

# Evaluation de la plus-value économique des zones de protection forte

*Note méthodologique*



Office Français pour la Biodiversité



19/05/2022



Version	Date d'envoi	Auteurs
Version 1	25/02/2022	Florine Delesse ; Céline Jacob ; Anthony Ruiz ; Jean-Christophe Martin
Version finale	14/04/2022	Florine Delesse ; Céline Jacob ; Anthony Ruiz ; Jean-Christophe Martin

# Table des matières

Contexte.....	7
Evaluation économique d'une AMP .....	9
I.    L'évaluation économique par les services écosystémiques et la Valeur Economique Totale	9
1.    Comment évaluer économiquement ces bénéfices et ces coûts ? .....	10
2.    Valeur marchande et non-marchande.....	11
3.    La Valeur Economique Totale associée à une AMP .....	11
II.   Présentation des méthodes d'évaluation et de leurs limites.....	13
1.    Les méthodes d'évaluation non marchandes .....	13
2.    Les méthodes d'évaluation marchandes .....	18
3.    Les transferts de bénéfices .....	22
4.    Synthèse des méthodes d'évaluation économiques.....	23
5.    L'analyse coût bénéfice .....	24
III.  Les enjeux liés à l'évaluation de la plus-value économique des AMP.....	26
1.    La nécessité d'un scénario de référence.....	26
2.    Quel périmètre d'évaluation ? .....	29
Bibliographie .....	31

## Table des figures

Figure 1 : Lien entre les écosystèmes marins et le bien-être humain .....	9
Figure 2 : Quatre situations différentes permettant d'illustrer les écarts de valeurs entre la mise en place de l'AMP et le scénario de référence. Adapté de Davis et al. (2019). .....	27
Figure 3 : Suivi de la valeur de deux aires marines similaires dont une bénéficiant d'une protection à T1 .....	28
Figure 4 : Modélisation de l'évolution de la valeur économique d'une aire marine sans changement du niveau de protection afin d'obtenir un scénario de référence .....	29

# Pictogrammes

<b>VET</b>	Valeur Economique Totale
	Services écosystémiques d’approvisionnement
	Services écosystémiques culturels payants
	Services écosystémiques culturels gratuits
	Services écosystémiques de régulation
	Services écosystémiques de support/soutien
	Valeur d’existence
	Valeur altruiste
	Valeur de leg
	Valeur des bénéfices futurs non-connus aujourd’hui

# Synthèse

## La Zone de Protection Forte et l'Aire Marine Protégée

Dans le cadre de cette étude, la définition retenue est : « Les zones de protection forte seront considérées comme des zones sur lesquelles toutes les pressions s'exerçant sur les enjeux écologiques ont été interdites et qu'il ne demeure que des usages dont on considère qu'ils ne génèrent aucune pression significative sur les enjeux biologiques.

Toutes les autres aires marines protégées serviront de référence comme étant des AMP classiques, quelle que soit leur niveau de protection. »

## Quels bénéfices économiques associés ?



Bénéfices procurés par l'extraction et la récolte directe de produits issus de l'écosystème (ex : pêche)

*Services d'approvisionnement*



Bénéfices immatériels et expérientiels perçus par la population (ex : activités de plaisance)

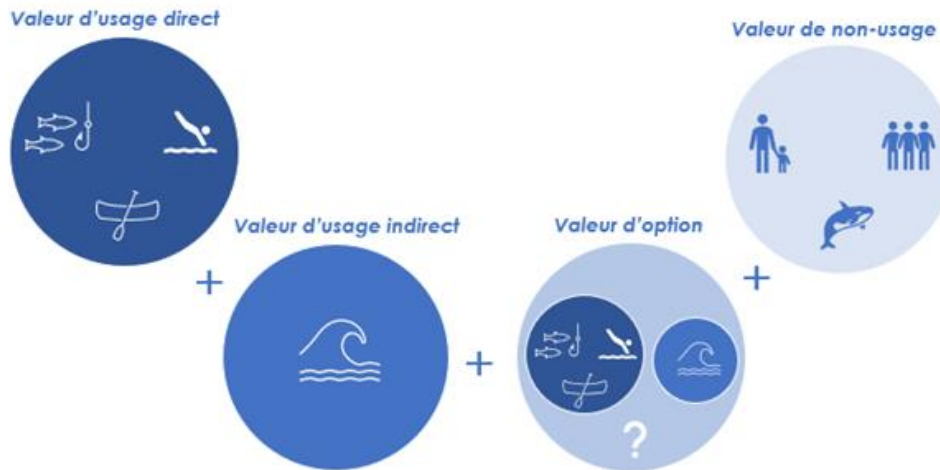
*Services culturels*



Bénéfices issus de la modération/régulation des phénomènes naturels (ex : prévention de l'érosion côtière)

*Services de régulation*

## La Valeur Economique Totale d'une AMP



## Les principales difficultés de l'évaluation

①

Réussir à isoler la plus-value économique des ZPF par rapport aux AMP « classiques » dans la Valeur Economique Totale

②

Définir un périmètre d'évaluation prenant en compte les différentes échelles d'influences des écosystèmes et des services écosystémiques associés

# Contexte

Afin d'enrayer la perte de biodiversité, la communauté internationale s'est mobilisée afin de fixer des objectifs ambitieux en termes de protection. Ainsi, la 15<sup>ème</sup> Conférence des Nations unies sur la biodiversité cherche à entériner un cadre d'action post 2020 prévoyant la protection d'au moins 30 % des zones terrestres et des zones maritimes. Fin 2020, l'Union Européenne a approuvé sa stratégie en faveur de la biodiversité à l'horizon 2030, stipulant que 30% des zones terrestres et marines doivent être protégées et qu'au moins un tiers de ces zones devraient être strictement protégées. La France s'est ainsi engagée à protéger 30 % de ces espaces maritimes dont un tiers sous protection forte d'ici 2022.

Bien que les bénéfices écologiques des aires marines « hautement protégées » aient été largement documentés (augmentation de la taille individuelle des organismes, du nombre d'espèces observées, de densité et de la biomasse (Lester et al., 2009), résistance au blanchissement et à d'autres perturbations pour les coraux (Kennedy et al., 2013)), peu d'études ont permis de mettre en évidence les bénéfices économiques (Niccolini et al., 2019 ; Haines et al., 2018) et souvent ces analyses demeurent largement qualitatives. En revanche, il a été largement démontré dans la littérature scientifique que l'efficacité d'une aire marine protégée était proportionnelle au degré de sa protection et de sa gestion.

En 1994, l'UICN a défini six catégories d'Aires protégées selon leurs objectifs de gestion. Ces catégories rendent compte d'une gradation entre des zones excluant toute activité jusqu'à des zones de gestion durable de la biodiversité. Bien qu'aucune définition internationale d'une zone de protection forte n'existe actuellement, les statuts des catégories I, II et III semblent s'accorder aux objectifs des ZPF (Day et al., 2019). Visant la protection de l'intégrité écologique des écosystèmes et des processus naturels, ces catégories ne permettent aucun prélèvement, seule une extraction limitée (pour la recherche ou pour un usage traditionnel et de subsistance) peut y être autorisée (sauf pour la catégorie Ia, où toute forme de prélèvement est interdite). Dans les autres catégories d'AMP, la pêche ou d'autres activités extractives peuvent être autorisées si (i) ces activités sont durables, (ii) compatibles avec les objectifs de gestion, (iii) ont un faible impact écologique et (iv) sont gérées dans le cadre d'une approche intégrée.

En Angleterre, des travaux ont permis de mieux caractériser les contours des ZPF (cf. *Highly Marine Protected Areas Review*, 2019). Une définition est en cours d'élaboration à l'échelle européenne. Au niveau français, la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) a permis d'apporter une première définition d'une zone de protection forte (ZPF) : « une zone géographique dans laquelle les pressions engendrées par les activités humaines susceptibles de compromettre la conservation des enjeux écologiques de cet espace sont supprimées ou significativement limitées, et ce de manière pérenne, grâce à la mise en œuvre d'une protection foncière ou d'une réglementation adaptée, associée à un contrôle effectif des activités concernées ».

Une première identification des ZPF françaises existantes a permis de mettre en avant qu'elles couvraient 1,6 % des eaux françaises en 2021 (Claudet et al., 2020) correspondant en grande partie à des secteurs au sein d'AMP sous statut réglementaire (Réserves Naturelles Nationales, Parcs nationaux) ou à des secteurs au sein d'AMP sous statut contractuel (parc naturel de la mer de Corail, Site Ramsar d'Europa ou sites Natura 2000 en métropole).

Au niveau national, une zone de protection forte doit remplir les 5 critères suivants :

1. Porter sur des enjeux écologiques prioritaires ;

2. Être prioritairement mise en place au sein d'une aire marine protégée ;
3. Disposer d'une réglementation particulière des activités pour permettre de diminuer très significativement voire de supprimer les principales pressions sur les enjeux écologiques justifiant la protection forte ;
4. S'appuyer sur un document de gestion, élaboré par l'organe de gouvernance de l'AMP considérée, définissant des objectifs de protection et un système d'évaluation de l'efficacité du dispositif ;
5. Bénéficier d'un dispositif de contrôle opérationnel des activités

Dans le cadre de cette étude, la définition retenue est : « Les zones de protection forte seront considérées comme des zones sur lesquelles toutes les pressions s'exerçant sur les enjeux écologiques ont été interdites et qu'il ne demeure que des usages dont on considère qu'ils ne génèrent aucune pression significative sur les enjeux biologiques. Toutes les autres aires marines protégées serviront de référence comme étant des AMP classiques, quelle que soit leur niveau de protection. ».

Dans l'attente d'une définition européenne de la protection stricte, des critères et des orientations pour l'identification et la désignation de zones supplémentaires feront prochainement l'objet d'une publication par la commission européenne et d'un consensus sur la définition française de la protection forte mentionnée dans la stratégie nationale des aires protégées, il est nécessaire de fournir des éléments permettant d'évaluer la plus-value des zones de protection forte par rapport aux autres aires marines protégées dites « classiques » reposant sur des méthodologies robustes. En effet, l'importance des enjeux socio-économiques liés à la gestion des activités dans ces zones nécessite de pouvoir apporter de solides arguments concernant les bénéfices ou les pertes générés par l'application de zones de protection forte.



# Evaluation économique d'une AMP

## I. L'évaluation économique par les services écosystémiques et la Valeur Economique Totale

Les services écosystémiques sont définis comme les avantages matériels ou immatériels procurés par les écosystèmes au fonctionnement des activités économiques et au bien-être humain (United Nations, 2021) (Figure 1).

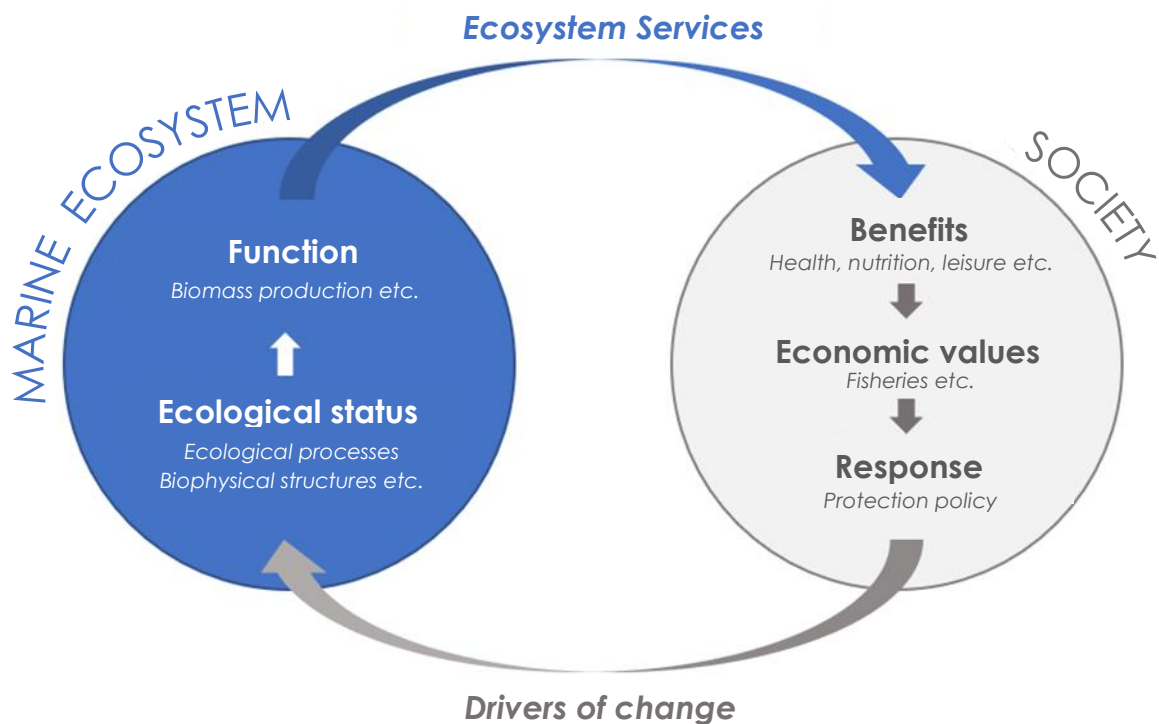

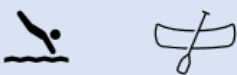




Figure 1 : Lien entre les écosystèmes marins et le bien-être humain

Une zone de protection forte, en cherchant à maintenir un bon état écologique, est susceptible d'avoir un impact sur la fourniture des services par l'écosystème.

### *Quels sont ces services écosystémiques ?*

A l'heure actuelle, il n'existe pas de norme typologique pour les services écosystémiques reconnue à l'échelle internationale. Toutefois, certaines classifications tendent à s'imposer dans la littérature. C'est le cas, par exemple, du CICES (*Common International Classification of Ecosystem Services*) publié sur le site de l'Agence Européenne de l'Environnement. Selon cette classification, les services écosystémiques peuvent être répartis en quatre catégories :

Services d'approvisionnement	Services culturels	Services de régulation
<p>Bénéfices procurés par l'extraction et la récolte directe de produits issus de l'écosystème.</p> <p>En milieu marin, la pêche représente l'un des principaux services d'approvisionnement.</p> 	<p>Bénéfices immatériels et expérientiels perçus par la population.</p> <p>En milieu marin, les activités touristiques (activités de plaisance, expéditions scientifiques...) sont des exemples notables de services culturels.</p> 	<p>Bénéfices issus de la modération/ régulation des phénomènes naturels (ex : prévention de l'érosion côtière).</p> <p>La prévention de l'érosion côtière par la présence de mangroves ou encore la régulation du climat mondial par la séquestration du carbone par les mers sont des</p> 
Soutien et support		
<p>Services nécessaires à la production des autres services écosystémiques, comme la fourniture par l'écosystème d'un habitat pouvant abriter la biodiversité animale et végétale. Ils sont généralement considérés comme des services intermédiaires, là où les trois autres types de services peuvent s'apparenter à des services « finaux ».</p> 		

La mise en place d'une zone de protection forte peut alors induire des **bénéfices directs** (en termes de protection des ressources naturelles et de leur « fonction écologique ») **et indirects** (augmentation des bénéfices économiques liés à une augmentation de la fourniture de certains services écosystémiques), mais génère également des **coûts directs** (de gestion notamment) **et indirects** (réduction des bénéfices liés à la limitation des activités sur le site).

Il s'agit alors de mettre en évidence ces impacts économiques par le biais de **l'évaluation économique**.

## 1. Comment évaluer économiquement ces bénéfices et ces coûts ?

Dans la littérature, l'évaluation économique des bénéfices associés à la protection des écosystèmes se fonde essentiellement sur la théorie et les concepts liés à l'économie de l'environnement. Pour rappel, cette discipline constitue une approche anthropocentrée de la conservation : en fournissant une multitude de services, les écosystèmes contribuent au bien-être humain et génèrent ainsi de la valeur pour la société.

Cette approche « par la valeur » cherche *in fine* à évaluer en unité monétaire les bénéfices économiques induits par les écosystèmes.

Il est à noter que la détérioration de l'état des écosystèmes a généralement été expliquée par la non prise en compte de la valeur économique des écosystèmes dans les décisions. Avec cette approche, **le surplus économique procuré par la protection de l'aire marine peut alors être évalué à travers l'augmentation (ou non) de la valeur économique associée à l'ensemble des services écosystémiques fournis par le site naturel.**

Un grand nombre de travaux scientifiques et projets internationaux évalue les bénéfices associés à la fourniture des services écosystémiques selon cette approche, depuis les travaux de Costanza et al. (1997), du TEEB (2010, 2008) jusqu'aux plus récents avec, entre-autres, les travaux du WAVES et de Costanza et al. (2017)<sup>1</sup>.

## 2. Valeur marchande et non-marchande

Les écosystèmes peuvent fournir des biens et services marchands, mais également des services non marchands.

**Les biens et services marchands ont la particularité d'être échangés sur un marché existant.** Il est à noter que « marché » est entendu ici au sens économique du terme : il existe une offre, une demande ainsi qu'un prix défini pour ce bien ou service. De façon générale, une grande majorité des services d'approvisionnement peuvent être considérés comme des services marchands dans les pays développés (les poissons prélevés sur le site peuvent être vendus sur un marché à un prix donné). Certains **services culturels**, comme les activités touristiques payantes (expéditions maritimes, visites guidées...) présentent à ce titre également une valeur marchande. Enfin, la séquestration du carbone (**service de régulation**), peut être considérée à son tour comme à un **service marchand si un marché du carbone est mis en place dans la zone étudiée et si la gestion de la ressource à l'origine de la séquestration est privée**. Dans ce cas, les gestionnaires peuvent en effet potentiellement percevoir une rémunération pour la fourniture du service de séquestration à travers le marché du carbone.

**Pour les services non marchands**, moins « tangibles » que les services marchands, **il n'existe pas de marché dans lesquels ceux-ci peuvent être échangés**. Ces services n'ont pas de « prix » à proprement parler, et leur valeur ne peut être qu'approchée. C'est par exemple le cas de la prévention de l'érosion côtière par les mangroves : ce service constitue un bénéfice notable pour la société, mais il est impossible pour les acteurs économiques de vendre ou d'acheter directement un tel service. **Une grande partie des services de régulation sont non marchands.**

Certains **bénéfices culturels**, comme se baigner gratuitement en mer ou apprécier un paysage maritime notable, **présentent également une valeur non marchande.**

Enfin, des **services d'approvisionnement** présentent aussi une valeur **non marchande**. **C'est par exemple le cas de la pêche réalisée par des particuliers, qui se situe à la frontière entre le service de prélèvement et le service culturel.** Dans les pays en voie de développement, une grande partie des services d'approvisionnement sont non marchands.

Les méthodes visant à estimer les valeurs marchandes et non marchandes générées par les services écosystémiques sont détaillées dans la partie II ci-dessous.

## 3. La Valeur Economique Totale associée à une AMP

Telle que définie par le Millenium Ecosystem Assessment (MAE, 2005), la Valeur Economique Totale associée à un écosystème sera finalement composée de :

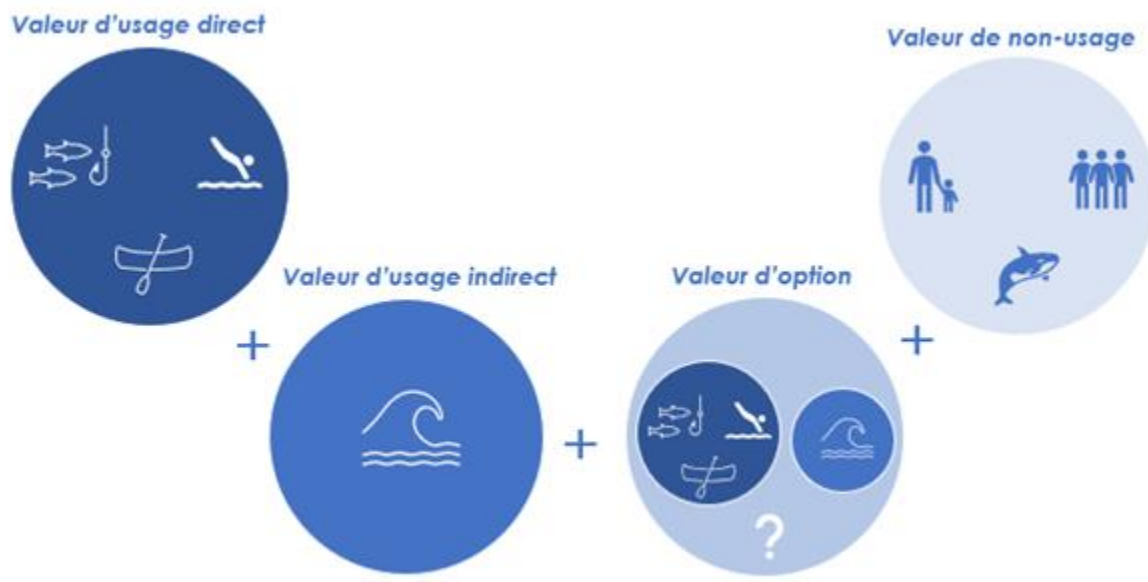
---

<sup>1</sup> Wealth Accounting and the Valuation of Ecosystem Services : <https://www.wavespartnership.org/>

- **La valeur d'usage direct de l'écosystème.** Cette valeur correspond à l'ensemble des valeurs marchandes et non marchandes associées à l'usage direct de l'écosystème par les individus. En d'autres termes, celle-ci regroupe les valeurs marchandes induites par les services d'approvisionnement (ex : la pêche), les valeurs marchandes induites par les services culturels payants (ex : expédition scientifique en mer) et les valeurs non marchandes associées aux services culturels gratuits (ex : baignade en mer).
- **La valeur d'usage indirect.** Cette valeur correspond à l'ensemble des valeurs non marchandes induites par les services de régulation (ex : séquestration du carbone par les mers).
- **La valeur d'option** rend compte de l'importance accordée par les populations à la disponibilité **future** des services écosystémiques : « Je suis prêt à payer aujourd'hui pour pouvoir continuer à bénéficier dans le futur des services fournis par l'écosystème. » Il est à noter que cette valeur d'option inclue la possibilité de pouvoir bénéficier de services non-connus aujourd'hui, **mais pouvant apparaître dans les années à venir grâce à une protection des ressources environnementales couplée à un progrès technique, technologique et scientifique.** Il sera par exemple possible de trouver un usage médicinal pour certaines algues présentes au sein du site naturel, mais non exploitées aujourd'hui par manque de connaissance.
- **La valeur de non-usage de l'écosystème.** Comme son nom l'indique, cette valeur correspond à l'ensemble des valeurs non marchandes associées à un non-usage de l'écosystème par les individus. En effet, les individus peuvent accorder une valeur à un écosystème donné de différentes manières :
  - « Je souhaite que la biodiversité abritée par cette aire marine soit préservée » (**Valeur d'existence**) ;
  - « Je souhaite que cette aire marine soit préservée pour que les générations futures puissent bénéficier des mêmes avantages que notre génération » (**Valeur de leg**) ;
  - « Je souhaite que cette aire marine soit préservée pour que les gens puissent continuer de bénéficier des services associées » (**Valeur altruiste**).

Pour estimer toutes ces valeurs économiques, il est possible de procéder par une approche « *ex-post* » (estimant la valeur en se basant sur des **situations économiques déjà réalisées et observables**) ou *ex-ante* (estimant la valeur de façon **prospective**).

## Valeur Economique Totale (VET) d'une AMP



*Adapté de TEEB (2010)*

Evaluer la Valeur Economique Totale associée à une Zone de Protection Forte représente un réel défi méthodologique, et nécessite de mobiliser à la fois des méthodes d'évaluation marchande et non marchande. En règle générale, les études ne se concentrent que sur l'évaluation d'une composante de la VET.

## II. Présentation des méthodes d'évaluation et de leurs limites

### 1. Les méthodes d'évaluation non marchandes

Il existe à ce jour tout un catalogue de méthodes permettant d'évaluer ces valeurs non marchandes, et celles-ci peuvent être regroupées en quatre catégories, développées ci-dessous.

#### a) Les méthodes des préférences déclarées

Ce type de méthode consiste à estimer la valeur d'un service écosystémique ou d'un milieu donné en réalisant une enquête de terrain auprès d'un échantillon de la population locale.

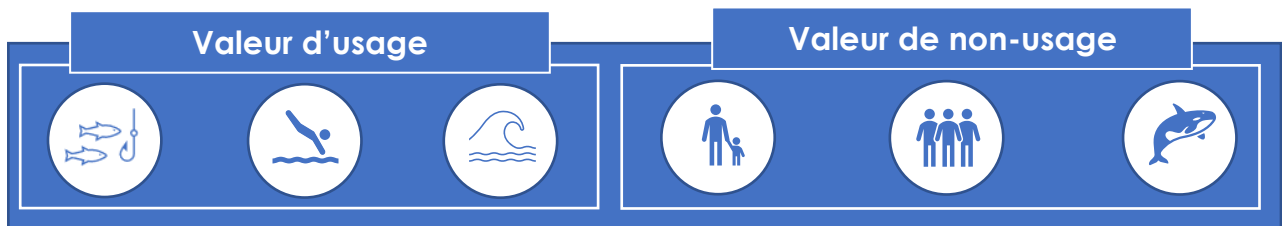
A l'aide de cette enquête, il est possible de demander directement aux individus combien ils seraient prêts à payer pour renforcer le niveau de protection de l'aire marine (et ainsi bénéficier d'une augmentation des bénéfices associés à un service écosystémique donné). Sans évoquer de niveau de protection, il est également possible de demander « simplement » aux individus combien ils seraient prêts à payer pour continuer à bénéficier d'un service écosystémique donné. On parle dans ce cas d'**évaluation contingente**.

Une alternative consiste à présenter aux individus différents scénarios de protection incluant respectivement :

- Une contribution financière différente ;
- Un niveau de bénéfice différent.

On parle alors **d'évaluation à choix discrets**.

Les méthodes des préférences déclarées consistent ainsi à déterminer le « consentement à payer » (CAP) des individus pour la mise en place d'une politique de protection, et permettent d'évaluer :



## Principales limites

### Des scénarios et des décisions économiques hypothétiques

Un des biais principaux des méthodes des préférences déclarées provient du **caractère hypothétique des scénarios de protection** présentés dans l'enquête et des **décisions économiques prise par les individus**. Les enquêtés n'ont pas réellement à payer la somme renseignée pour le bénéfice indiqué, ce qui est susceptible de **biaisier à la hausse les CAP**. Il est à noter que ce phénomène peut être accentué lorsqu'il est question d'enjeux environnementaux. En effet, parce qu'il peut être « bien vu » en société de se montrer engagé pour une telle cause, les individus questionnés peuvent surestimer d'autant plus la somme qu'ils seraient réellement prêts à payer pour une politique de protection.

### Les biens publics et le « passager clandestin »

Lorsqu'une population donnée est enquêtée sur son CAP pour un bien public (ici la protection d'une aire marine), il est possible de voir apparaître des **comportements de « passagers clandestins »**. Un passager clandestin est une personne ou un groupe de personnes bénéficiant d'un avantage résultant d'un effort collectif, tout en y contribuant peu, voire pas du tout. Dans notre cas, il est peut-être possible que des **individus sous-estiment leur CAP en espérant pouvoir bénéficier de la mise en place d'une mesure de protection sans avoir à payer pour cela**, ou en payant peu.

### Le format de l'enquête

Le format de l'enquête peut influencer sur les CAP des individus de plusieurs manières. Tout d'abord, le choix de l'évaluateur concernant le moyen de paiements peut ne pas être sans conséquence sur les estimations. En particulier, parce qu'il peut exister une **aversion aux taxes** de la part des individus, **les CAP peuvent être biaisier à la baisse** si ce moyen de paiement est plébiscité en comparaison à une donation ponctuelle. De la même façon, la manière dont le sujet est présenté aux enquêtés (présence de photos, informations qualitatives/quantitatives sur les impacts de la

politique de protection, etc.) peut influencer l'information perçue par les sondés, et donc biaiser à la hausse ou à la baisse les CAP.

Par ailleurs, une enquête trop longue peut engendrer un **effet de fatigue** chez les personnes interrogées, et donc des **imprécisions** dans les réponses obtenues.

Une situation trop compliquée à comprendre pour les enquêtés peut mener à **une préférence « exagérée » de l'échantillon pour le statut quo**.

### L'échantillonnage

L'échantillon des enquêtés peut ne pas être représentatif de la population enquêtée. De cette façon, le CAP moyen estimé par l'étude peut également ne pas être représentatif des préférences de la population globale. A titre d'illustration, 10€ pour un ménage disposant de faibles revenus ne représente pas le même poids que 10€ pour un ménage aisé. Ainsi, **un échantillon composé d'une proportion de ménages aisés plus forte que celle que l'on retrouve dans la population globale est susceptible de surestimer le CAP moyen pour une politique de protection**.

Il est à noter qu'il reste quand même possible de corriger ces biais d'échantillonnage à l'aide de méthodes économétriques.

### Un biais d'échelle

Les méthodes d'évaluation des préférences déclarées peuvent également présenter un biais d'échelle. En effet, **les individus répondant au questionnaire ne font pas forcément la différence entre un bénéfice généré par 10 ha d'un site naturel donné, et un service généré par 15 ha**. Il peut être observé que, même si les bénéfices économiques sont proportionnels à la surface considérée, les CAP eux ne le sont pas forcément. A ce titre, pour un type de bénéfice donné, les individus peuvent reporter des CAP sensiblement similaires pour deux niveaux de bénéfices différents. Par exemple, un individu peut afficher le même CAP pour continuer à exercer des activités récréatives au sein de la zone naturelle, peu importe que la zone accessible soit de 1 ou de 2 ha. Dans ce cas de figure, la valeur économique reportée au nombre d'ha sera plus faible dans le deuxième cas.

### Une méthode d'évaluation présentant une vision occidentale de la relation Homme – Nature

**Il n'y a a priori aucune raison de penser que toutes les populations partagent la même vision que les populations occidentales**. Pobihushchy (1986) a caractérisé les sociétés occidentales comme « *homocentriques* » : les individus valorisent l'environnement parce que celui-ci contribue à leur bien-être. A l'inverse, les populations indigènes peuvent être considérées comme « *écocentriques* » : l'Homme fait partie intégrante de son environnement.

Ces individus appartiennent généralement à une communauté, et placent le bien-être du groupe au-dessus de leur bien être individuel. Ainsi, interroger chaque individu de cette communauté « écocentrique » dans le but de déterminer leur CAP associé à une politique de protection présente des limites **discutées dans la littérature**.



## b) Les méthodes des préférences révélées

Ce type de méthode consiste à estimer la valeur d'un service écosystémique ou d'un milieu donné en observant des situations économiques réelles.

Un site naturel peut attirer des touristes en leur donnant la possibilité d'exercer des activités récréatives gratuites (ex : baignade). La valeur de ce service peut alors être évaluée en observant les coûts de déplacement des touristes se rendant sur le site (la valeur du service est égale aux coûts de transports). On parle dans ce cas de **méthode d'évaluation par les coûts de déplacement**.

L'instauration d'une zone de protection peut avoir un effet sur le prix du foncier en zone littorale (zone potentiellement plus calme, avec une belle vue etc.). La **méthode des prix hédonistes** vise alors à isoler la part du prix du foncier expliquée par la présence de cette zone de protection, afin d'évaluer la plus-value économique associée à celle-ci.

Les méthodes des préférences révélées permettent ainsi d'évaluer :



### Principales limites

#### Un champ d'application restreint

**La limite la plus importante associée aux méthodes des préférences révélées concerne leur champ d'application.** En effet, celles-ci permettent d'évaluer seulement une composante de la VET associée à l'aire marine : la valeur générée par les services culturels gratuits (aménités paysagères, activités récréatives gratuites etc.).

De plus, il est à noter que **la méthode des prix hédonistes n'est applicable que dans le cas particulier où la zone de protection étudiée intègre une zone littorale comprenant elle-même du foncier**, ce qui limite un peu plus son champ d'application.

#### Une hypothèse discutable

La méthode des coûts de transport se fonde sur une hypothèse centrale : le voyage du touriste est motivé par l'unique but de se rendre au sein du milieu naturel étudié. Etant donné que la valeur du service est égale à ces coûts de transport, **il est alors probable que la valeur attribuée à la zone de protection soit en fait surestimée.** En effet, il est raisonnable de penser que le voyage de certains touristes réponde en fait à plusieurs objectifs : se promener dans un village à proximité de la zone naturelle, déjeuner dans un restaurant typique de la région, passer la nuit dans une maison d'hôte, etc. Dans ce cas, les touristes sont prêts à payer les coûts de transports pour remplir tous ces objectifs, et pas seulement pour se rendre dans la zone naturelle. **La valeur réelle associée à la zone naturelle ne représente alors, dans les faits, plus qu'une fraction des coûts totaux de transport.**

#### Le coût d'opportunité associé au temps de trajet

L'évaluation économique par la méthode des coûts de transport intègre la valeur du temps passé durant le voyage. Ce temps de trajet est considéré comme « perdu », et un coût moyen est attribué



à 1h de transport, et ce, pour tous les voyageurs. Cependant, **il est possible que certains voyageurs arrivent à « rentabiliser » ce temps de trajet**, en se donnant la possibilité de travailler, de s'instruire en écoutant un podcast audio, en appelant un proche etc. **Pour ces voyageurs, le coût de transport est alors surestimé.**

D'autre part, **tous les modes de transports ne sont pas équivalents.** De cette façon, la perception du temps de trajet ainsi que l'expérience vécue peut-être différente d'un voyageur à l'autre. A titre d'illustration, une personne ayant la phobie de l'avion ne supportera pas le même coût qu'une personne traversant des paysages notables en voiture ou à vélo, à temps de trajet égal. Dans le premier cas, le coût d'opportunité associé au temps de trajet sera sous-estimé alors que dans le deuxième cas il sera surestimé.

### c) Les méthodes par les coûts

Ce type d'évaluation consistent à estimer :

- Les coûts que la société devrait payer pour remplacer artificiellement un service rendu par l'écosystème. En milieu côtier, le service d'atténuation du risque de submersion marine fourni par une zone humide peut, par exemple, être estimé à travers les coûts d'installation et d'entretien d'une digue. **C'est la méthode des coûts de remplacement.**
- Les coûts que la société devrait supporter en l'absence du service rendu par l'écosystème : combien coûteraient les dommages occasionnés par la submersion des zones d'activités humaines initialement protégée par la zone humide ? **C'est la méthode des coûts évités.**
- Les dépenses que la société devrait engager pour que le service continue à être fourni : combien coûterait la protection des zones humides côtières pour que celles-ci maintiennent la fourniture du service de prévention de la submersion marine ? **C'est la méthode des coûts de maintien ou de restauration.**

Les méthodes par les coûts permettent d'évaluer :



## Principales limites

### Une forte incertitude sur les coûts réellement évités

Concernant la méthode des coûts évités, **une très forte incertitude** peut être associée aux estimations. Dans le cas d'une submersion marine exceptionnelle, les dégâts associés à cet événement reposent sur de fortes hypothèses quant au périmètre touché et l'intensité de la submersion elle-même. Une très forte incertitude concerne aussi les dommages matériels considérés.

Une submersion exceptionnelle génère, en plus des dégâts matériels, des **dommages immatériels** : destruction ou dégradation d'un milieu naturel, décès et blessés, traumatismes etc. Il est nécessaire de mobiliser des méthodes propres à l'économie de l'environnement afin de pouvoir évaluer économiquement ces dommages immatériels, ce qui complexifie encore plus la démarche. C'est pour cette raison **qu'une partie des études mobilisant la méthode des coûts**

**évités** se concentre sur les dommages matériels seulement, mais **sous-estime alors les coûts évités « réels » associés à la prévention de ce type de catastrophe.**

### Le degré de substitution entre le milieu naturel et l'infrastructure d'origine anthropique

La méthode des coûts de remplacement nécessite d'avoir une connaissance avancée sur le degré de substitution entre le service fourni par le milieu naturel et l'infrastructure à installer. Si le service fourni par l'infrastructure présente en réalité un niveau « d'efficacité » différent de celui proposé par le milieu naturel, alors **l'approximation par les coûts de remplacement ne sera pas représentative de la valeur économique du milieu** (durée de vie d'une digue différent de la « durée de vie » d'un écosystème par ex.).

### Des limites à la restauration des écosystèmes

Il est à noter ici que la méthode des coûts de restauration n'est pas forcément adaptée pour tous les écosystèmes, car certains d'entre eux **ne peuvent ou peuvent difficilement être restaurés s'ils sont dégradés**. C'est par exemple le cas de certains herbiers marins (*Posidonia oceanica* par ex.).

Quand il est possible de restaurer l'écosystème, **les activités de restauration ne sont quant à elle pas toujours bien connues et/ou documentées**, ce qui peut limiter la réelle application de cette méthode d'évaluation.

## 2. Les méthodes d'évaluation marchandes

### a) La méthode par les prix de marchés

La valeur économique associée aux services d'approvisionnement et culturels peut être évaluée par les prix de marchés. À ce titre, le service d'approvisionnement en poissons peut par exemple être évalué en étudiant les volumes prélevés dans la zone d'étude ainsi que les prix de vente. De la même façon, comptabiliser le nombre d'usagers d'une activité située dans la zone d'étude (ex : balade en kayak) ainsi que les sommes dépensées pour effectuer cette activité peut permettre d'évaluer économiquement ce service culturel.

La méthode par les prix de marchés peut donc permettre d'évaluer les services suivants :



### Principales limites

#### Une saisonnalité des prix à prendre en compte

Les prix des biens et des services ne sont pas figés dans le temps. Ainsi, même si l'on connaît le niveau de consommation d'un bien ou service au cours de l'année, considérer un seul niveau de prix réduirait la précision des estimations. Certains biens et services connaissent, en effet, une saisonnalité dans leurs prix (prix plus élevés ou plus faibles pendant la période des fêtes de fin d'année etc.). Ainsi, la saisonnalité et tout autre facteur pouvant affecter le prix du bien ou service considéré doit être intégré dans l'analyse.

#### Un prix pas toujours représentatif du marché

Dans certains cas, une distorsion peut survenir sur le marché étudié, et le prix affiché peut donc ne pas être représentatif de la « réalité ». Cette distorsion peut, par exemple être provoquée par une intervention de l'Etat, qui subventionne certains producteurs pour que ceux-ci puissent afficher un prix plus attractif et ainsi trouver des consommateurs, tout en leur permettant de couvrir leurs coûts de production. Une telle politique peut permettre de dynamiser un secteur d'activité mais, dans notre cas, la valeur économique associée au service d'approvisionnement peut alors être sous-estimée ou surestimée : le « vrai » prix du bien considéré ainsi que le niveau de consommation associé seraient différents sans intervention de l'Etat.

### **b) Le modèle bioéconomique**

Le modèle bioéconomique est fondé sur une approche de modélisation couplant une composante biophysique (par ex. l'évolution d'un stock de poissons) avec une composante économique (le niveau de prélèvement, ainsi que les coûts et le revenu générés par celui-ci).

Ce modèle peut avoir deux types d'utilisation :

- Evaluer les impacts écologiques et économiques des scénarios de gestions ;
- Déterminer le niveau de prélèvement « optimal » qui permet de maximiser le revenu des pêcheurs à long terme.

Le modèle bioéconomique permet d'estimer économique le service écosystémique suivant :



## **Principales limites**

### **La mobilité des facteurs de production**

Les modèles bioéconomiques supposent une mobilité des facteurs de production (travail et capital). En réalité, il existe souvent peu d'alternatives d'emploi dans les régions où se déroule la pêche, et les pêcheurs ne sont pas toujours prêts à changer de région afin de changer d'emploi. La mobilité du capital est également loin d'être parfaite. Plusieurs contraintes peuvent peser sur les investissements, comme leur irréversibilité (navires très spécialisés), l'absence de possibilités de revente etc.

### **Des simulations dépendantes du taux d'actualisation**

Un taux d'actualisation pondère la valeur de la rente selon les périodes. Pour rappel, plus ce taux est élevé, plus la valeur de la rente dans le futur est faible, et donc plus la valeur de la ressource dans le futur est faible aussi. Le choix de ce taux d'actualisation peut alors être source de discussion, car une valeur élevée de ce dernier peut aboutir à une exploitation des stocks jusqu'à leur extinction (les rentes à court terme bénéficiant de la plus grande pondération).

### **L'homogénéité des comportements des producteurs**

Les modèles bioéconomiques supposent une homogénéité dans les comportements des producteurs, maximisant chacun leur rente sans considérer les conséquences globales de leurs

stratégies. A l'inverse, certains travaux ont pu montrer que les stratégies de court terme pourraient être conditionnées par des adhérences sociales et culturelles locales. A moyen terme, des contournements de la réglementation peuvent également être observés.

### Une évaluation centrée sur la situation d'équilibre

Les modèles bioéconomiques analysent généralement des situations d'équilibre, c'est-à-dire des situations vers lesquelles tendent les systèmes (stock, flottille etc.) en réaction à un changement des contraintes. Les trajectoires de passage entre deux équilibres sont rarement envisagées, alors qu'elles sont souvent à l'origine des dysfonctionnements observés dans les pêcheries.

#### c) Les retombées socio-économiques

L'analyse des retombées socio-économiques a pour but d'évaluer les bénéfices (*resp.* les coûts) économiques marchands générés par les activités économiques favorisées (*resp.* défavorisées) par l'AMP et profitant à la population locale.

L'intérêt de mobiliser l'analyse des retombées socio-économiques est d'analyser les effets d'entraînement (ou effet ricochet) que les dépenses génèrent sur l'ensemble des activités économiques du territoire à travers une estimation des **impacts directs, indirects et induits**.

#### Illustration : les activités touristiques

Les touristes peuvent dépenser leur argent dans une entreprise de restauration locale. L'argent dépensé aura un **impact direct** dans le secteur de la restauration. L'entreprise de restauration, quant à elle, devra s'approvisionner auprès des agriculteurs qui peuvent aussi être localisés sur le territoire. Ainsi, les dépenses des touristes dans une entreprises de restauration auront également un impact sur l'activité agricole locale (**impacts indirects**). De même, l'argent issu des dépenses des touristes est utilisé pour rémunérer les restaurateurs et les agriculteurs. Ce revenu sera utilisé pour consommer des biens et services dont une partie sera produite sur le territoire local et qui générera des retombées socio-économiques supplémentaires pour le territoire (**impacts induits**).

Il est à noter que ces impacts directs, indirects et induits peuvent également être estimés à une échelle plus large (régionale, nationale ou internationale).

Concrètement, les retombées socio-économiques sont évaluées selon trois indicateurs : **la production** (valeur monétaire des biens et services produits), **la valeur ajoutée** (la richesse économique créée) et **le nombre d'emploi en équivalent-temps-plein**. Sur la base de ces évaluations, des taux de croissance peuvent être estimés pour chaque activité commerciale identifiée. **Des scénarios prospectifs peuvent alors être définis et étudiés, permettant une évaluation des bénéfices en fonction de l'évolution des mesures de protection appliquée à la zone considérée.**

L'évaluation par les retombées socio-économiques peut alors permettre d'évaluer les bénéfices économiques des services marchands profitant à la population et à l'activité économique locale :



## Principales limites

### La non-prise en compte des bénéfices non marchands

La méthode par l'analyse des retombées socio-économiques évalue uniquement les bénéfices économiques marchands, à savoir les activités économiques qui dépendent du bon état écologique. Elle ne tient pas compte des bénéfices économiques non marchands, qui peuvent être les principaux bénéfices associés à la protection d'une aire marine protégée. Ainsi, la mobilisation seulement de cette analyse sous-estime les bénéfices économiques qui peuvent être procurés par des mesures de conservation des écosystèmes. Il est nécessaire de coupler cette analyse avec les méthodes d'évaluation monétaire pour intégrer les bénéfices non marchands.

### La qualité des données socio-économiques dans le système de comptabilité nationale

La réalisation d'une évaluation des retombées socio-économique exige la mobilisation d'un tableau entrées-sorties<sup>2</sup>. Cela suppose que le pays puisse disposer d'une comptabilité économique développée afin de publier un tableau entrées-sorties robuste. De plus, une analyse des retombées socio-économique à l'échelle plus locale peut être assez complexe à mener compte tenu de la disponibilité des données. Les données socio-économiques sont généralement consolidées à l'échelle nationale, mais pas forcément à l'échelle locale. La comptabilité économique régionale est généralement peu développée dans la très grande majorité des pays. Cela suppose de construire un tableau entrées-sorties à l'échelle locale sur la base d'un certain nombre d'hypothèses relativement fortes. Ainsi le tableau entrées-sorties local est susceptible de ne pas prendre en compte toutes les spécificités locales, surtout en matière de stratégies d'approvisionnement des entreprises.

### Les hypothèses associées au modèle entrées-sorties

Le modèle entrées-sorties s'appuie sur les hypothèses de linéarité. Les achats de matières premières et des prestations de services sont supposés linéaires au montant de la production. Pour un euro de chiffre d'affaires, cela suppose qu'il faut la même quantité de matières premières, de services et d'emplois. Ainsi, le modèle ne tient pas compte des effets possibles de substituabilité entre les intrants (matières premières), et aussi entre les facteurs de production (travail et capital).

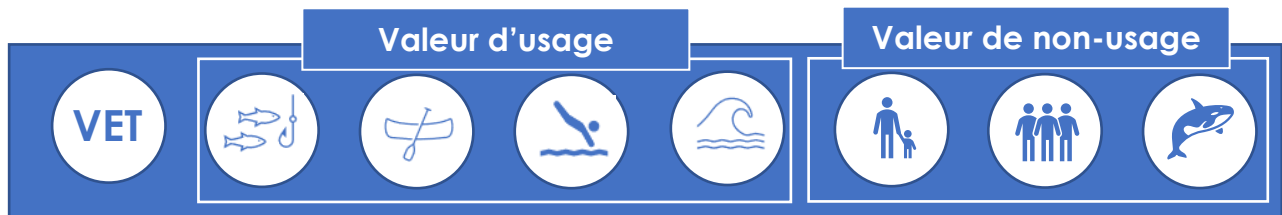
---

<sup>2</sup> Un tableau entrées-sorties est un des tableaux que les comptables nationaux doivent construire tous les ans. Ce tableau retrace le montant monétaire des flux d'échange entre les différents secteurs de l'économie, et il permet de connaître la contribution des différents secteurs à la création de la richesse économique nationale (le Produit Intérieur Brut).

### 3. Les transferts de bénéfices

La méthode de « transfert de valeur » ou « transfert de bénéfices » consiste à **estimer la valeur économique d'un service écosystémique ou d'un milieu donné en s'appuyant sur des résultats d'études déjà existantes**, qui peuvent ensuite être ajustées selon le contexte socio-économique du pays considéré.

Cette méthode est donc **la méthode la moins coûteuse** parmi toutes celles reportées dans le présent document, et permet théoriquement de pouvoir **obtenir une valeur économique pour chaque composante de la VET** :



Cependant, comme développé ci-dessous, la méthode de transfert de bénéfices reste aussi la méthode d'évaluation **la moins robuste compte tenu des hypothèses faites**.

#### Principales limites

##### Le possible manque d'études

Il est possible que peu, voire aucune étude scientifique robuste n'ait encore réalisé d'estimation économique correspondant pleinement aux besoins identifiés. Cette méthode nécessite en effet de s'appuyer sur une ou plusieurs études existantes bien spécifiques évaluant le service écosystémique souhaité, le tout dans un milieu naturel suffisamment proche de celui concerné par la politique de protection. La similarité entre les contextes reste difficile à évaluer.

##### Une robustesse limitée

**S'appuyer sur les résultats d'une seule étude pourrait limiter grandement la robustesse des valeurs transférées.** Une bonne pratique pourrait être de réaliser une méta-analyse sur l'évaluation économique du service écosystémique considéré fourni par une aire marine, et d'en extraire une valeur économique moyenne afin **de réduire les incertitudes**.

##### Des écosystèmes non identiques

Il est raisonnable de penser que **le milieu étudié n'est pas parfaitement identique à celui ayant fait l'objet d'une évaluation économique préalable**. Ainsi, ces deux milieux ne fournissent potentiellement **pas la même quantité et la même qualité de service écosystémiques à l'hectare** (des stocks de poissons différents, des valeurs paysagères différentes, etc.). Il faudrait donc pouvoir identifier ces différences (quand cela est possible), pour pouvoir **corriger les valeurs transférées**, et ainsi obtenir des estimations plus robustes.

##### Des préférences identiques entre les populations

Le transfert de bénéfices suppose des préférences identiques entre les populations. Comme évoqué précédemment, les valeurs sont ajustées en fonction des différences de revenus entre les populations. En d'autres termes, cette méthode suppose que les CAP sont davantage déterminés par le niveau de revenu des ménages que par leurs préférences entre les différents biens et services. Cette hypothèse forte peut être source de discussion.

## La conversion des valeurs économiques







La méthode des transferts de bénéfices nécessite de corriger les valeurs déjà existantes en fonction du contexte économique du pays d'étude. Seulement, une partie des études mobilisant ce type de méthode corrigent les valeurs à partir du **PIB par habitant seulement**.

Corriger une valeur économique par le PIB par habitant permet d'ajuster celle-ci en fonction du niveau de revenu de la population considérée (1€ représente une somme plus importante pour un ménage modeste que pour un ménage aisé).

Une bonne pratique consiste à affiner ce transfert de valeur en prenant en compte **l'inflation** à travers le temps (1€ en 2010 n'est pas égal à 1€ en 2022) à l'aide de l'Indice de Prix à la Consommation et **les différences de pouvoir d'achat entre les pays** (1€ ne permet pas d'acheter la même chose en France et en Indonésie) en plus de la différence de revenu moyen en utilisant le Purchasing Power Parity.

## 4. Synthèse des méthodes d'évaluation économiques

Le tableau ci-dessous synthétise les différentes méthodes d'évaluation économiques développées dans le présent document, et précise pour chacune d'entre elles leur domaine d'application (les services écosystémiques associés) ainsi que leur répartition au sein des deux catégories *ex-ante/ex-post*.

Evaluation marchande	Méthode par les prix de marché		
	Retombées socio-économiques		
	Modèle bioéconomique		
Evaluation non marchande	Préférences déclarées	Evaluation contingente	
		Méthodes des choix discrets	
	Préférences révélées	Prix hédonistes	
		Méthode des coûts de déplacement	
	Méthodes par les coûts	Méthode des coûts évités	
		Méthodes des coûts de remplacement	



		Méthode des coûts de maintien/de restauration	
Transfert de bénéfices			

## 5. L'analyse coût bénéfice

Comme mentionné précédemment, la mise en place d'une zone de protection forte peut induire des **bénéfices directs** (en termes de protection des ressources naturelles et de leur « fonction écologique ») **et indirects** (augmentation des bénéfices économiques liés à une augmentation de la fourniture de certains services écosystémiques), mais génère également des **coûts directs** (de gestion notamment) **et indirects** (réduction des bénéfices liés à la limitation des activités sur le site).

L'analyse coût bénéfice (ACB) permet de savoir si les bénéfices économiques générés par une politique de protection dépassent les coûts associés (différence entre les coûts totaux et les bénéfices totaux, ou ratio entre ces derniers). L'ACB est très fréquemment mobilisée dans **l'aide à la décision publique**.

**Cette partie développe quelques points d'attention relatif à cet exercice.**

### *L'agrégation des valeurs*

L'agrégation des valeurs économiques estimées pour chaque service écosystémique et pour chaque type de coût nécessite d'engager une réflexion portant entre-autres sur :

- **L'unité des valeurs** : si les valeurs sont exprimées en unité monétaire par unité physique (par hectare, par mètre linéaire de côte etc.), il vaut mieux que celles-ci soient d'abord calculés au niveau de l'écosystème entier, puis divisées par l'unité physique considérée. L'incertitude associé au bénéfice moyen sera alors plus faible que dans la situation où la valeur du service est calculée dans une zone définie au sein de l'écosystème, puis multipliée par la surface totale de ce dernier.

Par ailleurs, il n'est pas nécessaire que les valeurs de tous les services soient exprimées par unité physique commune (par hectare, par mètre linéaire de côte etc.), puisque toutes les valeurs monétaires seront finalement agrégées au niveau de l'aire marine dans son entièreté.
- **La nature des valeurs** : il faut par exemple s'assurer que l'on n'additionne pas des bénéfices moyens (bénéfice généré en moyenne par un hectare de l'aire marine considérée) avec des bénéfices marginaux (bénéfice généré par un hectare d'aire marine supplémentaire). Par ailleurs, certaines méthodes d'évaluation estiment des CAP qui sont



théoriquement incompatibles et ne peuvent être additionnée sans un ajustement préalable. Sinon, le biais doit tout du moins être explicitement identifié au sein de l'étude<sup>3</sup>

- **La cohérence** : Il peut y avoir des risques de double comptabilité dans l'agrégation des valeurs économiques des services écosystémiques selon les méthodes d'évaluation qui ont pu être mobilisées. Cela peut être le cas par exemple dans l'agrégation des valeurs culturelles associées aux aménités paysagères et aux activités de loisirs gratuites, mais aussi concernant les valeurs de non-usage (valeur d'existence, valeur altruiste, valeur de leg). Une attention particulière doit donc être portée à ce sujet, afin d'éviter de surestimer les bénéfices économiques (François et al., 2012).

### *La répartition des coûts et des bénéfices au sein de la population*

Bien que le but de l'ACB consiste à estimer une unique valeur monétaire associée à la mesure de protection, il faut garder en tête que **les bénéfices et les coûts ne seront pas forcément portés par les mêmes acteurs économiques**. En particulier, la majorité des bénéfices seront « **publics** », autrement dit portés par la population (préservation du milieu naturel et de la biodiversité) alors qu'une partie des coûts sera « **privée** » (réduction de l'activité des pêcheurs, réduction des activités touristiques etc.). Cette répartition des bénéfices et des coûts pourra *in fine* avoir un **impact significatif sur l'acceptabilité de la politique par les acteurs économiques**.

### *L'actualisation des bénéfices*

La valeur économique future de l'écosystème doit être soumise à un taux d'actualisation. Pour rappel, l'actualisation permet de prendre en compte le fait que les ressources disponibles dans 100 ans « valent » moins économiquement que celles disponibles aujourd'hui. Ceci est due à un taux de préférence pour le présent, mais est aussi justifié par le coût d'opportunité du capital et le coût des emprunts.

Seulement, dans notre cas, les bénéfices économiques peuvent apparaître plus de 20 ans après la mise en place de la protection. Le choix du taux d'actualisation peut donc avoir un impact significatif sur les résultats de l'analyse économique de la protection, puisque les bénéfices futurs ont une pondération plus faible que les coûts « actuels » (coût du capital liés la création de l'AMP et coûts liés à la réduction des activités de pêches).

### *L'analyse de sensibilité*

Les valeurs économiques des bénéfices et des coûts présentent généralement des incertitudes (des marges d'erreur, des intervalles de confiance autour de la valeur moyenne) induisant une incertitude sur les résultats de l'ACB. L'ACB doit donc inclure une analyse de sensibilité permettant d'étudier l'impact d'une variation des paramètres (variation des coûts et des bénéfices au sein de leur intervalle de confiance) sur les résultats de l'ACB.

---

<sup>3</sup> Par exemple, l'évaluation contingente et la méthode des coûts de transports estiment respectivement la demande Hicksienne (effet de substitution compensé) et la demande Marshallienne (effet de substitution + effet revenu), et leur agrégation nécessite de prendre en compte cette différence.

### III. Les enjeux liés à l'évaluation de la plus-value économique des AMP

#### 1. La nécessité d'un scénario de référence

Dans ce document, nous avons vu qu'évaluer la Valeur Economique Totale associée à une AMP constitue un réel défi méthodologique. Un autre enjeu consiste à évaluer la **plus-value économique des AMP, c'est-à-dire à isoler la part des bénéfices nets** (bénéfices bruts – coûts) **issue de la mise en place de la protection.**

**Certains services écosystémiques seraient en effet fournis même en l'absence d'AMP.** Pour isoler cette plus-value, il faut donc réussir à évaluer la valeur associée à une AMP, puis la comparer à la valeur de la même zone sans protection. En d'autres termes, **il faut pouvoir prendre en compte un scénario de référence.**

Les résultats sur le ratio coûts-bénéfices peuvent forcément varier si on prend en compte l'ensemble des bénéfices économiques associés à la zone ou seulement les bénéfices économiques imputables à la protection dans cette zone. Cette distinction est très bien décrite dans l'étude réalisée de Mangos et Claudot (2013). Prenons le cas d'étude de Cap de Creus en Espagne. Dans le cas du scénario tendanciel, la valeur des services économiques est estimée à 3 043 M€ tandis que les coûts de gestion à 28 M€. Un renforcement de la protection devrait augmenter la valeur économique des services écosystémiques pour atteindre un montant de 3 535 M€ (+ 492 M€ par rapport au scénario tendanciel) tandis que les coûts de gestion seraient à 66 M€ (+ 37 M€ par rapport au scénario tendanciel). Si on divise le montant total de la valeur économique des services écosystémiques par les coûts de gestion dans le cas du renforcement de la protection, on arrive à un ratio coûts-bénéfices élevé de 54 € (= 3 535 / 66). L'évaluation du ratio coûts-bénéfices de protection exige au contraire de diviser l'augmentation de la valeur des services écosystémiques expliquée par le renforcement de la protection (+492 M€) par l'augmentation des coûts associés au renforcement de la protection (+ 37 M€). On obtient un ratio coûts-bénéfices plus de faible de 13 €. **Ainsi un euro engagé dans la protection génère un bénéfice économique de 13 €, et non de 54 €.**

Avant de décrire les bonnes pratiques pour définir ce scénario de référence, il peut être pertinent de s'attarder tout d'abord sur deux « erreurs » communes dans l'évaluation de politiques publiques.

*1<sup>ère</sup> « erreur » : comparer la valeur économique avant et après la mise en place de la zone de protection*

**Comparer la valeur économique d'une aire marine avant et après la mise en place de la protection ne permet pas (dans la majorité des cas) d'estimer la plus-value économique de la protection.** En effet, une situation où la valeur économique après la mise en place de l'AMP est plus faible que la valeur économique avant la mise en place de cette dernière n'implique pas forcément que l'AMP a un impact négatif sur la valeur économique. La mise en place de la protection pourrait tout simplement « atténuer » une situation de dégradation graduelle de la zone, et donc finalement avoir un effet positif invisible en comparant les valeurs économiques avant/après.

Dans les graphiques ci-dessous, cet effet positif est égal à la différence entre la valeur économique à T1 avec AMP et la valeur économique à T1 sans AMP. **Cet effet positif constitue la réelle plus-value économique de l'AMP.**

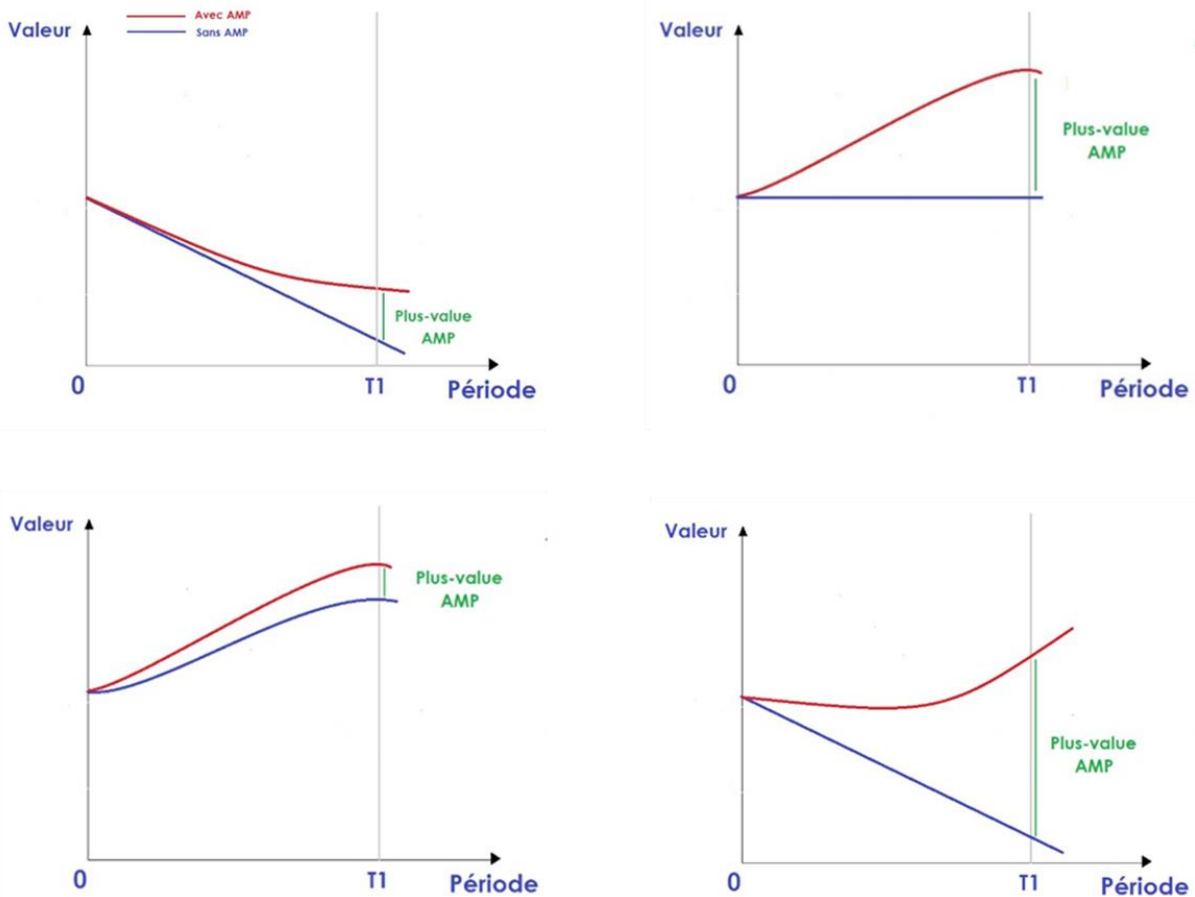


Figure 2 : Quatre situations différentes permettant d'illustrer les écarts de valeurs entre la mise en place de l'AMP et le scénario de référence. Adapté de Davis et al. (2019).

**2<sup>ème</sup> « erreur » : comparer la valeur économique de deux aires marines bénéficiant d'un niveau de protection différent, sans une étude préalable des contextes**

Comparer la valeur économique de deux aires marines (l'une bénéficiant d'une protection et l'autre non) ne permet pas forcément d'estimer la plus-value économique associée à la protection.

Pour évaluer l'effet d'une politique d'aides sociales, il est nécessaire de comparer deux groupes d'individus présentant des caractéristiques socio-démographiques similaires, à la différence près que l'un bénéficie de l'aide sociale et l'autre non (groupe contrôle). De la même façon, il est nécessaire de comparer deux sites naturels « comparables », à la fois écologiquement et socio-économiquement, pour pouvoir isoler l'effet de la protection sur la valeur économique.

Si les deux sites ne sont pas relativement similaires, la différence observée entre les valeurs économiques peut alors être expliquée par une multitude de facteurs autres que la protection (usage différents, patrimoine naturel différent etc.)

**1<sup>ère</sup> solution : La méthode des doubles différences**

Une solution consisterait à suivre dans le temps deux aires marines comparables écologiquement et présentant des valeurs économiques relativement proches. Sur ces deux aires marines, il faudrait que l'une soit amenée à bénéficier d'une protection, et l'autre non. Celle ne bénéficiant pas de la protection servira de scénario de référence (ou de contrôle), et permettra alors d'observer la valeur économique si la protection n'avait pas été mise en place dans la première aire marine. La plus-

value économique de la protection est alors égale à la différence entre la valeur économique à T2 de l'aire marine avec protection et la valeur économique à T2 de l'aire marine sans protection (Figure 3).

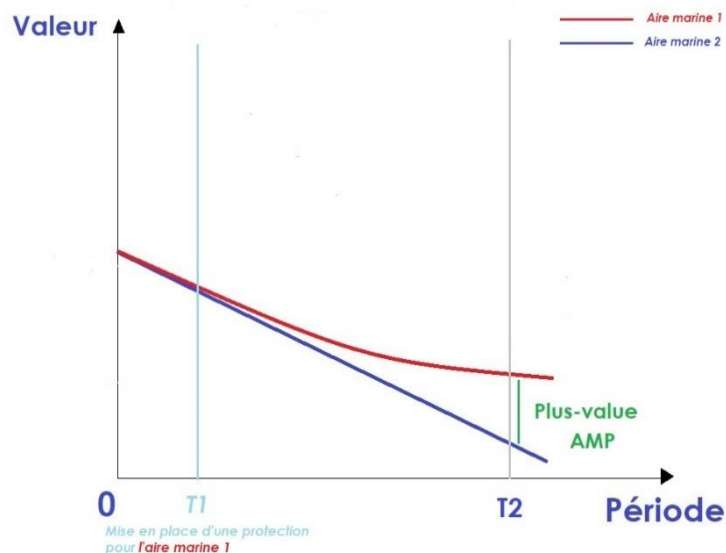


Figure 3 : Suivi de la valeur de deux aires marines similaires dont une bénéficiant d'une protection à T1

Cet exercice utilisant une approche impact / contrôle n'a été que très rarement mené dans la littérature.

### *2<sup>ème</sup> solution : modélisation de la valeur économique à travers l'étude de scénarios de protection*

Procéder par une évaluation *ex-ante* permet également d'évaluer la plus-value économique associée à une AMP. Dans ce contexte, **le scénario de référence est représenté par l'état actuel de l'aire marine étudiée**, qu'elle bénéficie ou non d'une protection.

Évaluer la plus-value économique associée à l'AMP implique ici de modéliser un scénario où la protection est mise en place (si l'aire marine étudiée ne bénéficie pas encore d'une protection) ou retirée (si l'aire marine étudiée bénéficie déjà d'une protection). Une simulation de l'évolution de la valeur économique dans le temps sans changement du niveau de protection de la zone est aussi nécessaire (Figure 4). La création de ces deux scénarios hypothétiques permettra alors, *in fine*, de pouvoir comparer la valeur économique de l'aire marine avec et sans protection.

Il est à noter que l'évaluation de la valeur économique associée à ces scénarios hypothétiques reposera sur des hypothèses plus ou moins fortes. Il faut donc être prudent sur les résultats de ce type de modélisation en raison de la non-linéarité des réponses des écosystèmes à la politique de protection, la dispersion spatiale des processus des écosystèmes marins et l'existence de seuils critiques.

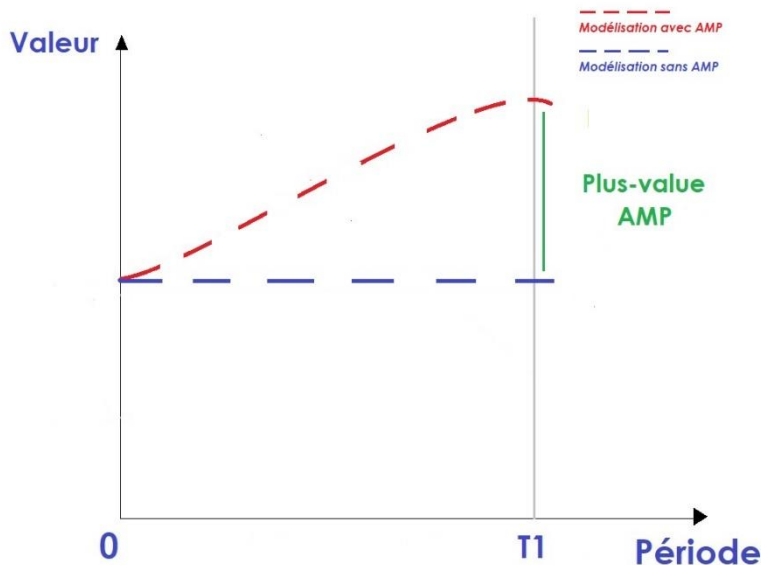


Figure 4 : Modélisation de l'évolution de la valeur économique d'une aire marine sans changement du niveau de protection afin d'obtenir un scénario de référence

**Tout le raisonnement développé dans cette partie s'applique de la même façon à l'évaluation de la plus-value de la ZPF par rapport à une AMP classique.**

## 2. Quel périmètre d'évaluation ?

La sélection du périmètre d'évaluation peut avoir un impact non négligeable sur les résultats de l'estimation de la plus-value économique associée aux AMP. La mise en place d'une politique de protection peut, en plus d'avoir des effets directs sur les activités économiques dans la zone concernée, induire des effets d'entraînements sur les activités économiques et les écosystèmes à une échelle plus large.

Par exemple, l'instauration d'une AMP suppose une réduction des prélèvements dans l'aire marine étudiée, mais il est probable que ceux-ci soient déplacés au sein des zones non-protégées alentours. Il est alors possible de surestimer ou sous-estimer la baisse totale des prélèvements dans la région en se cantonnant à la seule zone bénéficiant de la protection.

Dans les faits, les coûts associés aux prélèvements dans la région peuvent à leur tour être influencés par des effets de congestion et réserve :

- Pour un stock de poissons et un niveau de prélèvement donnés, une augmentation du nombre total de pêcheurs due au report des activités dans une zone donnée accentue la compétition entre ces derniers, et induit alors une augmentation moyenne du temps et des moyens à mobiliser pour chaque pêcheur. Cet effet de congestion a donc tendance à augmenter les coûts moyens associés aux prélèvements.

- La mise en place d'une AMP peut à long terme augmenter le stock de poissons dans la zone concernée, mais également dans les zones alentours. Cet effet réserve<sup>4</sup> pourrait réduire de son côté les coûts moyens associés aux prélèvements dans le milieu bénéficiant de la politique de protection mais aussi dans les zones adjacentes.

Pour les valeurs de non-usage (les valeurs d'existence, de leg et altruiste), il est également probable que l'ensemble des bénéficiaires s'étendent à une échelle régionale, nationale, ou même internationale. Il pourrait ainsi être conseillé de réaliser l'évaluation économique en prenant en compte les échelles d'influences des écosystèmes et des services écosystémiques étudiés, c'est-à-dire : la zone affectée par l'effet réserve des services, la zone où les usages ont lieu, les parties prenantes et la destination finale des biens extraits des écosystèmes.

---

<sup>4</sup> L'effet réserve est constitué de l'effet « spillover » à travers l'export de poissons adultes et de l'effet « recrutement » à travers l'export d'œufs, de larves et de juvéniles.

# Bibliographie

- Claudet, J., Loiseau, C., & Pebayle, A. (2021). Critical gaps in the protection of the second largest exclusive economic zone in the world. *Marine Policy*, 124, 104379.
- Costanza et al. (2017). Twenty years of ecosystem services : How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem services*, 28, 1-16.
- Costanza et al. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature*, 387, 253-260.
- Davis K. J., Vianna G. M. S., Meeuwig J. J., Meekan M. G., Pannell D. J. (2019). Estimating the economic benefits and costs of highly-protected marine protected areas. *Ecosphere* 10(10):e02879. 10.1002/ecs2.2879
- Day, J., Dudley, N., Hockings, M., Holmes, G., Laffoley, D. D. A., Stolton, S., & Wells, S. M. (2012). Guidelines for applying the IUCN protected area management categories to marine protected areas. IUCN.
- François O., Pascal N., Meral P. (2012). Analyse Coût-Bénéfice des Mesures de Gestion des Récifs Corallien et Mangroves : Revue Méthodologique. IFRECOR, Document de travail.
- Haines R., Hattam C., Pantzar M., Russi D., Executive Agency for Small and Medium-sized Enterprises, 2018. Study on the economic benefits of Marine Protected Areas. Literature review analysis.
- Kennedy, E. V., Perry, C. T., Halloran, P. R., Iglesias-Prieto, R., Schönberg, C. H., Wisshak, M., ... & Mumby, P. J. (2013). Avoiding coral reef functional collapse requires local and global action. *Current Biology*, 23(10), 912-918.
- Lester, S. E., Halpern, B. S., Grorud-Colvert, K., Lubchenco, J., Ruttenberg, B. I., Gaines, S. D., ... & Warner, R. R. (2009). Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Marine Ecology Progress Series*, 384, 33-46.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005). Millennium Ecosystem Assessment Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis Island Press, Washington, DC (2005)
- Mongos, A., Claudot, M.A. (2013) Economic study of the impacts of marine and coastal protected areas in the Mediterranean, étude pour le plan Bleu
- Niccolini, F., Marzo, D., Scipioni, S., Randone, M., Hogg, K., & Gomei, M. (2019). Ecosystem services, socio-economic values and organizational profiles of Mediterranean Marine Protected Areas.
- Pobihushchy, S. I. (1986). A perspective on the Indian nations in Canada. *Canadian Journal of Native Studies* 6, pp. 105-128.
- TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity), (2008). The Economics of Ecosystems and Biodiversity: An Interim Report, European Commission. Available at: [www.teebweb.org](http://www.teebweb.org).
- TEEB (2010). P. Kumar (Ed.), The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB): Ecological and Economic Foundations, Earthscan, London (2010)

