéressante car elle fait en quelques sortes écho au projet MISEEVA présenté dans le rapport de Kuhfuss *et al.* (2011). La politique de redonner de l'espace aux cours d'eau et aux zones humides peut être assimilée au scénario « retrait stratégique » dans l'étude de Kuhfuss *et al.* (2011). Ce qui représente une possibilité d'adaptation pour la région française Languedoc-Roussillon est une politique déjà adoptée aux Pays-Bas. Même si Brouwer et van Ek (2004) ne sont pas entrés dans les détails de leurs calculs, les deux cas d'études montrent bien qu'il est, sur le long terme, plus efficace de considérer les infrastructures naturelles comme éléments d'adaptation plutôt que de continuer uniquement à renforcer des infrastructures artificielles.

III.2.b.ii Le service de soutien d'étiage

Très peu d'études ont pu être sélectionnées afin d'illustrer l'évaluation économique du service de soutien d'étiage. Deux raisons peuvent être avancées pour tenter de l'expliquer. Tout d'abord, ce service est régulièrement confondu avec le service de maîtrise des crues, dans le sens où il est seulement mentionné que l'eau stockée est relâchée plus tard, sans apporter plus de détails. Lorsqu'il est isolé du service de maîtrise des crues, il reste cependant très difficile à quantifier, et sera donc omis d'une mesure de la VET au titre de sa complexité.

<u>Les tourbières du bassin versant de l'Agout</u>

Contexte

L'Agence de l'eau Adour-Garonne a commandité une évaluation économique des zones humides en 2008. Le bureau d'études Ecowhat, appuyé par le bureau ACTéon, a mené ce projet. Face à des zones humides du Sud-ouest de plus en plus artificialisées, l'Agence de l'eau a apporté son soutien à la reconnaissance de l'utilité des zones humides pour la société et l'économie, en plus de leur importance patrimoniale intrinsèque, en adoptant un argumentaire quantitatif. Dans cette perspective, après avoir réalisé une revue de la littérature sur le sujet, quatre études de cas d'évaluation économique des services rendus par les zones humides ont été entreprises dans le bassin Adour-Garonne (Agence de l'eau Adour-Garonne, 2009a). Le choix des sites s'est effectué à partir de quatre critères : i/être situé sur le bassin Adour-Garonne ; ii/être caractérisé par un contexte d'occupations des sols concurrentes ; iii/faire l'objet d'une dégradation de services rendus et iv/être représentatif de la diversité des types de zones humides, autant que possible. Parmi ces études de cas, l'une concerne le service de soutien d'étiage.

Les prairies à tourbières du bassin de l'Agout (450 000ha), dans le département du Tarn, génèrent ou rendent possible un ensemble d'avantages pour les résidents alentour. Les tourbières représentent 2600 ha de zones humides. Elles existent en partie grâce à l'activité d'élevage, pratiquée de façon extensive : le pâturage des bovins empêche que la prairie soit envahie de végétaux ligneux qui « fermeraient » le milieu à la lumière[78]. Le produit brut par hectare et par an de cette filière dans ce contexte est de 800-900 euros. Le site sur lequel est menée l'étude est représentatif des diverses parcelles exploitées : il s'étend sur 50-90 ha et comprend environ 15 ha de tourbières. Les utilisations alternatives du sol, identifiées en analysant les autres utilisations des parcelles du secteur, sont principalement la mise en culture (maïs pour l'élevage) et la foresterie. La mise en culture signifierait la suppression quasi-totale des tourbières, car elle s'accompagne généralement d'un drainage et d'une utilisation d'intrants qui détruisent la flore et la faune associées à ce milieu. L'afforestation serait probablement moins incompatible avec la présence de tourbières, mais modifierait progressivement la nature du sol et produirait un compactage, qui augmenterait le ruissellement et réduirait l'infiltration ; or la plupart des

[78] Cela met en exergue le fait que la présence d'une activité humaine n'est pas forcément nuisible aux zones humides, au contraire, elle peut être essentielle à son maintien.

services rendus par les tourbières ont trait à la rétention de l'eau dans la tourbe. L'attribution d'une valeur aux services rendus par les tourbières s'est faite en supposant que ces services ne seraient pas ou moins bien rendus par une utilisation différente des terres. La technique des coûts évités a été employée pour mesurer la valeur de la persistance de la situation actuelle, en comparaison avec ces deux alternatives pour lesquelles les services ne seraient pas fournis.

Méthode et résultats

L'objectif de l'évaluation était de rendre visible « l'ensemble des flux économiques générés par l'utilisation du sol en tourbières, et les effets externes positifs de celle-ci. » L'évaluation prend donc en compte : les revenus directs de l'élevage, les gains directs privés de l'exploitation non agricole (captation, mise en bouteilles et distribution d'eau de source), les gains collectifs indirects issus des services rendus hydrologiques (maîtrise des crues, soutien d'étiage), les gains indirects liés aux loisirs (chasse, pêche), la valeur du stock de carbone et la valeur d'existence. Il s'agit ici d'isoler le service de soutien d'étiage et de décrire sa valorisation.

L'évaluation économique du service de soutien d'étiage a été précédée d'une quantification du service. Une année sur cinq en moyenne est une année sèche. Les tourbières stockent et libèrent progressivement l'eau, surtout si la sécheresse est causée par des précipitations peu abondantes mais plutôt régulières (espacées de 2-3 semaines). Dans ce cas, chaque pluie est retenue par la tourbe puis relâchée. En revanche, s'il ne pleut pas pendant un mois entier, la fonction de stockage n'est pas très efficace. Ces cycles de restitution-stockage produisent un flux d'eau, qui représente une colonne d'eau d'à peu près 10 mm par jour, à partir des mesures effectuées sur le site. Un tiers de ces 10 mm/jour est rempli et vidé en période d'étiage : cela représente 1m^3 d'eau stockée puis relâchée avec retard (en période d'étiage), pour 1m^2 de tourbière. Par mesure de prudence, la fourchette 500L – 1m^3/m² a été retenue[79], soit 5000-10 000m^3/ha pour une année sur cinq, lorsque le soutien d'étiage se manifeste. Lors des sécheresses, l'aval de l'Agout est en déficit d'eau et les usagers doivent alors en acheter aux barrages d'EDF (Electricité de France). Le coût évité du recours aux « déstockages » par EDF représente la valeur économique du service de soutien d'étiage. Le prix du déstockage par les barrages est fonction de la perte d'un potentiel de production hydroélectrique pour EDF, il se situe entre 4 et 15 centimes d'euro par m^3. Ainsi, chaque hectare de tourbière permet d'éviter un coût de 200 (5 000*0,4) à 1 500 (10 000*0,15) euros en année sèche. Rapporté à une moyenne annuelle, le coût évité est de 40 à 300 €/ha/an (un cinquième des valeurs précédentes). Puisqu'une exploitation moyenne comporte environ 15 ha de tourbières, le service de soutien d'étiage représente de 600 à 4500 euros par an. Pour l'ensemble du bassin versant de l'Agout, la valeur s'élève de 100 000 à 750 000 €/an en moyenne.

L'étude conclut qu'une utilisation alternative des terres, autre que l'élevage pratiqué à présent, conduirait à une perte de 200 à 400 euros par hectare pour les seuls services hydrologiques, et une perte de 1000 à 1400 euros par hectare et par an pour le rôle des tourbières dans la régulation du climat. Elle encourage donc à continuer cette pratique (Agence de l'eau Adour-Garonne, 2009b).

Enseignements et limites

Cette étude a le mérite de comprendre une composante « évaluation du service de soutien d'étiage ». En revanche, l'utilisation de la technique des coûts évités est quelque peu confuse, car ce n'est pas le coût des dommages évités qui est utilisé mais le coût de la solution technique de rechange. Or, cela s'apparente plutôt à la technique des coûts de remplacement, puisqu'elle revient à utiliser une infrastructure artificielle pour délivrer le même service. Il est dommage que l'évaluation biophysique ne soit pas plus détaillée, par exemple pour la mesure du cycle de restitution-stockage, mais il est compréhensible que l'objectif étant de rendre compte de la valeur totale des tourbières, décrire la quantification de chaque service de manière détaillée aurait été fastidieux.

Les forêts du Ruteng Park en Indonésie

A défaut d'études mesurant économiquement le service écologique de soutien d'étiage rendu par les zones humides, une étude portant sur la forêt sera utilisée, d'autant plus que cet écosystème comporte souvent des zones humides, même si elles ne sont pas forcément toujours mises en évidence. Il est attendu que l'évaluation du service de soutien d'étiage informe sur l'utilisation d'une technique même si l'écosystème analysé est différent.

Contexte

La protection d'un bassin versant bénéficie généralement aux services écologiques, tels que la stabilisation des régimes hydrologiques (atténuation des inondations et des sécheresses), le contrôle de l'érosion des sols et de la sédimentation. Dans nombre de contextes tropicaux, ces services sont des inputs à la production agricole. Pourtant, rares sont les études de quantification des bénéfices économiques tirés de ces services, si ce n'est parfois pour le service de contrôle de l'érosion (Dixon, 1997 et Georgiou *et al.*, 1997 in Pattanayak et Kramer, 2001). Pattanayak et Kramer (2001) ont voulu répondre à ce manque, et valoriser le service de soutien d'étiage fourni par les forêts d'un bassin versant du Ruteng Park, dans la région agraire de Manggarai sur l'île de Flores, en Indonésie (Figure 18). Pour se faire, ils ont combiné la modélisation hydrologique avec les méthodes microéconomiques d'évaluation.

[79] Cela concorde avec les estimations utilisées par l'Agence de l'eau Loire-Bretagne (2011b), citées en partie I, de 500L/m²/an en période sèche.

Figure 18. Carte de l'Indonésie et localisation de l'île de Flores

Source : Pattanayak et Kramer (2001)

Méthode

Les exploitations agricoles du site sont en général de petite taille et non irriguées. Etablissant le constat qu'il existait une certitude quant au service de soutien d'étiage offert par le Ruten Park aux paysans en aval du parc, basée sur des données biophysiques, mais qu'il n'y avait pas de preuve économique, les auteurs ont entrepris d'y remédier en suivant trois étapes. Premièrement, le service de soutien d'étiage a été mesuré en tant que changement du débit de base, où le débit de base représente le débit résiduel après que le système hydrologique ait évacué les précipitations, sous la forme soit d'eaux de ruissellement, soit d'évapotranspiration[80]. Les données relatives au système hydrologique sont des données de deuxième main, recueillies auprès des services régionaux de la conservation de l'eau et des sols pour les informations sur l'évapotranspiration, des services régionaux météorologiques pour les relevés de précipitations[81] et auprès des ministères des travaux publics et de l'agriculture pour les données concernant la topographie, la végétation et les sols.

Dans un second temps, le débit de base a dû être lié à la production agricole, première activité de la région[82], en tant qu'input. Cette seconde étape est cruciale : lier le service de soutien d'étiage à la production agricole, aux profits issus de celle-ci et à l'utilité marginale perçue par les paysans. L'hypothèse de base est que la production agricole est impossible sans que le sol soit humide. Modéliser la fonction de production en fonction du débit de base, tout en tenant compte des autres variables ayant un impact sur la production, a permis d'obtenir une équation qui établit le lien suivant : la production de café et de riz est accrue lorsque le débit de base augmente. Puisqu'une augmentation du débit de base est considérée comme une atténuation de la sécheresse, et donc comme le service de soutien d'étiage, il est possible d'affirmer que le service de soutien d'étiage a un effet positif sur la production agricole.

Enfin, l'effet sur la production agricole modifie le bien-être économique des populations : ce changement est une mesure de la valeur du service de soutien d'étiage. En améliorant la production agricole, le service de soutien d'étiage accroît l'utilité pour les paysans. La mesure monétaire de l'accroissement de cette utilité est la valeur du service de soutien d'étiage : la moyenne annuelle du profit marginal reçu par millimètre de débit de base a été estimée à 0,36$[83]. Bien que l'augmentation physique du débit de base soit faible, les valeurs économiques représentent de 1 à 10 % des profits agricoles annuels, ce qui n'est pas négligeable.

Résultats

Pour informer les décideurs, il a été nécessaire d'établir des liens entre la protection du bassin versant et le service de soutien d'étiage. Un plus grand couvert forestier n'accroît pas le débit de base de manière systématique, cela est surtout vrai pour la partie Sud du bassin versant, qui est exposée aux vents de la mer[84]. Pour ces zones, les bénéfices économiques en résultant peuvent être conséquents, jusqu'à 10 % des profits agricoles annuels. In fine, les conclusions de l'étude soutiennent le fait que la protection du bassin versant apporte des services écologiques peu reconnus aux communautés locales et légitiment l'action du gouvernement indonésien, qui justifiait ainsi leurs démarches de

[80] Les effets de l'évapotranspiration sur le débit de base sont principalement fonction du couvert forestier, de l'écophysiologie des espèces dominantes et de la structure du sol (Pattanayak and Kramer, 2001).

[81] La région de Manggarai reçoit 2,5m de précipitations en moyenne annuelle, mais seulement 40 % constituent le débit de base, ce qui préfigure une haute probabilité de sécheresses, notamment lors des saisons sèches (Pattanayak and Kramer, 2001).

[82] 87 % de la population locale travaille dans le secteur agricole. Les deux cultures principales sont le café et le riz (Pattanayak and Kramer, 2001).

[83] Les marchés concernés par l'analyse doivent être complets (Pattanayak and Kramer, 2001).

[84] Le service de soutien d'étiage ne dépend en effet pas seulement du couvert forestier, mais aussi des conditions physiographiques et climatiques (Pattanayak and Kramer, 2001).

protection[85]. En revanche, l'évaluation montre également que certaines zones rapportent plus que d'autres, le service de soutien d'étiage ne répondant pas de manière homogène aux actions de protection. Les auteurs soulignent qu'il est alors possible d'identifier les zones prioritaires pour l'action publique. Si l'exercice ne permet pas d'obtenir une valeur précise du service écologique de soutien d'étiage, il émet un signal aux décideurs quant aux bénéfices de la gestion du parc (Pattanayak and Kramer, 2001).

Enseignements et limites

L'article de Pattanayak et Kramer (2001) est un article très complexe, exposant nombre d'équations, qui n'est que difficilement accessible à un public non détenteur de connaissances économiques et économétriques pointues. De fait, les calculs n'ont pas été détaillés ici. Cela montre également que l'objectif principal des auteurs était autant de valoriser le service de soutien d'étiage à des fins de meilleure gestion du bassin versant, que de démontrer la justesse de leur modèle combinant la modélisation hydrologique et les technique microéconomiques[86]. Cette étude se réclame innovatrice en s'intéressant aux effets sur la production, et non directement aux effets sur le bien-être des populations : cela l'était sûrement au début des années 2000, mais depuis la technique d'évaluation « fonction de production » a été bien documentée et elle cherche, in fine, à rendre compte des effets sur les revenus, donc sur les populations concernées. La valeur globale du service de soutien d'étiage n'est pas révélée, les informations disponibles permettent uniquement de l'évaluer à 0,36$ par mm de débit de base, ce qui limite la portée de l'analyse et montre à quel point la traduction des résultats en un langage parlant est importante. Ici, ce sera en matière de bénéfices agricoles, qui dépendent à 1-10 % de ce service écologique. Cette étude représente néanmoins une grande avancée dans le processus de reconnaissance et de valorisation du service de soutien d'étiage. Elle permet également de relativiser spatialement un service écologique et de montrer que la préservation de l'écosystème sera plus efficace du point de vue des bénéfices économiques à certains endroits qu'à d'autres.

Conclusions sur l'évaluation économique du service de soutien d'étiage

Ces deux exemples d'évaluation économique du service de soutien d'étiage le mesurent en matière de débit et non de volume, ce qui est un point important pour l'évaluation biophysique. Il apparaît que l'utilisation de la technique des coûts évités (ou de remplacement) soit plus aisée à appliquer que celle de la fonction de production, avide en données et modélisations, et pour laquelle il est difficile de déterminer la relation « dose-effet » entre le service écologique et la production, comme cela avait été théoriquement expliqué en deuxième partie.

III.3 SYNTHESE SUR LA VALEUR ECONOMIQUE DES SERVICES RENDUS PAR LES ZONES HUMIDES EN LIEN AVEC LE CHANGEMENT CLIMATIQUE

Le tableau 3 synthétise les valeurs obtenues pour chaque service, à partir des études de cas analysées. Pour en simplifier la lecture, les valeurs exprimées en dollars et en euros d'années différentes ont toutes été converties ou actualisées en euros de 2013[87]. Toutefois, l'année de référence n'étant souvent pas exposée clairement par les études analysées, ces valeurs converties ne doivent pas être réutilisées. Les valeurs peuvent être exprimées en référence à des volumes ou des surfaces. L'échelle temporelle n'est pas toujours précisée.

Les valeurs obtenues pour un même service ne sont pas équivalentes et n'appartiennent parfois même pas à un même ordre de grandeur. Bien qu'il soit possible que certains services apportent beaucoup plus à un endroit donné qu'un autre, il convient de prendre garde à ne pas tirer de conclusions trop hâtives car la spécificité de chaque étude empêche les comparaisons. Les points de comparaison ou scénarii de référence ne sont pas les mêmes, les types de zones humides concernés non plus. En outre, les perceptions d'un service peuvent être multiples, d'où différentes approches de leur mesure, par exemple pour le service de régulation du climat à travers le stockage du carbone. Y compris lorsqu'un même service est mesuré à l'aide de la même technique à deux endroits différents, la comparaison est limitée par la mise en application de la technique, comme pour le service de maîtrise des crues, qui peut être remplacé artificiellement par diverses infrastructures. Enfin, les horizons temporels diffèrent également d'une étude de cas à l'autre, ce qui nécessite des taux d'actualisation distincts. Il semble alors périlleux, voire dangereux, de considérer certaines valeurs comme des valeurs de référence.

[85] Cela confirme une nouvelle fois le rôle de l'évaluation économique dans la justification *a posteriori*.

[86] La première phrase de leur conclusion est d'ailleurs : "This study shows that hydrological modeling can be combined with applied microeconomic theory and econometric techniques to value a complex ecosystem service. " (Pattanayak and Kramer, 2001).

[87] Les dollars d'une année X ont été convertis en dollars de 2013 grâce au convertisseur areppim "Current to real dollars Converter (using GDP deflator)" (http://stats.areppim.com/calc/calc_usdlrxdeflator.php). Ensuite, les dollars de 2013 ont été convertis en euros de 2013 à l'aide d'un convertisseur de devises. Les euros d'une année X ont été actualisés en euros de 2013 grâce à un calculateur d'inflation (http://france-inflation.com/calculateur_inflation.php)

Tableau 3. Synthèse des valeurs obtenues pour chaque service

Service écologique	Type de ZH	Qu'est-ce qui est évalué ?	Technique(s) utilisée(s)	Valeur tirée de l'article	Valeur convertie en €2013
Service de régulation du climat à travers le stockage du carbone					
Selangord Nord, Malaisie	Forêt de tourbières	Stock de carbone	Coûts évités	gestion non durable: 7 080 – 8 011 M $/ha; gestion durable: 8 049 – 8 677 M $/ha ($1990 ?)	gestion non durable : 8 319-9 414 M€/ha ; gestion durable : 9 459-10 197 M€/ha
Vallée alluviale du Mississippi, Etats-Unis	Plaine inondable	Flux de GES	Transfert des avantages + coûts évités	171 - 222 $/ha/an ($2008)	136-176 €/ha/an
Service de prévention des risques naturels					
Service de protection contre les événements climatiques extrêmes					
Kuala Selangor, Malaisie	Mangroves	Présence de mangroves	Coûts de remplacement	13 842 $/ha/an ($1998 ?)	13 789 €/ha/an
Sud-est de la Louisiane, Etat-Unis	Marais	Continuité des zones humides et couvert végétal	Coûts évités	6 km de marais continus : 592 000-792 100 $; 6 km de marais végétalisés : 141 000-258 000 $ ($2010 ?)	6 km de marais continus : 459 988-615 467 € ; 6 km de marais végétalisés : 147 925-200 467 €
Vietnam	Mangroves	Présence de mangroves	Coûts évités	218-359 $/ha ($2010 ?)	170-279 €/ha
Service de régulation des flux d'eau					
Service de maîtrise des crues					
Languedoc-Roussillon, France	Lagunes	Capacité d'évacuation des eaux de crue suite à l'élévation du niveau de la mer	Coûts de remplacement	149 600 000 – 972 400 000 € pour un volume de 96 208 560m^3 (€2011 ?)	158 322 785 – 1 029 098 100 € pour un volume de 96 208 560 m^3
Languedoc-Roussillon, France	Zones humides péri-lagunaires	Capacité d'évacuation des eaux de crue suite à l'élévation du niveau de la mer, en tenant compte des perspectives d'adaptation	Transfert des avantages	550 - 558 €/ha (€ 2010)	591 – 600 €/ha
Côte ouest du Sri Lanka	Marais	Capacité de stockage en eau lors d'inondation	Coûts de remplacement + transfert des avantages	1 758 $/ha/an ($2001 ?)	1 650 €/ha/an
Delta du Rhin et de la Meuse, Pays-Bas	Plaine inondable	Restauration des plaines inondables et création de nouveaux cours d'eau	Coûts évités	3,3 milliards € (2000) sur 100 ans	4,2 milliards € sur 100 ans
Service de soutien d'étiage					
Bassin versant de l'Agout, France	Tourbières	Présence de tourbières pour le relargage d'eau en période sèche (débit et non volume)	Coûts évités	40-300 €/ha/an (2008 ?)	44 – 332 €/ha/an
Bassin versant de Ruten Park, Indonésie	Forêt	Effet du débit de base sur la production agricole	Fonction de production	0,36 $/mm de débit de base ($1996 ?)	0,37 €/mm de débit de base

III.4 CONCLUSIONS DE LA PARTIE III

Un des objectifs de cette partie était de mieux comprendre les techniques d'évaluation décrites précédemment. S'il est indéniable que les voir appliquées dans des contextes différents aide à mieux évaluer les besoins en matière de données, la méthodologie n'est pas toujours clairement expliquée. Le manque de clarté sur certaines définitions théoriques est reflété par les diverses interprétations d'une technique lorsqu'elle est mise en œuvre, par exemple pour la technique des coûts évités, qui est parfois difficilement distinguable de la technique des coûts de remplacement. L'emploi de la méthode du transfert des avantages est de temps à autre masqué par la technique employée lors de la première évaluation, alors que l'étude en elle-même n'en reprend que les résultats. Force est de constater qu'il reste un certain flou quant au passage de la méthodologie à la pratique. Néanmoins, la principale raison de ce flou semble être que les rapports se focalisent plus sur les résultats que sur le cheminement parcouru pour les obtenir, à l'exception de l'une d'entre elles (Pattanayak and Kramer, 2001 sur le soutien d'étiage), qui au contraire, visait à présenter un nouveau modèle d'évaluation.

La tendance est assez nette sur les techniques les plus utilisées pour évaluer les quatre services écologiques retenus: les techniques des coûts évités et des coûts de remplacement sont privilégiées. Celle du transfert des avantages est également régulièrement employée, mais plutôt par défaut, pour pallier les contraintes logistiques. Cela ne signifie pas forcément que les techniques des coûts évités et des coûts de remplacement soient les meilleures, mais elles semblent en tout cas être appropriées et relativement faciles à mettre en œuvre. Cette observation est confirmée par Kumar *et al.* (2010), qui ont revu 20 études de cas d'évaluation économique des services de régulation (rendus principalement des forêts et des zones humides)[88]. Sur ces 20 études, les techniques les plus employées sont la technique des coûts évités (6), la technique des coûts de remplacement (5) et la technique de la fonction de production (5).

Reporter des études de cas visait également à esquisser les besoins en données en fonction des services écologiques et des techniques : cet objectif est plus ou moins atteint, selon le niveau de détails présent dans chaque exemple. Ainsi, pour le service de maîtrise des crues il sera par exemple nécessaire de connaître la topographie du site, la surface de zones humides, la fréquence des inondations et leur durée ainsi que les pertes économiques liées aux inondations et le nombre de personnes affectées.

L'objectif de constitution de valeurs de références ou d'ordres de grandeur ne peut être rempli puisque les valeurs entrées dans le tableau 3 ne sont pas comparables. Elles ont effectivement été calculées dans des contextes très distincts, à l'aide de techniques différentes ou interprétées différemment, et n'ont pas été mises en comparaison avec des éléments ou scénarii similaires. Chaque valeur est propre à une étude de cas, un contexte (avec des forces sociales et culturelles spécifiques) une méthodologie, une technique d'évaluation et des objectifs.

Il est frappant de constater que les sites bénéficiant d'une évaluation économique des services rendus par les écosystèmes sont pour la plupart des sites protégés. Cela pose la question du degré d'impact et d'utilité des études réalisées : ces sites ont-ils réellement besoin d'être valorisés ? Les espaces non protégés présentent généralement plus de conflits d'usage et une dégradation accrue des écosystèmes : ne faudrait-il pas orienter les évaluations économiques vers ces sites ? La réponse n'est pas si évidente qu'elle pourrait le paraître, car la réalité effective de la mise en protection n'est pas toujours assurée. Elle dépend d'un pays et d'un statut de protection à l'autre. D'un point de vue pratique, le grand avantage des sites protégés est que, lorsqu'ils sont gérés de manière rigoureuse et font l'objet de mesures plus ou moins régulières, des ensembles de données sont disponibles. Or il est évident qu'une évaluation économique robuste se doit de reposer sur un certain nombre de données préexistantes du fait de contraintes budgétaires et financières. Pour recueillir les données nécessaires, d'après ces études de cas, il a souvent fallu contacter des ministères ou leurs services déconcentrés (eau, forêt, agriculture…), des organismes statistiques et des centres de gestion des zones humides. Par ailleurs, sur dix études de cas analysées ici, deux concernent la Louisiane aux Etats-Unis, deux autres la région du Selangor en Malaisie. Cela peut refléter des régions particulièrement bien étudiées donc riches en données, et vice versa, ou la présence d'un réseau d'acteurs motivés et compétents dans l'évaluation économique des services rendus par les zones humides.

Le rôle de ces évaluations économiques n'est pas toujours clairement présenté. S'il en ressort une volonté certaine d'informer le processus décisionnel, quelques études affirment qu'elles ne l'ont pas servi directement mais plutôt *a posteriori*, en justifiant des choix de préservation ou de gestion pris en amont, confirmant les observations de Laurans *et al.* (2013). Pour d'autres, il est impossible de savoir leur devenir et leur impact réel.

L'analyse d'exemples d'évaluation économique des services écologiques identifiés en première partie permet dans certains cas de conforter des assertions formulées dans la section descriptive des services écologiques. Par exemple, il avait été expliqué que le service de soutien d'étiage était surtout fourni par des zones humides situées en tête de bassin versant. Les deux études présentées ont effectivement travaillé sur des écosystèmes (tourbières ou forêts) placés en tête de bassin versant. Le choix des sites pour l'évaluation économique s'est ainsi effectué en concordance avec le fonctionnement des écosystèmes. Si cela peut paraître évident, il convient toutefois de ne pas négliger l'importance d'une évaluation biophysique en préalable à l'analyse économique. Celle-ci pourrait s'avérer encore plus compliquée si elle était appliquée à partir de simples suppositions sur le fonctionnement d'une zone humide et non sur des mesures concrètes.

[88] Les services identifiés dans ce rapport sont tous des services de régulation, mais ne sont pas les seuls ; les services de pollinisation, de recharge des eaux souterraines et de contrôle de l'érosion ont aussi été compris dans l'étude de Kumar et al. (2010).

Partie IV : Mise en contexte méditerranéen

Cette étude constitue la phase de cadrage et de faisabilité d'un projet du Plan Bleu, en partenariat avec la Tour du Valat, visant à faciliter la prise en compte des zones humides dans les stratégies nationales d'adaptation au changement climatique en Méditerranée. Le travail ayant jusque-là été conduit à l'échelle globale, cette quatrième partie se focalise sur le contexte méditerranéen en présentant les particularités des zones humides de la région, les évaluations économiques qui y ont déjà été réalisées et discute des potentiels sites pilotes pour les prochaines étapes du projet.

IV.1 LES ZONES HUMIDES DU BASSIN MEDITERRANEEN : CARACTERISTIQUES ET ENJEUX

Le bassin méditerranéen possède environ 18,5 millions d'hectares de zones humides (±3,5 millions), soit 1,5 % des zones humides du monde (Perennou et al., 2012). La Figure 19 présente la surface de zones humides pour chaque pays du bassin méditerranéen. Les types de zones humides présents sont principalement les marais temporaires, les deltas et les lagunes. La plupart se situent à basse altitude et le long des côtes. Parmi les deltas les plus connus se trouvent la Camargue (France), le Pô (Italie), l'Ebre (Espagne), le Nestos (Grèce), le Menderes (Turquie), le Medjerda (Tunisie) et le Nil (Egypte). La mer Méditerranée n'étant pas ou peu sujette aux marées[89], les zones humides et les niveaux d'eau sont surtout influencés par les vents et les tempêtes (Skinner et Zalewski, 1995).

La région méditerranéenne semble suivre la tendance globale et avoir perdu la moitié de ses zones humides depuis 1900 (OZHM, 2012). Les marais saumâtres et salés ont souvent été convertis en terres arables, en zones urbanisées (ex. lotissements, zones d'activités…) ou en sites industriels. Le cas de Doñana en Espagne est particulièrement sévère : plus de la moitié de ses marais ont été détruits depuis 1929, ainsi que 90 % des lacs superficiels temporaires. En parallèle, de nombreuses populations, notamment au Sud de la Méditerranée, dépendent directement de l'intégrité de ces écosystèmes pour leur vie quotidienne (ex. à travers la pêche) (European Environment Agency, 2010).

Aux moteurs de changement et de dégradation tels que la croissance démographique, le développement économique, la conversion des terres (ex. en terres arables ou en zone urbanisée, avec le cas particulier du développement touristique), les prélèvements en eau (ex. pour l'agriculture, l'industrie ou le tourisme) et les mauvais usages (ex. surfréquentation, surexploitation des ressources, zones de décharge de déchets…), s'ajoute le changement climatique. La région méditerranéenne est l'une des plus vulnérables au changement climatique, en matière de pénuries d'eau, de pertes de potentiels agricoles et de changements de biomes (Navarra and Tubiana, 2013b). Les températures devraient augmenter de 1,5 à 3°C d'ici 2050 et les précipitations annuelles diminuer en moyenne de 30 % (GIEC, 2007 et Giorgi et Lionello, 2008 in Milano et al., 2012). Les mares temporaires des petits bassins versants sont particulièrement sensibles à la variabilité des précipitations et à l'allongement des périodes de sécheresse. Les écosystèmes littoraux devront faire face à une salinisation croissante du fait de la montée du niveau de la mer et de la diminution des apports en eau douce (Société nationale de protection de la nature, 2008). Les crises de l'eau, provoquées par une dégradation croissante des ressources en eau (surexploitation, pollution, salinisation, baisse de la pluviométrie) et une augmentation constante de la demande (Dubreuil, 2012), pourraient toucher 60 millions de personnes en 2025, surtout dans le Sud et l'Est de la région[90] (Lionello et al., 2006 in Navarra and Tubiana, 2013a). Pour ces pays, les dégâts associés aux impacts du changement climatique peuvent représenter 2 à 4 % du PIB (Navarra and Tubiana, 2013b). Il est en effet important de ne pas considérer le bassin méditerranéen comme une entité homogène, puisque les disparités sont saillantes sur les plans géographique, politique, économique, environnemental, social et culturel. Par conséquent, les pays méditerranéens ont des capacités d'adaptation[91] différentes. La France, l'Italie et l'Espagne ont les plus élevées tandis que la Syrie est le pays le plus vulnérable (ibid.)[92].

Même si tous les types de zones humides mentionnés dans la partie 1 ne sont pas présents dans le bassin méditerranéen, elles offrent bien les quatre services écologiques identifiés[93] comme jouant un rôle dans l'adaptation au changement climatique et son atténuation (European Environment Agency, 2010), mais dans des mesures différentes. Par exemple, le

[89] Seuls deux endroits sont sujets à de petites marées : le Golfe de Gabès en Tunisie (1,5m) et le Nord de l'Adriatique (20-30cm) (Skinner et Zalewski, 1995).

[90] Chypre connaît une situation particulièrement difficile : les précipitations ont chuté de 1 mm/an au cours du 20ème siècle, les températures ont augmenté de 0,5 % et la disponibilité en eau a été réduite de 40 % avec comme point de référence 1970 (Bergkamp et al., 2003).

[91] La capacité d'adaptation est définie comme la capacité à anticiper et à faire face aux chocs externes. Pour le changement climatique, la capacité d'adaptation dépend de facteurs environnementaux, sociaux et économiques (Navarra et Tubiana, 2013b).

[92] Un indice de capacité d'adaptation a été conçu par Ana Iglesias, Luis Garrote, Augustin Diz, Jeremy Schlickenrieder et Marta Moneo à l'aide de 4 variables : les ressources naturelles, la capacité économique, la capacité sociale et l'innovation agricole (Navarra et Tubiana, 2013b).

[93] Pour rappel, les quatre services identifiés sont : le service de régulation du climat à travers le stockage du carbone (stratégie d'atténuation), le service de protection contre les événements climatiques extrêmes, le service de maîtrise des crues et le service de soutien d'étiage.

service de soutien d'étiage s'exprime plus faiblement en Méditerranée que dans d'autres régions, du fait d'une grosse perte d'eau liée à l'évaporation (Olivier Boutron, comm. pers.). Les mangroves étant absentes du bassin méditerranéen, le service de protection contre les événements extrêmes est assuré notamment par les lagunes. Les tourbières ne sont pas non plus très abondantes en Méditerranée : la régulation du climat à travers le stockage du carbone se fait plutôt par les marais94 et autres zones humides végétalisées, comme les ripisylves.

Figure 19. Répartition des zones humides du bassin méditerranéen

Source : OZHM (2012)

[94] Les marais méditerranéens sont en été souvent asséchés et peuvent relâcher des GES. Le rôle du stockage du carbone en Méditerranée n'est donc pas complètement avéré (Coralie Beltrame, comm. pers.).

IV.2 CAS D'EVALUATIONS ECONOMIQUES DES SERVICES RENDUS PAR LES ZONES HUMIDES DU BASSIN MEDITERRANEEN

Plusieurs études d'évaluation économique des services écologiques rendus par les zones humides ont été menées dans le bassin méditerranéen, cependant aucune d'entre elles ne porte sur les quatre services écologiques liés à l'adaptation au changement climatique. L'Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes a montré que les services de régulation étaient les moins traités (figure 20).

Figure 20. Distribution des études d'évaluation économique des services rendus par les zones humides dans le bassin méditerranéen en fonction des services analysés

Source : Quentin Liautaud, 2010.

Ce projet est donc précurseur en la matière. Les études mentionnées dans ce rapport proviennent d'un travail réalisé par la Tour du Valat en 2010[95]. La revue bibliographique n'a pas été actualisée entre 2010 et 2013. Même si ces évaluations économiques ne concernent pas les services écologiques retenus, elles permettent d'informer sur la diversité des objectifs de l'évaluation économique et de prendre connaissance des enjeux en Méditerranée.

La plupart des zones humides de Chypre ont été drainées au profit des secteurs agricole, industriel et résidentiel. Une des conséquences est une baisse des ressources en eau disponibles et la dégradation de la qualité de l'eau. Or, en 2004, Chypre a rejoint l'UE et doit se conformer aux directives européennes, dont la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE). La zone humide d'Akrotiri, composée d'un lac salé temporaire et de marais, est classée site Ramsar depuis 2003 : Chypre a l'obligation de la gérer de manière durable. Birol *et al.* (2008) ont souhaité contribuer à ces efforts de conservation, en estimant la VET de la zone humide d'Akrotiri. Ils ont employé à cet effet la méthode des préférences déclarées, et plus précisément la technique de l'évaluation contingente. 188 personnes ont été interrogées en 2005 ; quatre scénarii de gestion leur étaient proposés[96]. Plus la quantité et la qualité des attributs[97] de la zone humide sont élevés, plus le consentement à payer est élevé. Les résultats montrent que les populations sont prêtes à payer une taxe

[95] Ce travail a été mené par Quentin Liautaud, alors stagiaire de la Tour du Valat.

[96] Il semble que la technique d'évaluation utilisée soit plutôt la technique de l'analyse conjointe que celle de l'évaluation contingente, car le consentement à payer est déterminé de manière indirecte, à l'aide de différents scénarii dans lesquels la composante monétaire n'est qu'une composante parmi d'autres.

[97] Les attributs quantitatifs sont la quantité en eau, la surface de la zone humide et la biodiversité alors que les attributs qualitatifs sont les activités éducationnelles et récréationnelles, et la construction d'un radar – une base militaire britannique est implantée (Birol et al., 2008).

pour une meilleure gestion d'Akrotiri. Cela devrait apporter un soutien aux décideurs quant à la manière de mieux gérer cette zone humide et au(x) moyen(s) d'assurer le financement d'une telle gestion (Birol *et al.*, 2008).

Dans le contexte de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) et de l'objectif de restauration des milieux aquatiques, la France a réalisé une analyse coûts-avantages de la restauration d'une section (25 km) d'un cours d'eau, à l'aval de la rivière le Gardon. Pour rendre compte des bénéfices de l'atteinte d'un bon état écologique, la satisfaction que les usagers récréatifs et les résidents de la région en retirent a été évaluée, à l'aide de la technique de l'évaluation contingente. Mille-quatre-vingt-quatre personnes ont été interrogées entre août et octobre 2005, de visu et par téléphone. Le bénéfice total de l'atteinte du bon état écologique s'élève ainsi à 2,68 M €/an : cela représente la valeur des usages récréatifs et du patrimoine du Gardon. La conclusion est que la restauration du Bas Gardon sera économiquement rentable dès l'année 2010 (Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale, 2007).

Une évaluation économique de la zone humide de Cheimaditida en Grèce a été conduite afin d'informer les décideurs sur l'importance d'une gestion durable des zones humides pour les populations. Les principales activités économiques sont l'agriculture, l'exploitation forestière et la pêche. La technique de l'analyse conjointe a été utilisée pour révéler la valeur économique de cette zone humide. Les résultats montrent que les personnes interrogées privilégient les scénarii qui aboutissent à de meilleurs niveaux de biodiversité, de surfaces en eaux libres, d'opportunités de recherche et d'activités éducatives ainsi que de formation des agriculteurs vers des pratiques plus vertes. De manière générale, cela indique qu'une valeur économique positive est associée aux attributs écologiques et sociaux de la zone humide[98] (Birol *et al.*, 2006).

Toujours en Grèce, la zone humide de Kalloni, sur l'île de Lesvos, a fait l'objet d'une évaluation économique. L'objectif de l'étude de Kontogianni *et al.* (2001) était d'analyser différents scénarii de développement de cette zone humide, constituée principalement de marais saumâtres et salés. Ils ont utilisé la méthode des préférences déclarées, en employant la technique de l'évaluation contingente. La plupart des personnes interrogées étaient prêtes à payer une facture d'eau plus élevée (une manière d'évaluer le consentement à payer) pour mettre en œuvre leur scénario préféré. En revanche, les auteurs soulignent l'importance d'approfondir les résultats et de les placer dans un contexte social, économique et de pressions sur l'environnement pour les interpréter : les motivations des employés municipaux et des employés du secteur de la construction sont différentes et il convient d'en rendre compte (Kontogianni *et al.*, 2001).

Le lac Ichkeul en Tunisie et ses marais adjacents Djebel Ichkeul ont été classés comme parc national en 1980, puis comme patrimoine de l'UNESCO, réserve de biosphère et site Ramsar. Malgré son importance écologique et culturelle, Ichkeul est menacé par les barrages des rivières en amont : le lac pourrait devenir salé, ce qui entrainerait la disparition de maintes espèces animales et végétales. Pour Thomas *et al.* (1991), cela s'explique en partie par le fait que, via la mise en protection par le statut de parc national, l'accent a été mis sur les valeurs de non-usage de la zone humide et que cette vision occidentale n'est pas appropriée pour les pays en voie de développement, comme la Tunisie, où il est plus efficace de mettre en évidence les valeurs d'usage (ex. élevage sur les marais, pêche, tourisme, épuration de l'eau…) pour promouvoir la conservation. Ils ont donc entrepris d'évaluer ces services, pour appuyer la mise en œuvre d'une gestion durable du parc, qui devrait comprendre des relâches d'eau des réservoirs situés à l'arrière des barrages (Thomas *et al.*, 1991).

Les marais Sultan du bassin de Develi, en Turquie, voient leur quantité d'eau diminuer à mesure que le système d'irrigation se développe (depuis 1988). Cette utilisation non-durable de l'eau par l'agriculture pourrait même entraîner la disparition des marais. L'étude de Dadaser-Celik *et al.* (2009) propose d'estimer les bénéfices économiques d'un détournement d'une certaine quantité d'eau des cultures agricoles vers les marais. Leur objectif est de promouvoir une meilleure allocation des ressources en eau. Analyser le système hydrologique a permis de déterminer la quantité d'eau nécessaire pour restaurer les niveaux d'eau des marais : 1,5 millions m^3/an pour avoir les niveaux d'eau minimaux, 7,5 millions m^3/an pour une restauration complète (i.e. retrouver les niveaux antérieurs à la dégradation). Les données disponibles étant restreintes, seuls les services écologiques d'usage direct ont pu être considérés lors de la valorisation des marais : l'élevage, la récolte de roseaux et l'écotourisme. L'interprétation des résultats (comparaison des variations des bénéfices provenant de l'agriculture et des services écologiques des marais) révèle que les bénéfices du détournement d'eau sont supérieurs aux coûts jusqu'à un détournement de 6 millions m^3/an. En conclusion, un détournement d'eau depuis les terres agricoles vers les marais est préférable à la disparition des marais, d'un point de vue économique (Dadaser-Celik *et al.*, 2009).

Brenner *et al.* (2010) ont estimé la valeur des services écologiques non marchands fournis par la zone côtière catalane en Espagne. Les zones humides ne sont pas le focus de cette étude mais elles en font partie, au même titre que les autres écosystèmes. Quatorze services écologiques non marchands ont été estimés (en dollars/ha/an) – dont la régulation du climat et la régulation des flux d'eau, pour chaque type d'occupation/d'utilisation des sols préalablement défini. L'évaluation économique a été réalisée à partir de la méthode du transfert des avantages. Tous écosystèmes confondus, les services écologiques de la zone côtière catalane offrent des services à hauteur de 3 195 millions de dollars par an (année 2004)[99]. Cette valeur représente 2,8 % du PIB de la zone d'étude. Chaque année, les services écologiques

[98] Néanmoins, les préférences sont très hétérogènes : les politiques pour la provision de biens publics devront être réfléchies en conséquence (Birol et al., 2006).
[99] Les écosystèmes qui possèdent les valeurs les plus élevées sont les plages et les dunes de sable, notamment grâce aux services esthétiques et récréatifs qu'elles fournissent. Quant aux services écologiques, c'est le service de régulation des perturbations qui détient la valeur la plus importante (Brenner et al., 2010).

contribuent donc notablement au bien-être des populations littorales. Ils devraient donc être inclus dans les futurs plans de gestion des côtes (Brenner *et al.*, 2010).

Par ailleurs, la revue des cas d'évaluation économique des services rendus par les zones humides en Méditerranée a permis d'observer une tendance à l'évaluation des services culturels (Alberini et al., 2007 ; Clayes-Mekdade et al., 1998 ; Martin et al., 2008 ; OZHM). D'autres évaluations ont été menées dans des cadres plus larges, comme celui du coût de la dégradation (EEA, 2010), du coût de la montée du niveau de la mer (Kontogianni et al., 2013).

IV.3 VERS L'IDENTIFICATION DE TERRITOIRES PILOTES EN MEDITERRANEE

La revue des projets d'évaluation économique des services rendus par les zones humides menés dans le bassin méditerranéen montre le caractère novateur du projet du Plan Bleu : aucun projet recensé n'a évalué les services écologiques dans le cadre de l'adaptation au changement climatique[100]. La mise en œuvre des études de cas prévues lors de la seconde phase du projet peut donc contribuer à améliorer significativement les connaissances sur ces services et leurs effets. Un travail d'identification de sites pilotes potentiels a alors été mené à partir notamment des études déjà conduites par la Tour du Valat et le Plan Bleu dans des zones humides en Méditerranée et de leur réseau de partenaires.

Le projet a été présenté à l'Algérie, la Croatie, l'Egypte, l'Espagne, la Tunisie et la Turquie. Les organismes contactés dans chaque pays sont listés en annexe. Pour la sélection des sites pilotes, les critères suivants ont été établis :

- Le pays de la zone humide concernée et en particulier les autorités locales doivent être intéressés par le projet,
- La zone humide doit offrir au moins un des quatre services identifiés (régulation du climat à travers le stockage du carbone, protection contre les événements climatiques extrêmes, maîtrise des crues et soutien d'étiage),
- Ce(s) service(s) doit/doivent avoir un impact avéré sur des populations (ex. une zone humide côtière près d'une ville est plus intéressante en matière de service rendu qu'une zone humide dont le service de protection des littoraux ne sert à personne directement),
- Les données nécessaires à l'évaluation biophysique du service doivent être disponibles, fiables, accessibles ou peuvent être collectées sans trop de difficultés et dans un délai raisonnable (ex. données hydrologiques, de composition des sols, etc.),
- Un expert de la zone humide doit être intéressé pour collaborer sur ce projet.

L'Algérie, l'Egypte, la Tunisie et la Turquie ont montré un grand intérêt pour le projet. Au vu de ces critères, l'Egypte a estimé que le lac Burullus, au Nord du pays et du delta du Nil, pouvait être un bon cas d'études pour le service de protection des côtes contre les événements climatiques extrêmes. La Tunisie a proposé la zone humide d'Ichkeul (lac et marais) pour le service de maîtrise des crues. L'Algérie et la Turquie n'ont pas à ce stade identifié de site pertinent répondant aux quatre critères annoncés.

D'autres pays, comme la Croatie et l'Espagne, doivent être recontactés. Avoir un territoire pilote dans un pays des Balkans serait d'une grande richesse et apporterait d'autres éléments de diversité (problématiques de changement climatique peut être abordées d'une différente manière, contextes écologique, institutionnel, culturel et géographique différents). La coopération en Méditerranée, pour laquelle œuvre le Plan Bleu, ne serait que renforcée par une diversification des régions d'études.

Il serait également bénéfique d'étudier différents services et différents types de zones humides. Néanmoins, les ambitions doivent être réalistes : le service de soutien d'étiage est très peu étudié et il semble très difficile, avec les moyens mis à disposition, de le valoriser. Aussi, il convient de privilégier les sites pour lesquels des données existent, quitte à ne pas avoir quatre différents types de zones humides et quatre services différents. Il serait regrettable de passer à côté d'un cas d'étude potentiellement fructueux sous prétexte d'étudier des types de zones humides distincts.

Enfin, il est nécessaire de rappeler que les quatre cas d'études ne pourront faire l'objet de comparaisons. Ce rapport a mis en évidence la diversité des approches et la singularité des résultats et des interprétations. Les valeurs des services écologiques dépendent grandement du contexte biophysique et de l'approche méthodologique adoptée (ex. technique d'évaluation, points de comparaison, etc.). Les résultats des quatre cas d'études pourront cependant être mis en regard d'une même perspective, celle de l'adaptation au changement climatique via les zones humides en Méditerranée.

IV.4 CONCLUSIONS DE LA PARTIE IV

Globalement peu d'études d'évaluation économique des services écologiques rendus par les zones humides ont été réalisées dans le bassin méditerranéen (OZHM, 2012). La base de données du TEEB, qui recense 1310 évaluations économiques de services écologiques, tous écosystèmes confondus, ne liste que 5 études en Méditerranée pour les zones humides (2 en France, 2 en Italie et une en Espagne) (Van der Ploeg et de Groot, 2010). Il semble que le plus grand nombre d'études économiques des services écologiques ait été conduit aux États-Unis et dans les pays tropicaux.

[100] L'étude de Kuhfuss et al. (2011) sur le Languedoc-Roussillon est celle qui se rapproche le plus d'une évaluation économique dans le but de promouvoir l'adaptation fondée sur les écosystèmes. Elle s'inscrivait néanmoins dans un cadre plus large : l'objectif était d'élaborer une méthodologie de quantification de l'aléa «élévation du niveau de la mer » et d'analyse de la vulnérabilité.

Des études méditerranéennes présentées, il est possible d'appréhender également la force du cadre juridique : les évaluations économiques ont souvent été entreprises pour mettre en œuvre la Directive Cadre sur l'Eau. De fait, la plupart des études recensées ont été menées dans des pays membres de l'Union Européenne.

L'Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes a montré que les services de régulation étaient les moins traités (figure 20). Cette conclusion est appuyée par les résultats de l'étude de Nieto-Romero et al. (2013), qui a analysé les services écologiques fournis par les écosystèmes agricoles du bassin méditerranéen. Les auteurs ont revu 165 publications et ont trouvé que les études portaient essentiellement sur les services d'approvisionnement, laissant dans l'ombre les services de régulation. Les agroécosystèmes les plus étudiés se situent au nord du bassin méditerranéen, surtout en Espagne et en Italie. Quelles que soient les évaluations (uniquement biophysiques ou monétaires), Nieto-Romero et al. (2013) ont mis en évidence l'absence de démarche participative des acteurs dans cet exercice. La conservation nécessitant un changement des comportements humains, les approches socio-culturelles et l'implication des acteurs dans l'évaluation des services écologiques sont particulièrement importantes (Nieto-Romero et al., 2013). De ce point de vue, la tendance à évaluer les services culturels en Méditerranée – à l'aide de la méthode des préférences déclarées – qui est en train de se dessiner, peut représenter une avancée.

En visant à faciliter l'intégration du rôle des zones humides dans l'adaptation au changement climatique dans les politiques, le projet du Plan Bleu se distingue des études déjà menées. Ces dernières reposent surtout sur des objectifs plus larges (ex. plaidoyer pour la gestion durable, coûts de la dégradation) ou des enjeux locaux (ex. conflits d'utilisation de la ressource en eau). Les services de régulation sont les moins étudiés dans la région méditerranéenne, peut-être du fait de leur difficulté d'évaluation, or les quatre services concernés par le projet du Plan Bleu en font partie.

Conclusion

Les zones humides ne couvrent qu'entre 1,5 et 3 % de la planète (Finlayson et Davidson, 1999 in OZHM, 2012) mais font partie des écosystèmes les plus riches, hébergeant une biodiversité exceptionnelle et contribuant directement ou indirectement au développement humain. Ecosystèmes de transition entre terres et milieux aquatiques, les zones humides ont un rôle crucial dans la régulation des régimes hydrologiques. Les zones humides rendent aussi de nombreux services écologiques, depuis l'approvisionnement en eau et en matières premières, aux opportunités de tourisme et d'éducation, en passant par l'épuration de l'eau. Ce rapport a mis en évidence les services pouvant contribuer à la lutte contre le changement climatique, à la fois en termes d'atténuation et d'adaptation. Quatre services rendus par les zones humides ont été identifiés comme tels : le service de régulation du climat à travers le stockage du carbone (pour l'atténuation), le service de protection contre les événements extrêmes, le service de maîtrise des crues et le service de soutien d'étiage ; ces trois derniers pouvant être regroupés sous le terme de « service de prévention des risques naturels » (pour l'adaptation au changement climatique). Les zones humides assurent à travers ces services écologiques un rôle « d'amortisseur du changement climatique », à condition d'être dans un bon état écologique. Des écosystèmes dégradés peuvent au contraire renforcer les tendances de changement – les tourbières relâchent le carbone stocké lorsqu'elles sont drainées par exemple. Les services écologiques ne s'expriment pas de manière automatique : les contextes hydrologique et géologique, l'état de l'écosystème et l'occupation des sols sont déterminants dans la délivrance d'un service. Seule une étude à l'échelle du site permet d'assurer qu'un service est fourni, de le qualifier et de le quantifier. Cette étude générale s'est efforcée de mettre l'accent sur l'importance des diversités de situation et de la spécificité propre à chaque zone humide. En restant globale, elle a néanmoins l'avantage de porter un message clair : les zones humides délivrent des services écologiques qui devraient être considérés dans les stratégies d'adaptation au changement climatique.

Face aux risques naturels – qui devraient être plus fréquents et plus sévères sous l'effet du changement climatique, les infrastructures artificielles de protection, moyens classiques d'adaptation, n'ont pas toujours eu les effets escomptés. Elles ont parfois même aggravé des situations : les digues peuvent altérer les dynamiques de l'érosion et du dépôt des sédiments et ainsi créer de nouvelles menaces (Nelleman et Corcoran, 2010). Certaines zones humides représentent une alternative efficace à moindre coûts. Les préserver fait partie des « investissements sans/à faible regret », c'est-à-dire des investissements qui délivrent des bénéfices quel que soit le scénario de changement climatique qui se matérialise (AMCOW, 2012). La conservation des zones humides est une action en faveur de la résilience. A ce jour, les zones humides ne sont généralement pas prises en compte dans les politiques de gestion adaptative. Les efforts pour mettre en lumière l'intérêt des infrastructures naturelles doivent être poursuivis, car le rôle des zones humides dans l'atténuation du changement climatique et l'adaptation n'est pas encore reconnu de manière systématique. Dans l'enquête menée par le CGDD en 2011 auprès d'experts d'organismes divers (collectivités locales, associations de protection de l'environnement…), c'est le service écologique qui est perçu comme le moins prépondérant, et dont l'importance n'a pas été évaluée. 152 sites français étaient concernés (CGDD, 2012), ce qui limite la portée de l'étude au seul territoire national français. Les perceptions pourraient être différentes dans d'autres contextes. Il est à noter que dans l'appellation « atténuation du changement climatique et adaptation », seul l'aspect atténuation est défini, appréhendé par le stockage du carbone. Le volet adaptation n'est pas expliqué, et le service de maîtrise des crues figure séparément, ce qui porte à confusion. Néanmoins, cela reflète le manque de connaissances à ce sujet.

Malgré leur importance écologique, économique et sociale, les zones humides sont menacées : par le processus de conversion des terres, par les prélèvements en eau et par les mauvaises pratiques telles qu'une surexploitation des ressources naturelles. Ces pressions anthropiques sont exacerbées par les effets du changement climatique. Au cours du 20ème siècle, plus de 50% des zones humides ont disparu (Barbier, 1993). Comme pour tout écosystème, les enjeux mêlent diverses problématiques et appellent à une réflexion holistique. Au niveau politique, les décideurs doivent pouvoir avoir accès à des informations utiles au processus décisionnel. L'évaluation économique des services écologiques représente un des outils pour produire de telles informations. Elle permet de mettre en valeur un écosystème et les services qui en découlent, de les rendre ainsi plus visibles et plus percutants. C'est pourquoi le Plan Bleu a choisi de mener une étude sur l'évaluation économique des services rendus par les zones humides en termes d'adaptation au changement climatique dans le bassin méditerranéen. Encourageant une adaptation fondée sur les écosystèmes, pour cette région particulièrement vulnérable, il souhaite faciliter une meilleure prise en compte du rôle « d'amortisseur climatique » joué par les zones humides dans les politiques. Ce rapport constitue la phase préalable d'un projet qui devrait être en mis en œuvre sur quatre territoires pilotes en Méditerranée.

RECOMMANDATIONS

L'ensemble des résultats de l'étude conduit à formuler des recommandations concernant i/l'approche écosystémique et l'étude des services écologiques et ii/l'évaluation économique des services écologiques.

Recommandations liées à l'approche écosystémique

- Encourager les recherches scientifiques sur les services écologiques et leur fonctionnement. À ce jour, ce sont des observations qui ont majoritairement contribué au développement de connaissances sur les services écologiques fournis par les zones humides. Elles sont nécessaires mais ne suffisent pas à détailler les processus à l'origine des fonctions écologiques.
- Développer l'approche de l'adaptation fondée sur les écosystèmes. Soutenue au niveau international, elle est encore peu appliquée au niveau des politiques nationales et des projets de développement ou de conservation locaux. Des recherches plus approfondies sont nécessaires afin de démontrer l'intérêt et la viabilité de ces solutions basées – entièrement ou partiellement – sur les infrastructures naturelles, tant pour la réduction des risques naturels que pour l'adaptation au changement climatique.
- Continuer de décrypter les liens entre services écologiques et bénéfices pour l'être humain. La valeur économique est une des valeurs d'un écosystème. Les valeurs culturelle et patrimoniale peuvent avoir une valeur plus importante aux yeux de certaines populations.
- Améliorer les connaissances sur les relations entre les systèmes écologique, économique et social, en favorisant l'intégration des aspects sociaux dans les études des écosystèmes et des services écologiques. L'interaction homme-nature est complexe et mêle notamment cultures, traditions, religions, politiques et arts. Analyser les écosystèmes et promouvoir leur conservation ne peut donc se faire sans une compréhension sociale et locale des situations.
- Distinguer le « stock » du « flux » de services écologiques. La compréhension des écosystèmes et de leur résilience passe par une analyse du stock, du flux et de la valeur des services écologiques. Notamment, les connaissances sur les flux de services écologiques mériteraient d'être développées dans le futur, par exemple en intégrant les impacts du changement climatique.

Recommandations pour l'exercice d'évaluation économique des services écologiques

- Ne pas oublier que l'évaluation économique n'est qu'un des outils permettant de mettre en lumière le rôle des écosystèmes, parmi un panel d'autres approches, qui peuvent, voire doivent, être conduites conjointement à l'évaluation économique (ex. analyses qualitatives des écosystèmes, analyses d'impact, exemples de gestion durable des ressources naturelles et des bénéfices qui en découlent, etc.).
- Définir clairement les objectifs de l'évaluation économique. Distinguer l'évaluation économique à l'échelle macroéconomique (valorisation des biens et services à l'échelle d'un pays [ex. TEEB], d'un ensemble biogéographique, de la planète) de l'évaluation économique à l'échelle microéconomique (mesurer les impacts de décisions et de comportements à une échelle plus localisée [ex. soutenabilité d'un projet de développement]).
- Attacher une importance particulière à l'évaluation biophysique, qui permet de quantifier le service écologique et détermine la robustesse de l'évaluation économique. Elle nécessite de faire appel à des compétences techniques poussées, notamment en hydrologie pour ce qui est des services rendus par les zones humides.
- Développer les connaissances sur le passage de l'évaluation biophysique à l'évaluation économique. Une fois le service écologique quantifié, il n'existe pas de méthode claire pour traduire ces données en valeur économique. Elaborer des indicateurs et des proxys de manière plus systématique, à la fois pour l'évaluation biophysique et l'évaluation économique peut faciliter ce travail.
- Sélectionner la méthode et la technique d'évaluation en fonction du service évalué, des données (quantité et qualité) et des moyens disponibles, tout en connaissant et en tenant rigueur des limites de la technique choisie.
- Se placer de préférence dans le cadre d'une approche pluridisciplinaire, rassemblant par exemple des économistes, des hydrologistes, des écologues, des ingénieurs, des chercheurs en sciences sociales.

Références

Acreman, M.C., Fisher, J., Stratford, C.J. et al. (2007). Hydrological science and wetland restoration: some case studies from Europe. *Hydrology and Earth System Science*. 11(1): 158-169.

Agence de l'eau Adour-Garonne (2009a). *Evaluation économique des zones humides – Volume 1 : Synthèse de la bibliographie*. Ecowhat, ACTeon. 62 p.

Agence de l'eau Adour-Garonne (2009b). *Evaluation économique des zones humides – Volume 2 : Etudes de cas sur le bassin Adour-Garonne*. Ecowhat, ACTeon. 41 p.

Agence de l'eau Loire-Bretagne (2011a). *Guide d'analyse économique – Zones humides : évaluation économique des services rendus – Analyse sur sept sites tests du bassin Loire-Bretagne*. Agence de l'eau Loire-Bretagne. 83 p.

Agence de l'eau Loire-Bretagne (2011b). *Amélioration des connaissances sur les fonctions et usages des zones humides : évaluation économique sur des sites test – Le cas des tourbières du Cezallier*. Acteon et Ecovia. 72 p.

Agence de l'eau Rhône Méditerranée et Corse (2006). *Délimitation de l'espace fonctionnel par fonction et par type de zones humides du bassin Rhône-Méditerranée – Rapport annexe : Les fonctions des zones humides : Synthèse bibliographique*. 130 p.

Alberini, A., Zanatta, V., Rosato, P. (2007). Combining actual and contingent behavior to estimate the value of sports fishing in the Lagoon of Venice. *Ecological Economics*. 61: 530-541.

Alongi, D. (2008). Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 76: 1-13.

African Ministers' Council On Water (AMCOW) (2012). *Water Security and Climate Resilient Development – Strategic Framework – Investing in Water for Growth and Development*. Global Water Partnership, Climate and Development Knowledge Network. 52 p.

Amigues, J.P., Chevassus-au-Louis, B. (2011). *Evaluer les services écologiques des milieux aquatiques : enjeux scientifiques, politiques et opérationnels*. Onema. 172 p.

Badola, R., Hussain, S.A. (2005). Valuing ecosystem functions: an empirical study on the storm protection function of Bhitarkanika mangrove ecosystem, India. *Environmental Conservation*. 32(1): 85-92.

Barbier, E.B., Georgiou, I.Y., Enchelmeyer, B. et al. (2013). The Value of Wetlands in Protecting Southeast Louisiana from Hurricane Storm Surges. *PLoS. ONE*. 8(3): e58715. 6 p.

Barbier, E.B. (2011). Wetlands as natural assets. *Hydrological Sciences Journal*. 56 (8): 1360-1373.

Barbier, E.B, Acreman, M., Knowler, D. (1997). *Evaluation économique des zones humides: guide à l'usage des décideurs et planificateurs*. Bureau de la Convention de Ramsar, Gland, Suisse. 155 p.

Barbier, E.B. (1993). Sustainable use of wetlands. Valuing tropical wetlands benefits: economic methodologies and applications. *The Geographical Journal*. Vol 159 n°1: 22-32.

Barnaud G., Fustec, E. (2007). *Conserver les zones humides : pourquoi ? Comment ?* Educagri editions. 296 p.

Baveye, P.C., Baveye, J., Gowdy, J. (2013). Monetary valuation of ecosystem services: It matters to get the timeline right. *Ecological Economics*. 95: 231-235.

Bergkamp, G., Orlando, B., Burton, I. (2003). *Change. Adaptation of Water Management to Climate Change*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, United Kingdom. 69 p.

Birol, E., Koundouri, P., Kountouris, Y. (2008). Integrating Wetland Management into Sustainable Water Resources Allocation: The Case of Akrotiri Wetland in Cyprus. *Journal of Environmental Planning and Management*, 51(1): 27-53.

Birol, E., Karousakis, K., Koundouri, P. (2006). Using a choice experiment to account for preference heterogeneity in wetland attributes: The case of Cheimaditida wetland in Greece. *Ecological Economics* 60: 145-156.

Bockstael, N.E., Freeman, A.M., Kopp, R.J. et al. (2000). On Measuring Economic Values for Nature. *Environmental Science and Technology*. Vol 34 n°8: 1384-1389.

Bonin, M., Antona, M. (2012). Généalogie scientifique et mise en politique des services écosystémiques et environnementaux. *Vertigo*. Vol 12 n°3.

Bowles, S. (2008). Policies Designed for Self-Interested Citizens may Undermine the Moral Sentiments: Evidence from Economic Experiments. *Science*, 320: 1605-1609.

Brenner, J., Jiménez, J.A., Sardá, R. et al. (2010). An assessment of the non-market value of the ecosystem services provided by the Catalan coastal zone, Spain. *Ocean and Coastal Management* 53: 27-38.

Brouwer, R., van Ek, R. (2004). Integrated ecological, economic and social impact assessment of alternative flood control polities in the Netherlands. *Ecological Economics*. 50: 1-21.

Campbell, A., Kapos, V., Chenery, A. et al. (2008). *The linkages between biodiversity and climate change mitigation*. UNEP World Conservation Monitoring Centre. 69 p.

Cesar, H., Burke, L., Pet-Soede, L. (2003). *The Economics of Worldwide Coral Reef Degradation*. Cesar Environmental Economics Consulting. The Netherlands. 24 p.

Chevassus-au-Louis, B., Salles, J.M., Pujol, J.L. (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).

Chmura, G.L., Anisfeld, S.C., Cahoon D.R., et al. (2003). Global carbon ssequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochemical Cycles*. 17(4). 12 p.

Claeys-Mekdade, C., Géniaux G., Luchini, S. (1998). Quelle valeur attribuer à la Camargue ? Une perspective interdisciplinaire Économie Sociologie. Chapitre 7. In : *La valeur économique des Hydrosystèmes. Méthodes et modèles d'évaluation des services délivrés*. Economica, Gip-hydrosystème : 137-170.

Commissariat Général au Développement Durable (2013). *Avancées et enseignements pour la valorisation des services rendus par les zones humides*. 4 p. (Le point sur n°157).

Commissariat Général au Développement Durable (2012). *Résultats de l'enquête nationale à dire d'experts sur les zones humides. Etat en 2010 et évolution entre 2000 et 2010*. 100 p. (Etudes et documents n°70).

Commissariat Général au Développement Durable (2011). *Evaluation économique des services rendus par les zones humides – Enseignements méthodologiques de monétarisation*. 220 p. (Etudes et Documents n°49).

Commissariat Général au Développement Durable (2010). *Evaluation économique des services rendus par les zones humides*. 54 p. (Etudes et documents n°23).

Convention on Biological Diversity, Second Ad Hoc Technical Expert Group on Biodiversity and Climate Change (2009). *Case studies and approaches linking biodiversity and climate change-related risks and vulnerabilities"*, Helsinki, 18-22 April 2009.

Convention on Biological Diversity (2010). *COP10 Decision X/2. Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020*.

Costanza, R., Pérez-Maqueo, O., Martinez, M.L. et al. (2008). The Value of Coastal Wetlands for Hurricane Protection. *Ambio*, Royal Swedish Academy of Science, 37(4): 241-248.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R. et al. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. 387: 253-260.

Cowardin, L. M., V. Carter, F. C. Golet, E. T. LaRoe (1979). *Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States*. U. S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. 131 p.

Crooks, S., D. Herrr, J. Tamelander, D. Laffoley et J. Vandever (2011). *Mitigating Climate Change through Restoration and Management of Coastal and Near-shore Marine Ecosystems: Challenges and Opportunities*. World Bank, Washington, DC. 69 p. (Environment Department Paper 121).

De Groot, R.S., M.A.M. Stuip, C.M. Finlayson, N. Davidson (2007). *Evaluation des zones humides: Orientations sur l'estimation des avantages issus des services écosystémiques des zones humides*. Secrétariat de la Convention de Ramsar, Gland, Suisse et Secrétariat sur la diversité biologique, Montréal, Canada. (Rapport technique Ramsar n°3/Série des publications techniques de la CBD n°27).

De Groot, R.S., M.A. Wilson, R.M.J. Boulans (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*. 41: 393-408.

Dadaser-Celik, F., J.S. Coggins, P.L. Brezonik, H.G. Stefan (2009). The projected costs and benefits of water diversion from an to the Sultan Marshes (Turquey). *Ecological Economics*. 68: 1496-1506.

Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale (2007). *Analyse coûts-avantages de la restauration d'une rivière: le cas du Gardon aval*. 4 p. (Collection Etudes et synthèses, Hors-série 07).

Dixon, J. (1997). Analysis and management of watersheds. In : P. Dasgupta and K. Goran-Mäler (eds.). *The Environment and Emerging Development Issues*. vol. I. Oxford: Clarendon Press.

Donato, D.C., J. Boone Kauffman, D. Murdiyarso, S. Kurnianto, M. Stidham, M. Kanninen (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*. 4: 293-297.

Dubreuil, C. (2012). *Eau et changement climatique : quelle stratégie d'adaptation en Méditerranée ?* Valbonne: Plan Bleu. 4 p. (Les Notes du Plan Bleu n°23).

Emerton, L. et E. Bos (2004). *Value. Counting Ecosystems as an Economic Part of Water Infrastructure*. Gland: IUCN. 88 p.

Emerton, L. and L.D.C.B. Kekulandala (2003). *Assessment of the Economic Value of Muthurajawela Wetland*. 28 p. (Occasional Papers of IUCN Sri Lanka n°4.)

Etablissement public du bassin de la Vienne (2012). *Préservation des zones humides : Vade-mecum à l'usage des maires*. 18 p.

European Commission, Directorate General Environment (2013). *News Alert Service, 24 September 2013*. Bristol: University of the West of England.

European Commission, Directorate General Environment (2010). *Economic and social analysis for the initial assessment for the Marine Strategy Framework Directive: A guidance document*. Working Group on Economic and Social Assessment. 127 p.

European Environment Agency (2010). *Ecosystem accounting and the cost of biodiversity losses. The case of coastal Mediterranean wetlands*. Copenhagen. 96 p. (EEA Technical Report n°3/2010).

Finlayson, C.M. et N.C. Davidson (1999). *Global review of wetland resources and priorities for wetland inventory (2nd edition)*. Summary Report of Wetlands International and Environmental Research Institute of the Supervising Scientist, Australia to the Bureau of the Ramsar Convention.

Folke, C., S. R. Carpenter, B. Walker et al. (2010). Resilience thinking: integrating resilience, adaptability and transformability. *Ecology and Society*. 15(4): 20. 9 p.

Fourqurean, J.W. *et al.* (2012). Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience*, Published online: 20 May 2012 DOI: 10.1038/NGEO 1477. 5 p.

Fournier, J.M. (2010). *Inventaire des zones humides et des cours d'eau sur la commune d'Essé (35) – Rapport final*. Mouaze : Dervenn Ingénierie. 30 p.

Georgiou, S., D. Whittington, D. Pearce et al. (1997). *Economic Values and the Environment in the Developing World*. Cheltenham: Edward Elgar.

Ghermandi, A., Van den Bergh, J.C.J.M., Brander, L.M. et al. (2008). The economic value of wetland conservation and creation: A meta-analysis. Milano: Fondazione Eni Enrico Mattei (Note di lavoro, n°79)

Ghiselin, J. (1977). Perils of the orderly mind: cost-benefit analysis and other logical pitfalls. *Journal of Environmental Management*, 1: 295-299.

GIEC (2013). *Climate Change 2013 : The Physical Science Basis. Summary for Policymakers*. 36 p.

GIEC (2007). *Bilan des changements climatiques*. Contribution des Groupes de travail I, II et III au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. GIEC, Genève, Suisse. 103 p.

GIEC (2002). *Les changements climatiques et la biodiversité*. 89 p. (Document technique V du GIEC).

GIEC (2001). *Troisième rapport d'évaluation du GIEC – Glossaire*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Gilman, E.L., J. Ellison, N.C. Duke, C. Field (2008). Threats to mangroves from climate change and adaptation options. *Aquatic Botany, vol. 89, issue 2:* 237-250. 14 p.

Giorgi, F. et P. Lionello (2008). Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and Planetary Change* 63 : 90–108.

Goeldner-Gianella, L. et F. Verger (2009). Du "polder" à la "dépoldérisation"? *L'espace géographique*. Vol 38: 376-377.

Gomez-Baggethun E., B. Martin-Lopez, P.L. Lomas, P. et al. (2011). Evolution of Ecosystem Services in a Mediterranean Cultural Landscape: Doñana Case Study, Spain (1956-2006). In Sofo, A. *Biodiversity*, InTechon. 21 p.

Gren, I.M., C. Folke, K. Turner et I. Batemen (1994). Primary and Secondary Values of Wetland Ecosystems. *Environmental and Resource Economics*. 4: 55-74.

Hardin, G. (1968). The tragedy of the Commons. *Science*, Vol. 162, N°3859: 1243-1248.

Hauck, J., Görg, C., Varjopuro, R. et al. (2013). Benefits and limitations of the ecosystem services concept in environmental policy and decision-making: Some stakeholder perspectives. *Environmental Science and Policy*. 25: 13-21.

Institut d'Ecologie Appliquée (IEA) (1997). *Avis d'expert sur les fonctions et la qualité des zones humides*. Agence de l'eau Loire Bretagne.

Interagences de l'eau (2003). *Les zones humides et la ressource en eau. Fonctions des zones humides*. Guide technique inter agences. (Etudes sur l'eau n° 89).

International Federation of Red Cross and Red Crescent Societies (2011). *Mangrove Plantation in Viet Nam: Measuring Impact and Benefits*. 9 p.

IPCC (2006). *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Vol. 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Chapter 7: Wetlands. Japan:* IGES. 24 p.

IUCN (2003). *Muthurajawela marsh, Sri Lanka: Safeguarding wetland protected areas in cities*. 6 p. (Case studies in wetland valuation #1)

Jenkins, W.A., B.C. Murray, R.A. Kramer et al. (2010). Valuing ecosystem services from wetlands restoration in the Mississippi Alluvial Valley. *Ecological Economics*. 69: 1051-1061.

Kallis, G., Gomez-Baggethun, E., Zografos, C. (2013). To value or not to value? That is not the question. *Ecological Economics*. 94: 97-105.

Kettunen, M., Vihervaara, P., Kinnunen, S.et al. (2012). *Socio-economic importance of ecosystem services in the Nordic Countries – Synthesis in the context of The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB)*. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. 293 p.

Keys, P., Barron, J., Lannerstad, M. (2012). *Releasing the Pressure: Water Resource Efficiencies and Gains for Ecosystem Services*. Nairobi: United Nations Environment Programme, Stockholm: Stockholm Environment Institute. 80 p.

Kontogianni, A., Tourkolias, C.H., Damigos, D. et al. (2013). Assessing sea level rise costs and adaptation benefits under uncertainty in Greece. *Environmental Science and Policy*. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2013.08.006. 18 p.

Kontogianni, A., Skourtos, M.S., Langford, I.H. et al. (2001). Integrating stakeholder analysis in non-market valuation of environmental assets. *Ecological Economics*. 37: 123-138.

Kuhfuss, L., Rey-Valette, H., Sourisseau, E. (2010). *Typologie des systèmes lagunaires en Languedoc Roussillon en fonction des types de services rendus*. LAMETA, Université Montpellier 1. 16 p.

Kuhfuss, L., Rey-Valette, H., Sourisseau, E. (2011). *Présentation des résultats – Evaluation des enjeux et dommages résultants de la submersion marine : le cas des zones humides et des lagunes en Languedoc-Roussillon*. Rapport final. LAMETA, Université Montpellier 1. 136 p.

Kumar, P., Verda, M., Wood, M.D., et al. (2010). *Guidance Manual for the Valuation of Regulating Services*. Nairobi: UNEP. 62 p.

Kumari, K. (1995). *An environmental and economic assessment of forest management options: A case study of Malaysia*. Washington DC: The World Bank. (Environmental Economics Series, Paper n°026)

Laurans, Y., Rankovic, A., Billé, R. et al. (2013). Use of ecosystem services economic valuation for decision making: Questioning a literature blindspot. *Journal of Environment Management*, 119: 208-219.

Laurans, Y., Aoubid, S. (2012). *L'économie au secours de la biodiversité ? La légende des Catskills revisitée*. Paris : IDDRI. 18 p. (Working Paper n°14/12)

Laurans, Y., Cattan, A., Dubien, I. (1996). *Les services rendus par les zones humides à la gestion des eaux : évaluations économiques pour le bassin Seine-Normandie*. Agence de l'eau Seine-Normandie, Bureau d'études AScA. 98 p.

Leong, L.F., Kwan, K.K., Chong, V.C. et al. (2005). Resource valuation of Kuala Selangor mangrove forest. In : Sasekumar, A., V.C. Chong (eds) *Ecology of Klang Strait*. Kuala Lumpur: University of Malaya Press. pp. 230-252.

Lionello, P., Malanotte-Rizzoli, P., Boscolo, R. (Eds) (2006). *Mediterranean climate variability*. Amsterdam: Elsevier.

MacCauley, D.J. (2006). Selling out on nature. *Nature*, 443: 27-28.

Mahan, B.L. (1997). *Valuing urban wetlands: a property pricing approach*. Washington DC: US Army Corps of Engineers, Institute for Water Resources. (IWR Report 97-R-1).

Mahanama, M. (2000). Planning and management aspects in Muthurajawela and Negombo Lagoo." In: Farmer, N., ed. *Workshop on Effective Management for Biodiversity Conservation in Sri Lankan Wetlands: Muthurajawela Marsh, Negombo Lagoon and Chilaw Lagoon*. Centre for the Economics and Management of Aquatic Resources, University of Portsmouth.(Report 55)

Maltby, E and M.C. Acreman (2011). Ecosystem services of wetlands: pathfinder for a new paradigm. *Hydrological Sciences Journal*, 56(8): 1341-1359.

Manneville, O., Vergne, V., Villepoux, O., Groupe d'Etude des Tourbières (1999). *Le monde des tourbières et des marais, France, Suisse, Belgique et Luxembourg*. Paris : Delachaux, et Niestlé. 320 p.

Mangos, A., Bassino, J.P., Sauzade, D. (2010). *Valeur économique des bénéfices soutenables provenant des écosystèmes marins méditerranéens*. Valbonne : Plan Bleu. 78 p. (Les Cahiers du Plan Bleu, 8)

Mangos, A., Claudot, M.A. (2013). *Etude économique des effets des aires protégées marines et côtières en Méditerranée*. Valbonne : Plan Bleu. 64 p. (Les Cahiers du Plan Bleu, 13).

Martin-Lopez, B., Gomez-Baggethun, E., Lomas, P.L. et al. (2009). Effects of spatial and temporal scales on cultural services valuation. *Journal of Environment Management*, 90: 1050-1059.

Massel, S.R., Furukawa, K., Brinkman, R.M. (1999). Surface wave propagation in mangrove forests. *Fluid Dynamics Research*, 24: 219-249.

Mata, L.J., Budhooram, J. (2007). Complementarity between mitigation and adaptation: the water sector. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 12: 799-807.

Mavsar R., Varela, E., Gouriveau, F. et al. (2013). *Report on the state of the art of methods and tools for socio-economic valuation of forest ecosystem goods and services in the Mediterranean Region. Draft version*. European Forest Institute, Forest Sciences Centre of Catalonia. 125 p.

Mazda, Y., Magi, M., Ikeda, Y. et al. (2006). Wave reduction in a mangrove forest dominated by Sonneratia species. *Wetlands Ecology and Management*, 14: 365-378.

McIvor, A.L., Möller, I., Spencer, T. et al. (2012). *Reduction of Wind and Swell Waves by Mangroves*. The Nature Conservancy, University of Cambridge, Wetlands International. 27 p. (Natural Coastal Protection Series: Report 1).

Millennium Ecosystem Assessment (2005a). *Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water – Synthesis*. Washington DC: World Resources Institute. 80 p.

Millennium Ecosystem Assessment (2005b). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press. 155 p.

Milano, M., Ruelland, D., Fernandez, S. et al. (2012). Facing climatic and anthropogenic changes in the Mediterranean basin : What will be the medium-term impact on water stress ? *Geosciences*. 344: 432-440.

Mitsch, J.W., Bernal, B., Nahlik, A.M. et al. (2012). Wetlands, carbon and climate change. *Landscape Ecology*, Published online: 12 June 2012 DOI: 10.1007/s10980-012-9758-8. 15 p.

Möller, L., Spencer, T., French, J.R. et al. (1999). Wave transformation over salt marshes: a field and numerical modelling study from north Norfolk, England. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 49(3): 411-426.

Murdiyarso, D., Bonne Kauffman J. (2011). *Addressing climate change adaptation and mitigation in tropical wetland ecosystems of Indonesia*. CIFOR. 4 p. (Info Brief n°41).

Nations Unies (2012). *Résolution 66.288 : L'avenir que nous voulons*. New York. 60 p.

Navarra, A., Tubiana, L. (eds) (2013a). *Regional Assessment of Climate Change in the Mediterranean – Vol.1: Air, Sea and Precipitation and Water*. Dordrecht: Springer. 335 p. (Advances in Global Research 50)

Navarra, A., L. Tubiana (eds) (2013b). *Regional Assessment of Climate Change in the Mediterranean – Vol.2: Agriculture, Forests and Ecosystem Services and People*. Dordrecht: Springer. 401 p. (Advances in Global Research 50)

Nelleman, C., Corcoran E. (eds) (2010). *Dead Planet, Living Planet – Biodiversity and Ecosystem Restoration for Sustainable Development. A Rapid Response Assessment*. United Nations Environment Programme. GRID-Arendal. 112 p.

Nelleman, C., Corcoran, E., Duarte, C.M. et al. (eds.) (2009). *Blue Carbon. A Rapid Response Assessment*. United Nations Environment Programme. GRID-Arendal. 80 p.

Nieto-Romero, M., Oteros-Rozas, E., Gonzales, J.A. (2013). Exploring the knowledge landscape of ecosystem services assessments in Mediterranean agroecosystems: Insights for future research. *Environmental Science and Policy*. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2013.09.003. 13 p.

Observatoire des Zones Humides Méditerranéennes (2012). *Enjeux et perspectives des zones humides méditerranéennes*. Tour du Valat. 72 p.

Ojea, E., Martin-Ortega, J., Chiabai, A. (2012). Defining and classifying ecosystem services for economic valuation: the case of forest water services. *Environmental Science and Policy*. 19-20: 1-15.

Oki, T., Kanae, S. (2006). Global Hydrological Cycles and World Water Resources. *Science* Vol. 313: 1068-1072.

Parish, F., Sirin, A., Charman, D. et al. (eds) (2008). *Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change: Main Report*. Kuala Lumpur: Global Environment Centre, Wageningen: Wetlands International. 206 p.

Parlement européen (2000). *Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000, établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau*.

Pattanayak, S.K., Kramer, R.A. (2001). Worth of watersheds: a producer surplus approach for valuing drought mitigation in Eastern Indonesia. *Environment and Development Economics* Vol.0 Issue 1: 123-146.

Pearce, F., Crivelli, A.J. (1994). *Caractéristiques générales des zones humides méditerranéennes*. Arles : Tour du Valat, Medwet. 88 p. (Conservation of Mediterranean wetlands n°1)

Perennou, C., Beltrame, C., Guelmami, A. et al. (2012). Existing areas and past changes of wetland extent in the Mediterranean region: an overview. *Ecologia Mediterranea*. 38 (2) : 53-66.

Pergent G., Bazairi, H., Bianchi, C.N. et al. (2012) *Les herbiers de Magnoliophytes marines de Méditerranée : résilience et contribution à l'atténuation des changements climatiques, Résumé*. Málaga: IUCN. 40 p.

Plan Bleu (2012). *Guide à l'usage des pays partenaires du projet « Optimiser la production de biens et services par les espaces boisés méditerranéens dans un contexte de changements globaux » pour l'identification de sites pilotes*. Document de travail. 64 p.

Plan Local d'Urbanisme Ille et Vilaine (2009). *Les zones humides : contexte réglementaire, définition et fonctions*. 29 p.

ProAct Network (2008). *The role of management and eco-engineering in disaster risk reduction and climate change adaptation*. ProAct Network Secretariat. 68 p.

Ramsar (1994). *Convention relative aux zones humides d'importance internationale, particulièrement comme habitats des oiseaux d'eau*. Ramsar (Iran), 2 février 1971. Recueil des traités de l'ONU numéro 14 583. Amendée par le Protocole de Paris, 3 décembre 1982 et par les Amendements de Regina, 28 mai 1987.

Ramsar COP11 (2012). *Résolution XI.14. Les changements climatiques et les zones humides : implications pour la Convention de Ramsar sur les zones humides*. Bucarest, Roumanie, 6-13 juillet 2012.

Ramsar COP10 (2008). *Déclaration de Changwon sur le bien-être humain et les zones humides*. Changwon, République de Corée, 28 octobre-24 novembre 2008.

Russi, D., ten Brink, P., Farmer, A. et al. (2013). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wetlands*. London: IEEP, Gland: Ramsar Secretariat. 84 p.

Sadoff, C., Muller, M. (2009). *Gestion de l'eau, sécurité en eau et changement climatique : premiers effets et mesures essentielles*. Stockholm: Global Water Partnership. 104 p. (Technical Committee Background Paper n°14)

Sauzade, D., Rousset, N. (2013). *Greening the Mediterranean fisheries: tentative assessment of the economic leeway*. Valbonne: Plan Bleu. 42 p.

Secrétariat de la Convention de Ramsar (2010). *Changements climatiques : atténuation et adaptation*. Gland: Ramsar. 2 p. (Fiche zones humides-services écosystémiques n°10)

Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2009). *Connecting Biodiversity and Climate Change mitigation and Adaptation: Report of the Second Ad Hoc Technical Expert Group on Biodiversity and Climate Change*. Montréal. 126 p. (Technical Series n°41)

Schuyt, K. (2004). *The Economic Values of the World's Wetlands*. Gland: World Wildlife Fund. 32 p.

Skinner, J. Zalewski, S. (1995). *Functions and values of Mediterranean wetlands*. Arles: Tour du Valat, Medwet. 80 p. (Conservation of Mediterranean wetlands n°2)

Slootweg, R., van Beukering, P. (2008). *Valuation of Ecosystem Services and Strategic Environmental Assessment – Lessons from Influencial Cases*. Netherlands Commission for Environmental Assessment. 40 p.

Société nationale de protection de la nature (2008). Changement climatique. *Zones humides Infos* n°59-60. 32 p.

Spalding, M.D., Ruffo, S. Lacambra, C. et al. (2013). The role of ecosystems in coastal protection: Adapting to climate change and coastal hazards. *Ocean and Coastal Management*, Published online: 15 October 2013 DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2013.09.007. 8 p.

Sukhdev, P. (ed.) (2008). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: An Interim Report*. European Communities. 68 p.

TEEB (2010a). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity. Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB.* Malta. 39 p.

TEEB (2010b).*The Economics of Ecosystems and Biodiversity. Ecological and Economic Foundations*. Edited by Pushpam Kumar. London: Earthscan.

ten Brink, P., Russi, D., Farmer, A. et al. (2013). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wetlands. Executive Summary*. Institute for European Environmental Policy (IEEP), Ramsar Secretariat. 16 p.

Thomas, D.H.L., Ayache, F., Hollis, G.E. (1991). Use and Non-use Values in the Conservation of Ichkeul National Park, Tunisia. *Environmental Conservation*, 18 (2): 119-130.

Turner, R.K., Hadley, D., Luisetti, T. et al. (2010). *An introduction to socio-economic assessment within a marine strategy framework*. United Kingdom, Department for Environment, Food and Rural Affairs. 121 p.

Turpie, J., Lannas, K., Scovronick, N. et al. (2010). *Wetland Valuation Volume 1. Wetland Ecosystem Services and Their Valuation: A Review of Current Understanding and Practice*. Republic of South Africa, Water Research Commission. 132 p.

UICN France (2012). *Panorama des services écologiques fournis par les milieux naturels en France. Vol 1 : Contexte et enjeux*. Paris, France. 48 p.

UNEP-WCMC (2006). *In the front line: shoreline protection and other ecosystem services from mangroves and coral reefs*. Cambridge: UNEP-WCMC. 33 p.

Van der Ploeg, S., de Groot; R.S. (2010) *The TEEB Valuation Database – a searchable database of 1310 estimates of monetary values of ecosystem services*. Wageningen: Foundation for Sustainable Development.

Wallis, C., Blancher, P., Séon-Massin, N. et al. (2011). *Mise en œuvre de la directive cadre sur l'eau. Quand les services écosystémiques entrent en jeu.* Les rencontres de l'Onema. Synthèse. Bruxelles, 29-30 Septembre 2011. 107 p.

Wetlands International (2008). *Wetlands and Climate Change Adaptation*. Wetlands International. 2 p.

Wolanski, E. (2009). *Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach. A Synthesis*. Elsevier. 63 p.

World Ocean Conference (2009). *Manado Ocean Declaration*. Manado, Indonesia, 11-14 May 2009.

SITES INTERNET

Code de l'environnement, Article L 211-1 :
http://www.legifrance.gouv.fr/affichCodeArticle.do?cidTexte=LEGITEXT000006074220&idArticle=LEGIARTI000006832979&dateTexte=20080226

Pôle Mer Méditerranée. site internet : http://www.polemermediterranee.com/

Pôle-relais lagunes méditerranéennes, site internet : http://www.pole-lagunes.org/

Liste des acronymes

AMCP	Aires marines et côtières protégées
CAS	Centre d'analyse stratégique
CDB	Convention sur la diversité biologique
CGDD	Commissariat général au développement durable
CLC	CORINE Land Cover
DCE	Directive cadre sur l'eau
EbA	Ecosystem-based Adaptation
EDF	Electricité de France
EEA	European Environment Agency
GES	Gaz à effet de serre
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur le climat
MA	Millenium Ecosystem Assessment
MNHN	Muséum national d'histoire naturelle
ONG	Organisation non gouvernementale
PIB	Produit intérieur brut
PNR	Parc naturel régional
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'environnement
PSE	Paiement pour les services environnementaux
SDAGE	Schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux
SIG	Système d'information géographique
SSE	Systèmes socio-écologiques
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
USDA	United States Department of Agriculture
VET	Valeur économique totale

Table des illustrations

LISTE DES ENCADRES

Encadré 1. Le rôle des zones humides dans l'atténuation et l'adaptation au changement climatique est reconnu par la communauté internationale : 7
Encadré 2. Les zones humides, des puits de carbone globaux malgré les émissions de méthane 14
Encadré 3. Importance des zones humides dans la protection des littoraux contre les événements climatiques extrêmes : exemples d'évaluation économique 18
Encadré 4. L'importance de la régulation des flux d'eau en contexte méditerranéen 20
Encadré 5. Exemple de valorisation économique du service de soutien d'étiage 22
Encadré 6. Les raisons sous-jacentes de la dégradation des zones humides auxquelles l'évaluation économique amène un élément de réponse 24
Encadré 7. Evaluation économique vs. évaluation financière, valeurs vs. prix 26
Encadré 8. Une autre manière d'appréhender les valeurs d'un écosystème 26
Encadré 9. La technique de l'estimation directe appliquée aux zones humides du bassin du Zambèze 28
Encadré 10. L'approche par la fonction de production utilisée pour évaluer le service de maîtrise des crues fourni par les forêts de Madagascar 29
Encadré 11. Le service de la maîtrise des crues des zones humides d'Afrique australe valorisé via la technique des coûts évités 29
Encadré 12. Quelle valeur attribuée au service d'épuration de l'eau fourni par les zones humides de Gotland (Suède) ?.30
Encadré 13. La valeur des zones humides de Portland (Oregon, Etats-Unis) estimée à l'aide de la technique des prix hédonistes 31
Encadré 14. Mise en pratique de la technique de l'analyse conjointe par le CGDD afin d'évaluer les services rendus par les zones humides du Parc naturel régional des marais du Cotentin et du Bessin (France) 32
Encadré 15. L'évaluation économique comme justification de la conservation *a posteriori* 36

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Répartition des zones humides à l'échelle mondiale 10
Figure 2. Les fonctions des zones humides, leurs effets et leur perception par les sociétés 11
Figure 3. Dynamiques du dioxyde de carbone (CO_2) et du méthane (CH_4) dans les zones humides 15
Figure 4. Comparaison des bassins versants avec ou sans zones humides : mise en valeur du service de maîtrise des crues.18
Figure 5. L'effet éponge 19
Figure 6. L'effet d'étalement 19
Figure 7. La régulation des flux d'eau : maîtrise des crues et soutien d'étiage 21
Figure 8. Les différents types de valeurs constituant la VET 25
Figure 9. Les étapes d'un projet d'évaluation économique des services rendus par les écosystèmes 27
Figure 10. L'Etat du Selangor Nord (Malaisie) et ses forêts de tourbières 39
Figure 11. La vallée alluviale du Mississippi et les sites de zones humides étudiés 41
Figure 12. L'atténuation des gaz à effet de serre par la conversion de terres agricoles en zones humides 43
Figure 13. Atténuation de la puissance des tempêtes en fonction de la continuité et de la rugosité des zones humides 46
Figure 14.Quatre stratégies d'adaptation face à l'élévation du niveau de la mer 48
Figure 15. Volumes d'eau supplémentaires dans les lagunes en 2100 lors d'événements exceptionnels par rapport aux volumes d'eau actuellement présents lors d'événements exceptionnels 48
Figure 16. Carte des marais de Muthurajawela et de la lagune de Negombo (Sri Lanka) 50
Figure 17. Localisation des potentiels changements d'utilisation des terres et des opérations de restauration des plaines inondables dans le delta du Rhin et de la Meuse 52
Figure 18. Carte de l'Indonésie et localisation de l'île de Flores 55
Figure 19. Répartition des zones humides du bassin méditerranéen 60
Figure 20. Distribution des études d'évaluation économique des services rendus par les zones humides dans le bassin méditerranéen en fonction des services analysés 61

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Panorama des services rendus par les zones humides 13
Tableau 2. Caractéristiques des différentes techniques d'évaluation économique des services écologiques 34
Tableau 3. Synthèse des valeurs obtenues pour chaque service 57

Annexe: identification des sites pilotes pour le projet du Plan Bleu en partenariat avec la Tour du Valat

Les acteurs contactés en Algérie, en Croatie, en Egypte, en Espagne, en Tunisie et en Turquie font partie des organismes suivants :

- Algérie : la Direction générale des forêts (Sous-directrice des parcs nationaux), l'Université d'Annaba (chercheur), l'Université de Béjaïa (chercheur ornithologue) et l'Université de Guelma (chercheur ornithologue).
- Croatie : Institut national pour la protection de la nature (Chef du département des aires protégées), Lonjsko Polje Nature Park Public Service (Directeur), Priority Action Programme PAP-RAC (Directrice).
- Egypte : Egyptian Environmental Affairs Agency (directeur), National Institute of Oceanography and Fisheries (Director of inland and aquaculture).
- Espagne : Confederación Hidrográfica del Ebro (Chef de la planification hydrographique), Observatoire de l'Ebre.
- Tunisie : Agence nationale de protection de l'environnement (Responsable du suivi scientifique du parc national d'Ichkeul), Institut national agronomique de Tunisie (Directrice des études), Ministère de l'agriculture, de l'environnement, et des ressources hydrauliques.
- Turquie : DKM-Nature Conservation Centre (species convervation programme Coordinator)

Plan Bleu pour l'environnement et le développement en Méditerranée
15, rue Beethoven, Sophia Antipolis, 06560 Valbonne, France
+33 (0)492 387 130 - www.planbleu.org