

**OBSERVATOIRE
DES PÊCHES ET DES CULTURES MARINES
DU GOLFE DE GASCOGNE**

Valeur patrimoniale d'un écosystème

Recueil de méthodologies d'évaluation – premiers éléments vers une application au milieu estuarien

Johanna JORDI, Stéphanie MUCHIUT, Daniel AUBIN
IMA Bayonne

Observatoire des Pêches et des Cultures Marines du golfe de Gascogne

Editeur :

AGLIA
Centre International de la Mer
La Corderie Royale
BP 108
17 303 ROCHEFORT
Tel : 05.46.82.60.60 – Fax : 05.46.88.45.78

Directeur de la publication :

M. François MAÏTIA, Président de l'AGLIA

Impression en France par :

Société Atlantique d'Impression (SAI)
BP 30229
18 allée Marie Politzer
64 205 BIARRITZ CEDEX

Dépôt légal :

Février 2005

Nous remercions tous ceux qui, au cours de différentes rencontres, ont partagé leurs connaissances et leurs expériences, et plus particulièrement :

- Madame Rabic, Présidente de la commission estuarienne du Comité Régional des Pêches Maritimes d'Aquitaine
- Monsieur Point, Université Montesquieu - Bordeaux IV
- Monsieur Liernart, Université de la Méditerranée - Aix Marseille II

SOMMAIRE

1	Introduction	1
2	Contexte actuel et objectif	2
2.1	Prise de conscience et contexte actuel	2
2.2	Objectifs	3
2.3	Rappels de terminologie.....	4
3	Les estuaires : description et valeur patrimoniale.....	5
4	Principales méthodes d'évaluation de la valeur de biens et services environnementaux non commerciaux.....	6
4.1	Valeurs d'usage : Estimation à un moment défini.....	6
4.1.1	Mesure économique de la valeur des espèces piscicoles	6
4.1.2	Mesure économique de la valeur de l'habitat	11
4.1.3	Mesure économique de la valeur des chaînes trophiques des espèces halieutiques.....	13
4.1.4	Conclusion	15
4.2	Valeurs de l'incertitude : valeur d'option et de non usage	16
4.3	Méthodes adaptées à l'estimation de la Valeur Patrimoniale d'un estuaire : Discussion et conclusion	17
4.3.1	Espèces halieutiques et espèces protégées de l'estuaire	17
4.3.2	Habitats.....	17
4.3.3	Réseaux trophiques.....	17
5	Cas particulier des estuaires et de la pêche professionnelle estuarienne : données nécessaires, contraintes et difficultés	18
5.1	Estimation de la valeur patrimoniale.....	18
5.1.1	Espèces halieutiques	18
5.1.2	Espèces protégées	19
5.1.3	Habitats	22
5.1.4	Réseaux trophiques.....	25
5.2	Estimation des dommages en cas de pollution	26
5.2.1	Méthode des chaînes trophiques	26
5.2.2	Méthode d'évaluation de la productivité	26
6	Données disponibles	28
6.1	Informations sur les ressources.....	28
6.1.1	Captures	28
6.1.2	Biomasse	29
6.1.3	Production primaire	32
6.1.4	Modèle de réseaux trophiques	33
6.2	Informations économiques.....	34
6.2.1	Prix par espèce.....	34
6.2.2	Coefficient de conversion de biomasse en carburant fossile	35
6.2.3	Coefficient de conversion du carburant en dollar	35
6.3	Information géographique.....	36
7	Tableau de synthèse.....	37
8	Conclusion générale.....	38
9	Bibliographie	39

1 INTRODUCTION

Les estuaires, interfaces entre le milieu maritime et le milieu continental, sont soumis à de nombreuses pollutions venant aussi bien du bassin versant (pollutions industrielles, organiques, thermiques...) que du milieu maritime (pollution aux hydrocarbures par exemple).

L'importance de ces multiples pollutions d'origines variées est telle qu'aujourd'hui, l'état de nos estuaires est préoccupant. On peut noter de façon générale une mauvaise qualité des eaux et une régression voire une disparition de certains habitats comme les zones humides. Les impacts de ces perturbations sont nombreux, notamment au niveau de certaines espèces aquatiques qui voient leur population décroître.

Les tentatives d'évaluation des dommages subis par l'environnement existent mais restent marginales et ne sont pas réellement prises en compte par les systèmes d'indemnisation européens et français, notamment par le FIPOL¹, le système d'indemnisation majoritaire en Europe. En effet, suite à une pollution accidentelle, le FIPOL ne prend en compte que les pertes de production au sens strict (pertes économiques chiffrées et justifiées) sans tenir compte des conséquences liées à la destruction des habitats ou à celle des chaînes trophiques qui auront pourtant des répercussions sur le long terme.

Les pêcheurs professionnels, acteurs de la veille environnementale, observent au fil du temps l'évolution et la dégradation de l'environnement de leurs territoires de pêche, lieux de leur activité professionnelle. Celle-ci, en effet, peut être fortement pénalisée lors des pollutions accidentelles qui provoquent des fermetures provisoires de la pêche dans un premier temps puis, fréquemment par la suite, une diminution des captures. Premiers à subir les pollutions, dépourvus d'un système d'indemnisation adapté, les professionnels souhaitent aujourd'hui que la valeur patrimoniale de leurs estuaires soit prise en compte dans les politiques futures d'indemnisation et de gestion de ces milieux.

L'AGLIA², consciente des enjeux importants que représente cette dégradation des habitats pour l'avenir des populations piscicoles et de ce fait pour l'avenir des pêcheurs professionnels estuariens, a souhaité s'impliquer dans cette démarche, au côté des professionnels. Dans la perspective d'une réelle estimation de la valeur patrimoniale des estuaires, il était indispensable de réaliser, en préambule, une étude bibliographique afin de répertorier l'ensemble des méthodes applicables à un écosystème, puis dans un second temps, de recenser et d'apprécier les données disponibles en milieu estuarien, et plus particulièrement pour les trois principaux estuaires de la façade AGLIA (Loire, Gironde, Adour).

Toutefois, il ne s'agit pas ici de définir la valeur patrimoniale d'un estuaire dans sa globalité mais de considérer l'estuaire uniquement du point de vue de l'activité de pêche professionnelle.

Le présent document, réalisé par l'Institut des Milieux Aquatiques, s'appuie sur un mémoire de maîtrise de l'UPPA réalisé par Melle Johanna JORDI, stagiaire à l'IMA.

¹ Fond international d'indemnisation pour les dommages dus à la pollution par les hydrocarbures.

² Association du Grand Littoral Atlantique qui regroupe trois régions : Aquitaine, Poitou-Charentes et Pays de la Loire

2 CONTEXTE ACTUEL ET OBJECTIF

2.1 PRISE DE CONSCIENCE ET CONTEXTE ACTUEL

La diversité biologique diminue depuis le début de l'ère industrielle à un rythme de plus en plus alarmant. Aujourd'hui, les experts estiment que deux espèces sur mille disparaissent chaque année contre une espèce par an au cours de l'évolution, soit une fréquence 1 000 à 10 000 fois plus élevée.

A la disparition des espèces est associée la disparition des écosystèmes. En effet, chaque année, la planète perdrait, selon les estimations, une superficie de forêts comparable à celle des Pays Bas.

Les nations commencent à prendre conscience de ce problème dans les années 1970, lors de la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement à Stockholm. Depuis, d'autres actions internationales ont vu le jour. En 1987, la publication du rapport de la Commission Mondiale Internationale de l'Environnement « Notre avenir à tous » a attiré l'attention des décideurs. En 1992, la **Convention de la Diversité Biologique de Rio de Janeiro**, signée par 150 pays (à l'exception des Etats Unis), compte aujourd'hui 187 adhérents. Cette convention est remarquable par sa portée et sa capacité à définir les droits et les obligations des Etats. Elle n'instaure toutefois pas de système de surveillance et de contrôle, laissant libre cours aux actions nationales. Néanmoins, dans le cadre de cette convention, de nombreuses mesures ont pu être prises dont l'adoption du Protocole de Carthagène, en 2000, visant à contrôler les risques de déplacements transfrontaliers d'organismes vivants génétiquement modifiés (Le Danff, 2002). Elle a également permis l'établissement de fonds d'indemnisation pour l'environnement mondial (FEM) accordés aux pays en développement pour des programmes de protection et valorisation de l'environnement (Convention sur la diversité biologique - tentative de bilan depuis le Sommet de Rio de Janeiro, 2002). En février 2004, s'est tenue la 7^{ième} Conférence des Parties à Kuala Lumpur (Malaisie), au cours de laquelle les ministres de l'environnement des 74 pays présents ont rappelé l'objectif de freiner la disparition des espèces d'ici 2010, et se sont penchés sur le problème des aires protégées, des écosystèmes montagneux et des transferts de technologie.

Aujourd'hui, après une suite de réformes et de conventions, de nombreux pays se préoccupent du problème de la biodiversité et de la protection des écosystèmes. L'objectif est donc de stopper la tendance actuelle de perte de la diversité d'ici 2010, avec un challenge supplémentaire pour l'Europe qui s'est engagée à inverser cette tendance pour la même échéance.

Depuis ces dernières années, tout s'accélère. En Europe, les conventions et les réseaux écologiques se multiplient : convention RAMSAR (1997), réseaux NATURA 2000, listes d'espèces menacées et/ou protégées, coordination entre les pays à forte diversité... La France, de part l'exploitation internationale des ressources qu'elle exerce et par sa diversité biologique exceptionnelle, joue un rôle important pour la protection de la biodiversité au niveau international, européen et national (17 éco-régions³ sont recensées dans les territoires français - métropole et outre-mer - sur 238 internationales ; la Nouvelle Calédonie représente le deuxième foyer en terme de richesse biologique).

C'est dans cette perspective que la France élabore pour 2004 **une stratégie nationale pour la biodiversité avec la création fin mars 2004 d'un Conseil Scientifique du Patrimoine naturel et de la Biodiversité**. Ce Conseil a un rôle de veille, de conseil, d'alerte et de réflexion sur les questions scientifiques relatives au patrimoine naturel⁴ (des paysages et écosystèmes aux génomes). La nouvelle stratégie s'articule autour de grandes actions :

³ Ensemble fonctionnel à la fois sur le plan physique, biologique et socio-économique permettant de répondre aux besoins de recherche, de gestion et de développement appliqués aux ressources halieutiques et à ceux qui les exploitent et par rapport aux besoins de conservation des écosystèmes et de la biodiversité qui les supportent. Nous citerons par exemple : l'éco-région méditerranéenne, l'éco-région de la zone côtière d'Afrique de l'Ouest, l'éco-région Valdíviana (Argentine, Chili).

⁴ Décret n° 2004-292 du 26 mars 2004

POUR EN SAVOIR PLUS...

NATURA 2000

www.un.org/french/events/rio92/rio-fp.htm

www.info-europe.fr/europe.web/document.dir/fich.dir/QR001013.htm

RAMSAR

www.ramsar.org

CONVENTION DE RIO

www.biodiv.org/convention/articles.asp?lg=2

europa.eu.int/scadplus/leg/fr/lvb/l28102.htm

- ◆ Intégration des problèmes de la biodiversité dans les politiques,
- ◆ Aide renforcée au développement des pays d'Europe centrale et nouveaux pays indépendants,
- ◆ Installation d'un réseau écologique paneuropéen NATURA 2000,
- ◆ Signature de nombreuses conventions et accords (Ramsar, Berne, Washington, Barcelone, protection de la nature dans le Pacifique Sud, protection du milieu marin de l'Atlantique Nord Est aux Caraïbes...),
- ◆ Dispositif d'observation.

Dans le cadre de cette nouvelle stratégie, l'Etat ne veut plus intervenir en tant que gérant mais en tant que garant. Il est conscient aujourd'hui que les nombreux programmes développés (Natura 2000...) visent en priorité à protéger ou réhabiliter les milieux naturels mais que rien n'était envisagé concernant la valeur économique de ces milieux et leur importance patrimoniale. C'est pourquoi, avec la mise en place de sa nouvelle stratégie pour la biodiversité, la France est demandeuse de programmes de recherche sur le thème de l'évaluation de la valeur patrimoniale des écosystèmes (appel à propositions en avril 2004). En effet, la notion de patrimoine naturel est intimement liée à celle de biodiversité, celle-ci permettant l'établissement d'activités économiques et récréatives ou tout simplement, de favoriser l'épanouissement de l'espèce humaine.

Issue d'une initiative des professionnels de la pêche, validée par le Conseil Scientifique et Technique de l'AGLIA, jugée intéressante par les collectivités (DIREN⁵, Agences de l'eau), et en continuité des actions menées par RAMSAR, cette étude s'inscrit donc tout à fait dans le contexte actuel.

2.2 OBJECTIFS

Patrimoine archéologique, architectural, historique, hydraulique, géologique, *etc*, le terme de patrimoine est de plus en plus utilisé pour des usages qui s'éloignent de l'économie classique et ayant un rapport avec les biens et les services de l'environnement. La **notion de patrimoine** n'est pourtant pas facile à saisir.

Il est possible de définir le patrimoine d'un site, d'un écosystème, comme l'ensemble de ses caractéristiques, fonctions et services qui ont été transmis par les générations passées et qui vont l'être aux générations futures. La valeur patrimoniale d'un site naturel est l'estimation économique ou monétaire du patrimoine en question, cette valeur pouvant être plus ou moins difficile à établir selon la complexité de l'écosystème (Rudloff, 1992).

Afin d'éclaircir cette notion et de relever les méthodes les plus adaptées à l'évaluation de la valeur patrimoniale d'un écosystème, nous avons réalisé une synthèse bibliographique la plus complète possible. **Le but n'est pas de porter un jugement sur les méthodes économiques elles-mêmes mais d'identifier celles applicables à un écosystème estuarien en tant que zone de pêche professionnelle. Nous avons ensuite, pour ces méthodes, défini les informations nécessaires à leur application, puis, dans un second temps, évalué la disponibilité de ces données, principalement au niveau des estuaires de la façade AGLIA (estuaires de la Loire, de la Gironde et de l'Adour).**

L'objectif est de donner les moyens à une collectivité, à une structure professionnelle ou à toute autre structure scientifique, d'estimer la possibilité d'évaluer la valeur patrimoniale de l'estuaire les concernant.

⁵ Direction régionale de l'environnement.

2.3 RAPPELS DE TERMINOLOGIE

L'estimation économique de la valeur patrimoniale passe par des techniques et des méthodes économiques qui font parfois appel à un vocabulaire spécifique. C'est dans un souci de clarté et de compréhension qu'un paragraphe est consacré à l'éclaircissement de certains termes et notions (d'après Bremond *et al.*, 1981 ; Greenwald, 1987 et Barbier *et al.*, 1997).

- Analyse coût-avantages : méthode d'évaluation de tous les coûts et avantages sociaux et économiques découlant d'une décision ou d'un projet.
- Bien : tout ce qui permet de satisfaire un ou des besoins.
- Bien public : lorsqu'une personne peut tirer avantage de l'existence d'un bien ou d'un service écologique sans réduire l'avantage qu'une autre personne peut tirer du même bien ou service.
- Facteur de production : Ressource économique qui entre dans la production d'un bien. On distingue trois principaux facteurs :
 - La terre : comprend toutes les ressources naturelles, c'est-à-dire la terre elle-même, les gisements de minerais, les forêts...
 - Le capital : comprend tous les instruments fabriqués par l'Homme contribuant à une production, c'est-à-dire les outils, les machines, les bâtiments...
 - Les ressources humaines : ce sont les capacités intellectuelles, humaines, physiques mises en œuvre pour une production.
- Fonction : rôle assuré (au moins potentiellement) par un écosystème résultant de ses caractéristiques, de ses propriétés et de son fonctionnement. Par exemple, l'eau assure des fonctions biologiques (eau aliment, eau constituant de la matière vivante...), des fonctions écologiques (biotope aquatique). La fonction d'alimentation est la richesse en éléments nutritifs, la disponibilité des ressources dans cet écosystème.
- Fonction de production : exprime les relations existant entre quantités de produit obtenues et quantités de facteurs nécessaires.
- Rendement : pourcentage obtenu en divisant le revenu annuel de n'importe quel investissement par la valeur de cet investissement.
- Ressource naturelle : matières premières et espèces sauvages disponibles dans la nature et utilisés à des fins humaines, par exemple les forêts, l'eau, les poissons, les oiseaux...
- Service : avantage économique et culturel qui est directement lié aux fonctions d'un écosystème, à son fonctionnement. C'est l'utilisation des fonctions de l'écosystème pour une activité économique telles que la pêche, l'agriculture...
- Transfert d'avantages : pratique qui consiste à se servir de valeurs estimées dans le cas d'un autre écosystème comme base d'estimation de la valeur du site qui nous intéresse.
- Valeur : vaut pour un bien ou un service, souvent mesurée en fonction de la disposition des individus à payer, de laquelle on déduit ce qu'il en coûte pour le fournir.
- Valeur d'usage direct : valeur dérivée de l'usage direct ou d'une intervention mobilisant les ressources ou les services de l'écosystème, par exemple la valeur des poissons pêchés.
- Valeur d'usage indirect : appui indirect et protection assurés à l'activité économique et aux biens par les fonctions naturelles des écosystèmes ou leurs services régulateurs, par exemple les zones humides permettent l'atténuation des crues.
- Valeur de non-usage : Valeur qui n'est pas dérivée d'un usage actuel, direct ou indirect, d'un écosystème : patrimoine culturel, biodiversité par exemple.
- Valeur intrinsèque ou valeur d'existence : valeur d'une chose en elle-même, qu'elle permette ou non de satisfaire des besoins ou des préférences personnelles.

Tableau 1 : Classification de la valeur économique des zones humides

VALEURS D'USAGE			VALEURS DE NON-USAGE
Valeur d'usage direct	Valeur d'usage indirect	Valeur d'option et quasi-option	Valeur d'existence
Poisson	Rétention matières nutritives		
Agriculture	Maîtrise des crues		
Bois de feu	Protection contre tempêtes		
Loisirs	Recharge nappe souterraine	Usages futurs potentiels (usages directs et indirects)	Diversité biologique
Transport	Contribution aux activités hors de l'écosystème	Valeur future de l'information	Culture, patrimoine
Prélèvement d'espèces sauvages	Stabilisation micro-climatique		Valeur d'héritage
Tourbe/énergie	Stabilisation littoral, etc.		

Source Barbier *et al.*, 1997

3 LES ESTUAIRES : DESCRIPTION ET VALEUR PATRIMONIALE

Un estuaire, selon sa définition géographique, est l'embouchure d'un fleuve sur une mer ouverte où se font ressentir les marées. La frontière estuaire-fleuve est déterminée par la limite amont de la pénétration de la marée dynamique, et en aval par la limite transversale de la mer (Romana, 1992.)

Interfaces entre continent et océan, les estuaires concernent en France, les façades de l'Atlantique et de la Manche, seules façades françaises à être soumises aux marées dynamiques. A chaque marée, les masses d'eaux océaniques pénètrent dans les estuaires lors du flot et rencontrent les eaux fluviales venues de l'amont. Les eaux estuariennes possèdent donc à la fois des caractéristiques fluviales et océaniques qui génèrent des propriétés physiques et chimiques particulières. (Elie, 1992.)

Même restreinte à l'échelle d'un estuaire, la notion de valeur patrimoniale demeure complexe et englobe de nombreuses valeurs, fonctions et services que peut délivrer cet écosystème. A titre d'exemple, pour les zones humides, on trouvera tableau 1 une classification des différentes valeurs générées par ces écosystèmes.

Dans le cadre de notre étude, seule la valeur patrimoniale liée à l'activité de pêche professionnelle sera considérée. Elle sera définie par des biens, des services et des fonctions assurés *par* l'estuaire *pour* la pêche professionnelle. A ces biens, services et fonctions sont associées des valeurs d'usage et de non-usage.

En effet, certains biens de l'écosystème donnent directement lieu à une activité économique, ces biens ont donc une **valeur d'usage direct** : les espèces piscicoles, cibles de la pêche professionnelle, ont ainsi une valeur commerciale évidente.

D'autres ressources présentes dans l'estuaire ne sont pas directement exploitées par l'homme mais permettent l'existence d'un autre bien qui, lui, sera exploité : ce sont des biens à **valeur d'usage indirect**. On citera par exemple les espèces-proies qui assurent l'alimentation des espèces prédatrices.

Par ailleurs, les stocks de certaines espèces sont connus avec une relative précision dans le présent, mais leur disponibilité future n'est le résultat que d'estimations et de prédictions. Lorsqu'il n'y a aucune certitude, on parle alors de **valeur d'option** ou de **quasi-option**.

La **valeur de non-usage** de l'écosystème est la valeur attribuée à un paysage du fait de sa seule présence, à une espèce du fait de sa seule existence sans qu'il soit possible d'en tirer le moindre bénéfice dans le présent ou le futur. La valeur de legs place l'écosystème dans une perspective à long terme, envisageant sa transmission aux générations futures.

4 PRINCIPALES METHODES D’EVALUATION DE LA VALEUR DE BIENS ET SERVICES ENVIRONNEMENTAUX NON COMMERCIAUX

A chaque type de valeur correspond un panel de méthodes économiques, la valeur économique totale d’un site étant la somme des valeurs de chaque type.

Les évaluations économiques des biens non commerciaux, en particuliers des écosystèmes, peuvent prendre différentes formes : évaluation totale, partielle ou étude d’impact. L’évaluation totale comptabilise les avantages nets de l’écosystème pour la société. En revanche, l’évaluation partielle permet de comparer les avantages économiques d’une option d’utilisation par rapport à une autre. L’étude d’impact, quant à elle, évalue les dommages subis par la zone après un impact extérieur (Barbier *et al.*, 1997).

Dans la littérature, de nombreuses études et méthodes sont décrites et concernent différents types de biens environnementaux (forêts, zones humides...) que ce soit en Europe ou dans le reste du monde (principalement Etats Unis, Canada).

Dans la suite du document seront détaillées les méthodes existantes qui permettent d’estimer la valeur patrimoniale d’un **écosystème** avec, lorsque cela est possible, des exemples portant plus précisément sur le milieu aquatique. Cela permettra ensuite de conclure sur les méthodes plus particulièrement adaptées à un estuaire, considéré du point de vue de l’activité de pêche professionnelle.

4.1 VALEURS D’USAGE : ESTIMATION A UN MOMENT DEFINI

Comme nous l’avons décrit, la valeur patrimoniale des estuaires est composée de nombreuses valeurs. Cependant, nous ne nous préoccupons, dans cette étude, que des valeurs ayant trait à la pêche professionnelle. Ainsi, la valeur patrimoniale des estuaires pour l’activité de pêche semble s’organiser **en trois niveaux** interdépendants qui permettent par leur présence et leur fonctionnement, l’activité de pêche : **les principales espèces piscicoles, l’habitat et les réseaux trophiques.**

4.1.1 MESURE ECONOMIQUE DE LA VALEUR DES ESPECES PISCICOLES.

L’évaluation de la valeur des espèces exploitées par la pêche professionnelle au niveau de l’estuaire donne la valeur actuelle de l’avantage⁶ de la pêche.

Outre ces espèces, il semble également intéressant de considérer quelques espèces piscicoles aujourd’hui protégées du fait de la diminution de leur stock. Elles représentent très souvent des espèces importantes qui donnent une valeur patrimoniale supplémentaire à l’estuaire. C’est le cas par exemple de l’esturgeon européen (*Acipenser sturio*).

⁶ Service

4.1.1.1 METHODES BASEES SUR LES PRIX

METHODE DES PRIX DU MARCHE

Cette méthode s'applique essentiellement pour évaluer la valeur de ressources qui ont un prix sur le marché de la consommation, c'est-à-dire les ressources qui supportent directement une activité économique telles que la pêche, l'extraction minérale, mais aussi des valeurs récréatives telles que l'éducation, la navigation... Cette méthode permettra d'évaluer les avantages d'une activité humaine au niveau du site étudié, c'est à dire les avantages fournis par la ressource extraite.

De nombreuses études ont déterminé cette valeur, parfois dans des optiques différentes. **Déterminer la valeur d'usage direct par cette méthode consiste à multiplier le prix du marché de la ressource par la quantité de cette ressource.** Cependant, selon les cas on ne considère pas la même quantité. Par exemple, lors d'une étude d'impact (la plus courante), on veut estimer la valeur économique du dommage sur la ressource commerciale ; de ce fait on estime la quantité perdue. Le but de l'étude peut aussi être de déterminer la valeur économique moyenne de l'activité ou de la ressource sur le site étudié (Barbier *et al.*, 1997 et Costanza *et al.*, 1989).

Une équipe de recherche du « Center for Wetland Resources » (CWR) de l'Université de Louisiane a ainsi déterminé le dommage subi par les pêcheries en raison de la diminution des zones humides en Louisiane, suite à la construction d'un canal. En estimant, dans un premier temps, la valeur annuelle moyenne de la pêcherie de Louisiane basée sur les prix de l'année 1973 et les débarquements des trois années précédentes, l'équipe du CWR a obtenu la valeur cumulée de la pêcherie pour ces quatre années. Dans un second temps, l'application du pourcentage des pertes subies par l'activité à la valeur de la pêcherie permet de déterminer le dommage subi par la pêche (2,1 à 4,3 millions de dollars annuellement perdus). Ajoutant à ce calcul le raisonnement selon lequel pour 1 dollar dépensé directement, 3 le sont indirectement, l'équipe applique un facteur 4 afin de calculer les pertes réelles : 8,5 à 17,1 millions par an (Craig *et al.*, 1979).

En Afrique, des études ont également été menées pour évaluer la valeur des pêcheries au niveau des estuaires. Citons l'étude de Turpie *et al.* en 2003 qui détermine une valeur totale des pêcheries côtières à hauteur de 35 millions de Rand⁷. Pour chaque espèce extraite et par zone, l'équipe a utilisé les quantités pêchées et la valeur qu'elles représentent (valeur souvent extraite de « Fishing Industry Handbook, 2001 »).

Une étude menée au Ghana, dans le cadre de l'évaluation des impacts de la construction d'un barrage, a, quant à elle, évalué la valeur moyenne annuelle de la pêcherie entre 400 000 et 450 000 dollars pour la zone étudiée (Dankwa *et al.*, 2002).

METHODE DES PRIX DE REFERENCE

Cette méthode utilise le même principe de calcul que la méthode des prix du marché à la seule différence que les prix utilisés sont modifiés pour être plus représentatifs de la valeur réelle du bien et mieux refléter la disposition à payer des individus, atténuant les différences du marché mondial, les influences politiques, saisonnières... Ces prix sont ajustés afin d'éliminer toutes distorsions du marché. L'utilisation de ces prix nécessite toutefois une grande prudence (Barbier *et al.*, 1997). Une telle précision ne semble pas nécessaire dans notre cas.

⁷ Monnaie d'Afrique du Sud. 1€ = 7,78323 Rands (35 millions de rands = 4,5 millions d'euro)

METHODE D'EVALUATION DE LA PRODUCTIVITE OU DE LA PRODUCTION

Cette méthode s'adapte bien aux analyses coût-avantages puisqu'elle permet de chiffrer l'impact sur l'environnement d'une action anthropique. Elle est utilisée pour mesurer la valeur de la variation de la productivité de l'environnement. Courante au Canada au sein de l'ACAP⁸, elle s'apparente, en de nombreux points, aux méthodes précédemment citées puisque le calcul permettant d'accéder à la valeur d'usage direct de la ressource est une multiplication entre le prix du marché et l'accroissement de la productivité.

La méthode a été utilisée au Canada pour déterminer les avantages en terme d'augmentation de la productivité de coquillages et de crustacés dans le cas de l'élimination d'effluents dans un estuaire (Anonyme, 1996). Il s'agit ici d'estimer l'impact positif de l'arrêt d'une pollution chronique par des effluents industriels ou urbains.

Cette méthode sera plutôt utilisée pour évaluer l'impact d'un facteur anthropique que pour estimer la valeur patrimoniale d'un écosystème.

4.1.1.2 METHODES BASEES SUR LES MARCHES SIMULES

Les techniques de simulation de marché sont utilisées lorsque le marché du bien ou de la ressource à évaluer fait défaut. Ces techniques créent un marché, soit avec une réelle circulation d'argent (simulation de marché), soit avec un marché hypothétique estimant la disposition des individus à payer pour préserver un bien (évaluation contingente) ou en classant par ordre de préférence (ordre qualitatif) les agréments (classification contingente). Très utilisée en France, la méthode d'évaluation contingente que l'on peut attribuer à Davis (1964) évalue la disponibilité des individus à payer pour un avantage fourni par l'écosystème ou la disponibilité des individus à recevoir une indemnisation pour sa disparition. L'estimation se fait sous la forme d'un questionnaire envoyé à une population choisie ou disponible sur le site étudié. Des lignes directrices ont été mises en place par Arrow *et al.* (1993) afin de limiter et de cadrer les utilisations possibles de cette méthode (Barbier *et al.*, 1997).

De nombreuses applications existent en France, en Europe et aux Etats Unis. Dans le cadre du programme de recherche Hydrosystème 1996-1998 (Point, 1999a), on ne compte pas moins de cinq études utilisant la méthode d'évaluation contingente. On citera les études de Amigues *et al.* sur les forêts riveraines de la Garonne (1999), de Le Goff sur l'évaluation des politiques publiques d'assainissement en Rade de Brest (1999), de Boisson sur le comblement d'une lagune de Méditerranée (1999), de Claeys-Merkdade sur la valeur attribuée à la Camargue (1999) et de Rozan concernant les nappes phréatiques d'Alsace (1999). Des applications ont également été réalisées à l'étranger avec, par exemple, les études de Bateman *et al.* sur les zones humides « Norfolk Broads » (Royaume Uni) (1993 et 1995), de Hanley *et al.* en Ecosse (1991), de Faber *et al.* (1987) et de Bergstrom *et al.* (1989) sur les zones humides aux Etats Unis.

A la suite du naufrage de l'Erika, Bonnieux et son équipe (2002) ont par exemple évalué les pertes d'agrément dues à l'abandon de la pêche à pied suite à cette pollution. Par l'intermédiaire de deux enquêtes, l'une avant que la pollution n'atteigne la côte et l'autre après, les chercheurs ont pu déterminer les conséquences de la pollution sur cette activité récréative. Ils ont évalué la perte à 100 millions d'euro.

Cette méthode, bien que souvent controversée du fait des biais et de la nature des valeurs de non-usage (Barbier *et al.*, 1997), est très largement utilisée car elle permet de prendre en compte des valeurs d'usage, de non-usage et d'option avec une facilité de mise en place. Malgré des résultats fragiles, la méthode a été validée par les tribunaux américains en 1989 (Desaigues *et al.*, 1993).

⁸ Atlantic Coastal Action Program

4.1.1.3 METHODES BASEES SUR LES BIENS ANALOGUES.

Cette technique d'évaluation s'applique lorsque le bien ou la ressource à estimer n'a pas de valeur commerciale et qu'on ne peut lui en attribuer une, contrairement aux ressources utilisées dans les méthodes des marchés simulés. On va alors chercher un bien ou une ressource analogue. C'est le principe du troc. On distingue alors les méthodes de substitution directe et indirecte, selon que le bien est échangé avec un bien commercialisé ou qu'il l'est avec un bien non commercialisé. Cette méthode nécessite de connaître le degré de substitution entre les deux ressources, et le taux de change. Elle donne une information partielle puisqu'elle est dépendante de la fourniture de données et du degré de ressemblance des ressources de substitution.

A priori cette méthode paraît être très peu utilisée. Cependant, elle est décrite par Barbier *et al.* (1997). On l'utilise notamment lorsqu'on veut estimer la valeur d'un bien qui est récolté et utilisé directement sans être commercialisé : le bois de chauffage, par exemple, pour lequel on prendra alors le prix du combustible dans une autre région ou le combustible qui le remplace le mieux (charbon...), ou pour une espèce non commercialisée sur le site étudié, pour laquelle on prendra le prix de cette espèce sur un site équivalent.

4.1.1.4 METHODES BASEES SUR L'EVALUATION DES COUTS

L'évaluation par rapport au coût regroupe différentes méthodes reposant sur l'hypothèse que la valeur d'un avantage⁹ peut être estimée par le coût de son maintien. Le coût de la production d'avantage étant plus facile à mesurer que l'avantage lui-même, ces techniques nécessitent moins de données et estiment la disposition à payer selon plusieurs méthodes prenant en compte les salaires, la restauration, le remplacement, la réinstallation, la prévention (Barbier *et al.*, 1997). Il s'agit de :

- ◆ méthode de restauration : elle évalue les coûts totaux nécessaires pour un retour à l'état initial de l'écosystème.
- ◆ méthode de remplacement : elle permet l'évaluation d'une fonction ou d'un bien écologique en estimant la valeur de substitution par des produits anthropiques. Des études ont été faites par exemple sur la fonction auto-épuration des eaux et sa valeur estimée, proportionnellement au coût de mise en place d'un système de traitement des eaux (Craig *et al.*, 1977, Gosselink *et al.*, 1974, Axelrad, 1974, Heinle *et al.*, 1976, Grant *et al.*, 1970). Une étude a été réalisée en France par Point (1999 b) déterminant la valeur économique d'épuration et de dilution des hydrosystèmes par substitution par des procédés de traitement. L'objectif était d'estimer le coût du traitement des eaux si les hydrosystèmes ne réalisaient pas la fonction épuratoire. La fonction épuratoire des hydrosystèmes a été remplacée par la valeur du traitement en STEP¹⁰.
- ◆ méthode de réinstallation : elle est utilisée dans le cadre de réinstallation des communautés menacées par des changements brutaux.
- ◆ méthode des dépenses préventives : elle fait correspondre le coût de prévention de dommages au consentement à payer pour ce bien. Plusieurs études utilisent cette méthode et sont décrites par Desaignes et Point (1993). Abdalla *et al.* (1992) estiment le coût de la contamination de l'eau souterraine en Pennsylvanie en fonction de l'estimation des dépenses des ménages pour la protection de la qualité de cette eau. L'étude s'est faite sous la forme d'un questionnaire sur les habitudes et les actions menées par les ménages pour pallier les contaminations de l'eau (achat d'eau en bouteille, eau bouillie, système individuel de traitement des eaux...).

⁹ Service

¹⁰ Station d'épuration

- ◆ méthode des dommages évités : elle repose sur l'hypothèse selon laquelle la valeur des dommages correspond à la valeur des dépenses faites pour éviter les dommages.

Ces méthodes pourront être utilisées par exemple pour estimer la valeur d'une espèce disparue (comme l'esturgeon européen dans la plupart des estuaires) en évaluant le coût de sa réintroduction.

4.1.1.5 METHODE DU COUT DU TRAJET

Cette méthode proposée en 1947 par Hotteling aux parcs nationaux américains a été recommandée par le Water Resources Council¹¹ dès 1979 pour l'évaluation de projets. L'intérêt était de mesurer les services non marchands des écosystèmes, tels que les loisirs par exemple. Avec le développement considérable des activités récréatives et touristiques ces dernières décennies, la demande d'évaluation s'est faite de plus en plus sentir et les études sont de plus en plus nombreuses (un travail a été réalisé par Smith et Kaouru en 1990 recensant plus de 200 études utilisant cette méthode en 10 ans, de 1980 à 1990). Cette méthode a l'avantage indéniable de pouvoir s'appliquer tant à partir d'informations précises qu'à partir d'informations rudimentaires, à la seule différence que le résultat sera plus ou moins « sophistiqué ». Le principe est d'estimer la valeur d'un site ou d'une des fonctions qu'il assure, en fonction de la dépense engendrée par le déplacement vers ce site. Le modèle prend en compte, dans le cas le plus simple, l'éloignement du visiteur par rapport au site. Dans des cas où l'information est plus complète, on tiendra compte de la fréquence et des caractéristiques socio-économiques des individus (Desaigues et Point 1993). La somme des coûts pour accéder à la ressource donnera la valeur minimale de cette ressource ou du site étudié.

La méthode a servi à Faber *et al.* (1987) pour évaluer la valeur récréative des zones humides de Louisiane en tenant compte de l'origine des visiteurs par zones concentriques autour de la zone étudiée (Barbier *et al.*, 1997). On peut supposer pouvoir estimer la valeur d'une ressource aquatique en évaluant les coûts du déplacement des professionnels pour sa capture, mais cette méthode semble plus difficile à mettre en œuvre et plus aléatoire que la méthode des prix du marché.

4.1.1.6 METHODE DES PRIX HEDONISTES

Cette technique d'évaluation est plus sophistiquée et plus difficile à mettre en œuvre, notamment dans les pays en voie de développement et dans les régions rurales éloignées. Elle permet, lorsqu'on peut l'appliquer à la zone étudiée, de mesurer la disposition réelle à payer en mettant en relation la qualité de l'environnement et les prix des services proposés sur le site (Barbier *et al.*, 1997). Elle consiste à comparer les prix du marché de biens ayant les mêmes caractéristiques physiques et à affecter la différence de prix constatée à telle ou telle variable environnementale (Abdelmalki *et al.*, 1997).

¹¹ Service de coordination et coopération entre les états, stratégie pour les programmes de ressource en eau.

4.1.2 MESURE ECONOMIQUE DE LA VALEUR DE L'HABITAT

On a donné à l'habitat plusieurs définitions qui ont varié au fil de l'histoire de l'Ecologie et c'est ce terme qui a donné naissance à la notion de niche écologique. Ces termes ont ensuite évolué et de nos jours la niche écologique et l'habitat sont deux notions distinctes. D'un côté, la niche écologique est liée au concept de « partage des ressources » dans une perspective de « compétition interspécifique ». D'un autre côté, l'habitat, selon la définition de la Directive Habitats naturels, de la Faune et de la Flore Sauvages¹² (21 mai 1992), est le « milieu défini par les facteurs biotiques et abiotiques spécifiques où vit l'espèce à l'un des stades de son cycle biologique » (Frontier, 1998). Cette définition montre l'importance de l'habitat pour l'existence même de l'espèce. On trouve d'autres définitions comme par exemple : « place occupée par un organisme¹³, une population¹⁴ ou une communauté¹⁵. C'est la part physique de la structure de la communauté dans laquelle un organisme trouve sa " maison " et contient la totalité des conditions environnementales présentes dans l'endroit spécifique occupé par un organisme. Souvent un habitat est défini comme un ensemble de communautés d'organismes »¹⁶.

D'après ces définitions, l'habitat fait partie intégrante de l'écosystème puisqu'il est le support de l'existence des espèces et ainsi, par le jeu des interactions directes et indirectes, à la présence de tout le réseau trophique.

Cependant, l'habitat ne donne pas lieu à une activité économique, il n'a donc pas de valeur d'usage direct. Toutefois, si l'on considère l'habitat dans la fonction qu'il occupe au sein de l'écosystème (la fonction d'habitat permet l'établissement de tous les réseaux trophiques et ainsi met en évidence sa contribution à une activité économique : la pêche), alors **l'habitat a une valeur d'usage indirect**. C'est parce que l'habitat est la clé de voûte de tout l'écosystème de l'estuaire, que nous ne devons pas négliger les méthodes d'estimation de sa valeur. En effet, toute détérioration de l'habitat entraîne des répercussions sur l'ensemble de l'écosystème, répercussions réparties sur tous les niveaux trophiques, et par conséquent sur l'activité économique de la pêche professionnelle.

4.1.2.1 METHODE DES FONCTIONS DE PRODUCTION

La méthode des fonctions de production a pour avantage de donner une valeur à une ressource qui n'est pas commercialisable et qui n'a donc, *a priori*, pas de valeur au sens commun du terme (pas de prix de marché). L'estimation de la valeur de cette ressource sera déterminée en proportion de la valeur de variation de l'activité économique. On peut imaginer, par exemple, estimer l'impact de la destruction d'un récif corallien sur l'activité de pêche. Ceci nécessite de connaître parfaitement les liens qui existent entre la ressource ou la fonction estimée et l'activité économique qui en découle : c'est la relation « dose-effet » (Barbier *et al.*, 1997). La valeur d'une zone humide pour la pêche ou pour l'utilisation de la biodiversité est due, par exemple, au fait que la zone humide constitue l'habitat nécessaire à la production et à la survie d'espèces variées.

On comprend aisément ce qu'est une ressource non commerciale, cependant ce n'est pas aussi simple pour la notion de fonction écologique. Depuis peu, l'intérêt écologique, économique et social des zones humides est accepté et se résume par l'expression « infrastructure naturelle ». C'est dans ce cadre que l'on distingue fonction écologique et service rendus par les écosystèmes. Les fonctions écologiques biologiques assurent les fonctions essentielles au développement des organismes, alors que les services assurent le développement des activités humaines. L'habitat au sens écologique du terme tel que nous l'avons décrit plus haut assure la fonction de refuge, d'abri pour la faune, et permet la production de matière vivante.

¹² Directive 92/43/CEE.

¹³ Etre vivant animal ou végétal, individu.

¹⁴ Ensemble des individus d'une même espèce habitant un même milieu.

¹⁵ Aussi appelé peuplement. Ensemble des populations habitant ensemble un même milieu.

¹⁶ <http://www.hyperdictionary.com/dictionary/habitat>

Costanza *et al.* (1989) ont ainsi évalué la valeur de l'habitat offert par les zones humides côtières de Louisiane en établissant la relation entre la fonction et la ressource ou, autrement dit, entre le processus écologique et l'activité économique de pêche. Cette estimation s'est élaborée dans le cadre d'une étude plus large visant à déterminer les principales valeurs d'usage des zones humides de Louisiane. Pour évaluer la valeur unitaire de surface des zones humides, les auteurs ont modélisé la productivité animale marginale (productivité sur de petites superficies). Sachant que 4000 m² de zones humides permettent la production de 440 g à 783 g de crevettes, et que le prix des crevettes débarquées est connu, on obtient la valeur des avantages de la production de crevettes de la zone étudiée (entre 1,89 et 3,36 dollars pour 4 000 m²). Ce calcul est également effectué pour les autres espèces commercialisées. La somme de ces valeurs correspond à la valeur de la productivité marginale des zones humides pour leur rôle dans l'activité commerciale de pêche.

Cette méthode des fonctions de production semble s'appliquer à de nombreux cas, mais il est nécessaire d'établir clairement la corrélation entre fonctionnement écologique et productivité économique.

4.1.2.2 METHODE DE L'ANALYSE ENERGETIQUE

La méthode de l'analyse énergétique repose sur le principe des flux d'énergie entre les écosystèmes et au sein d'un même écosystème. En effet, une partie de l'énergie solaire (1%) est utilisée pour la production primaire brute. Une partie de cette production est consommée par la respiration et va être fixée dans les molécules organiques et l'autre partie est utilisée par les niveaux trophiques de la chaîne alimentaire. Cette part représente à peine 50 % de la production primaire brute (Kratena, 2004). On l'appelle production nette. Un moyen de convertir les unités caloriques en unités économiques est de passer par le carburant fossile. Le taux de change a été estimé par Faber (1987) à 20 calories de biomasse pour 1 calorie de carburant fossile. L'étape suivante est d'estimer la proportionnalité entre apport d'énergie et production nette (dans cette étude, estimée égale à 0,26).

En Louisiane, Faber *et al.* (1987) ont proposé cette méthode pour évaluer les zones humides et les habitats marins. Par exemple, les chercheurs ont étudié le cas des marais salés dont l'énergie primaire brute mesurée est de 48 000 Kcal/m²/an. Cette quantité d'énergie primaire correspond à 2 400 Kcal de carburant fossile/m²/an (relation de 20 pour 1). La proportion entre la production primaire (apports énergétiques) et la production nette (utilisée par les différents niveaux de la chaîne alimentaire) est estimée à 0,26. On obtient par cette succession de calculs, la valeur de la production d'énergie utilisable par le système, c'est-à-dire la valeur de l'habitat considéré soit 624 dollars par hectare et par an pour les marais salés de Louisiane. Cependant, les auteurs estiment que l'utilisation de cette technique entraîne une surestimation du fait de la prise en compte implicite de la productivité de l'écosystème qui a peu de valeur pour la société. Ceci expliquerait la différence de résultat par rapport à l'utilisation du consentement à payer qui sous estimerait cette valeur.

Une autre étude utilisant cette méthode a été effectuée par Kratena (2004) en Australie dans le but de calculer la valeur de l'activité de l'écosystème, en se basant sur les flux énergétiques et en utilisant l'énergie comme valeur ajoutée écologique.

4.1.2.3 METHODE DES MARCHES SIMULES

Ces méthodes, décrites dans le cadre de l'évaluation des principales espèces commerciales et protégées dans les estuaires (cf. 4.1.1.2), peuvent s'appliquer selon les mêmes principes et mises en garde à l'habitat, par l'intermédiaire de questionnaires de même type. On peut imaginer qu'une évaluation contingente pourrait servir à estimer la valeur accordée par les individus pour la protection de la qualité de l'eau, ou de la qualité d'un écosystème. L'étude de Rozan *et al.* (1999) détermine ainsi la valeur que les usagers attribuent à la nappe phréatique d'Alsace qu'ils utilisent comme ressource en eau potable.

4.1.2.4 ANALYSE MULTICRITERE - METHODE RESY

L'analyse multicritère utilise des outils de programmation mathématique (Barbier *et al.*, 1997). Il en existe plusieurs types qui ont la particularité de prendre en compte les différentes fonctions des systèmes étudiés, permettant au final de classer les projets de protection des écosystèmes par priorité. Pour obtenir de bons résultats, il est nécessaire d'entrer de nombreuses données dans le modèle.

Cependant, la méthode Rézy semble être la plus adaptée aux problèmes environnementaux (Comolet *et al.*, 1994). Elle décompose le système environnemental étudié en descripteurs élémentaires ayant une valeur (un état) observé et une valeur optimale (le point de mire). La valeur du descripteur serait la distance entre la valeur actuelle et le point de mire. L'avantage de cette méthode est de pouvoir regrouper de nombreuses données dans un indicateur, l'inconvénient est qu'elle est axée sur les interactions homme - nature et ne tient pas compte du fonctionnement des écosystèmes. De ce fait, elle s'adapte très difficilement à l'évaluation patrimoniale des estuaires en cas de pollution par exemple.

4.1.3 MESURE ECONOMIQUE DE LA VALEUR DES CHAINES TROPHIQUES DES ESPECES HALIEUTIQUES

Les interactions trophiques permettent le transfert d'énergie d'un niveau du réseau au niveau supérieur. Ce sont les relations proies - prédateurs qui existent au sein d'un écosystème. Le bon fonctionnement de ce réseau est capital pour l'écosystème et chaque maillon est primordial. En effet, tous les êtres vivants ont besoin d'énergie pour vivre et se développer, qu'ils puisent dans l'environnement ou dans leur alimentation. Ainsi les végétaux (phytoplancton et phytobenthos) sont appelés producteurs primaires puisqu'ils produisent de l'énergie utile pour tout l'écosystème à partir de composés abiotiques (lumière, sels minéraux,...). Comme nous l'avons dit précédemment une partie de l'énergie stockée au niveau de cette biomasse est consommée par les producteurs primaires eux-mêmes (respiration, métabolisme), une autre partie est dissipée sous forme de chaleur et le reste est transmis le long de la chaîne alimentaire (Frontier *et al.*, 1998).

Le réseau trophique est donc le lieu de transfert d'énergie et de matière, du niveau des producteurs primaires au maillon le plus haut de la chaîne alimentaire, celui des carnivores supérieurs. Il apparaît logique qu'un dysfonctionnement de ce réseau trophique à quelque niveau que ce soit aura des répercussions sur les maillons suivants voire sur les maillons précédents dans le cas de régulation bottom up¹⁷ de l'écosystème.

¹⁷ La régulation de l'écosystème se fait par les producteurs. Par exemple, la disponibilité du phytoplancton détermine la densité d'organismes filtreurs. A l'inverse, il y a la régulation top-down : régulation par les prédateurs.

Les réseaux trophiques, définis précédemment comme lien énergétique interspécifique, permettent une fonction de nourricerie au niveau de l'estuaire (par les relations proies-prédateurs). Ainsi, l'ensemble des réseaux trophiques peut être assimilé à une **fonction**. Il s'agit cependant de déterminer la valeur de chaque niveau de ces réseaux (réseaux aboutissant à une activité économique), représentant un bien intermédiaire entre habitat et production halieutique. **Chaque étage des réseaux trophiques a donc une valeur d'usage indirect mais c'est aussi une valeur d'option ou de quasi-option** car sa disponibilité dans le futur est inconnue (au mieux, une estimation peut être faite). Dans un premier temps, on ne considère que l'estimation de cette valeur dans le présent, à un moment donné. Dans ce cadre précis, on va évaluer la valeur d'usage indirect par des méthodes adaptées.

4.1.3.1 METHODE DES FONCTIONS DE PRODUCTION

Cette méthode présentée dans la partie « estimation de l'habitat » (cf. 4.1.2.1), peut s'appliquer selon les mêmes conditions et principes aux réseaux trophiques et leurs différents niveaux au prorata de leur contribution à l'activité économique de la pêche. Elle a été utilisée en 2003 par Turpie *et al.* qui ont estimé la valeur de la participation des abeilles dans la production fruitière d'une région d'Afrique du Sud. Pour cette étude, les données utilisées sont la valeur de la production fruitière par espèces, la valeur de l'apiculture dans la région (nombre d'essaims, production totale des essaims), et un taux de participation des abeilles pour chaque espèce fruitière. A partir de ces nombreuses valeurs, il a été possible de déterminer la valeur de la participation des abeilles dans la production fruitière et ce, très précisément puisque les résultats sont présentés par variété de fruits. Cela a permis aux apiculteurs de recevoir une indemnisation de la part des producteurs agricoles.

4.1.3.2 METHODE DES CHAINES TROPHIQUES

Apparue en 1972, elle a été utilisée la première fois par Bonnioux et Rainelli (1991) lors du naufrage de l'Amoco-Cadiz, en 1978, pour l'évaluation des dommages subis par la biomasse aquatique. Cette approche repose sur la relation entre la biomasse non commerciale et le potentiel de production d'espèces marchandes (Bonnioux et Rainelli, 1991). Elle nécessite une quantification des relations trophiques qui existent entre les espèces des différents niveaux. Elle n'évalue le bien environnemental qu'à partir de la valeur économique minimale de l'écosystème. En effet, on ne prend en considération que les espèces commercialisées dans la zone étudiée, à l'instant présent. Si le pays ou les habitudes venaient à changer, l'exploitation des espèces serait différente (certaines espèces disparaîtraient et d'autres apparaîtraient sur le marché). Pour appliquer cette méthode, les auteurs ont construit un modèle de chaîne trophique simplifiée à quatre niveaux, prenant en compte la productivité du niveau trophique, le coefficient de transmission d'un niveau au niveau supérieur et la part commercialisée de chaque niveau de la chaîne trophique. Ainsi est déterminée, en fonction des coefficients, la fraction de la chaîne trophique représentant le potentiel de production.

A partir de cette méthode, il est possible, en cas de pollution et connaissant l'ampleur des pertes de la biomasse, d'estimer le dommage écologique. Lors du naufrage de l'Amoco-Cadiz, à partir de l'estimation de la biomasse détruite du niveau des herbivores et connaissant le prix moyen des espèces commerciales, il a été possible d'estimer les pertes écologiques.

Cette méthode peut aussi permettre d'estimer la valeur d'un niveau trophique, si l'on connaît une estimation de celui-ci (*com. pers.* François Bonnioux). Plus facile à utiliser que le consentement à payer et plus réaliste que le coût de remplacement, la méthode des chaînes trophiques a néanmoins des inconvénients qui viennent surtout du fait de l'incertitude des coefficients de transmission et des coefficients de transformation de la production, basés sur la structure des captures en année moyenne. D'après Patrick Point (*com. pers.*), cette méthode, appliquée aux chaînes trophiques, a de nombreuses ressemblances avec la méthode des fonctions de production.

4.1.3.3 METHODE D’EVALUATION CONTINGENTE

Cette méthode déjà détaillée (cf. 4.1.1.2 et 4.1.2.3) peut être utilisée pour évaluer la disponibilité des individus à payer pour la protection d’une espèce. Une évaluation de ce type a été réalisée par Hammack *et al.* (1974) déterminant la valeur d’un oiseau d’eau en diffusant un questionnaire auprès des utilisateurs : les chasseurs. On peut penser par exemple que cette méthode peut permettre, par une enquête, de déterminer la valeur d’un esturgeon (*Acipenser sturio*) en Gironde, seul estuaire européen où il est encore présent.

4.1.3.4 METHODE DU BIEN INTERMEDIAIRE

Cette méthode permet l’estimation de la valeur d’une ressource ou d’un bien qui n’est ni vendu ni présent sur le marché, en d’autres termes qui n’a pas de valeur marchande. On peut néanmoins estimer cette ressource lorsque celle-ci intervient dans la production d’un autre bien. La valeur sera représentative de la participation au prix du marché du bien commercialisé. C’est le cas, par exemple, des espèces proies qui ne sont pas exploitées mais permettent la production de leurs espèces prédatrices et commercialisées (Anonyme, 1996).

Cette méthode, bien qu’ayant un nom différent, ressemble à la méthode des fonctions de production ou au moins à une variante.

4.1.3.5 METHODE DITE DU BILAN DE MATIERE

Cette méthode décrite par Comolet (1994) étudie les flux énergétiques tout comme la méthode d’analyse énergétique (Faber *et al.*, 1987). En effet, elle prend en compte les transferts d’énergie. Par contre, elle fait une totale abstraction du fonctionnement de l’écosystème considéré. Autant dire que c’est un inconvénient majeur quand il s’agit d’évaluer un écosystème et les niveaux trophiques qui le composent.

4.1.4 CONCLUSION

La valeur patrimoniale d’un écosystème paraît être la somme des valeurs de toutes les activités économiques, les activités récréatives, les services et fonctions délivrés par l’écosystème. Des études évaluant la totalité de cette valeur ont déjà eu lieu, notamment celle de Costanza *et al.* (1997) qui évalue la valeur de chaque type d’écosystème au niveau de la planète (marins, côtiers, forêts, zones humides...).

Néanmoins, une évaluation de ce type ne permet d’obtenir qu’une valeur à l’instant de l’étude, elle ne tient compte à aucun moment de la régénération de l’habitat et des stocks de biomasse, ni de leur disponibilité future. C’est pourquoi une évaluation avec les méthodes décrites précédemment est nécessaire, mais pas suffisante pour l’évaluation d’un écosystème. Il faut pour cela, évaluer les valeurs d’option, de quasi-option et de non-usage afin de prendre en compte « l’incertitude attachée à cette valeur des services dans l’avenir. » (Lienart, 2003-2004).

4.2 VALEURS DE L'INCERTITUDE : VALEUR D'OPTION ET DE NON-USAGE

C'est dès 1964, avec Weisbrod, qu'apparaît la notion de valeur d'option et dès 1967, avec Krutilla, que naît la valeur d'existence. Ces concepts sont apparus afin de prendre en compte la valeur accordée à un bien environnemental pour éviter sa destruction définitive dans une perspective soit d'utilisation soit d'existence ou de legs. La valeur d'option intègre la protection d'un usage potentiel, la valeur de quasi-option associe l'idée d'irréversibilité temporelle de la destruction et la perte de bénéfices futurs liée à la destruction ou l'arrêt de la préservation. La valeur d'existence, quant à elle, est liée à la valeur de préservation pour les générations futures. Ces valeurs basées sur l'utilisation ou la présence de certains biens dans le futur ont une grande part d'incertitude (Desaigues et Point 1993).

Les valeurs d'option sont basées sur l'incertitude : incertitude sur la disponibilité, incertitude sur les avantages de l'écosystème, incertitude sur les habitudes de consommation. La valeur totale des avantages d'un écosystème peut n'apparaître qu'avec le temps (Barbier *et al.*, 1997). La valeur d'option permet de prendre en compte la valeur de préservation que les individus attachent à une ressource dans le cas d'une utilisation future et incertaine de cette ressource. L'évaluation des valeurs de (quasi-) option permet de donner une idée de la valeur dans le futur.

Cette évaluation donne une dimension temporelle à l'estimation des dommages, en se basant sur la volonté des individus. Peu de méthodes sont disponibles ; les plus adaptées étant les méthodes d'évaluation contingente (Abdelmalki *et al.*, 1997).

Pour évaluer la valeur d'une ressource dans le futur, déjà utilisée au présent, les économistes utilisent le **taux d'actualisation**¹⁸. C'est en fait la pondération entre la perte actuelle et un usage futur, ou la perte d'un usage futur et une pleine utilisation au présent. En quelque sorte, le taux d'actualisation permet de déterminer l'intensité du dommage subi par les générations futures (Abdelmalki *et al.*, 1997).

Les valeurs de non-usage regroupent la valeur d'existence et la valeur de legs. Elles représentent la valeur de biens qui ne sont pas utilisés à l'heure actuelle.

La valeur d'existence est la valeur que les individus donnent à un bien qui n'est utilisée d'aucune façon (aucune activité commerciale, touristique, récréative...). Par exemple la valeur accordée aux grands singes hors activités de safaris photos, observation, chasse, parcs naturels... c'est à dire la valeur que l'on accorde du fait que ces animaux existent quelque part sans savoir si on les verra un jour. C'est également par exemple, la valeur d'une espèce aquatique protégée, comme l'esturgeon européen, dont l'exploitation est interdite mais dont la présence dans nos estuaires paraît importante à préserver.

La valeur de legs est la valeur que les individus accordent à la transmission de quelque chose aux générations futures : transmission d'un beau paysage, de biodiversité... (Abdelmalki *et al.*, 1997 ; Barbier *et al.*, 1997).

Seules les méthodes d'évaluation contingente permettent, par le biais de questionnaires distribués à une population concernée, d'évaluer les valeurs de non-usage et les valeurs d'option en évaluant le consentement à payer ou à recevoir pour éviter ou tolérer un dommage dans le présent ou le futur. Cette méthode, bien que la plus adaptée à ce genre d'évaluation, comporte des biais techniques (stratégie du consommateur, niveau d'information, mode de paiement, niveau de départ des enchères, écart entre consentement à payer et à recevoir) et des problèmes de méthode et d'éthique (choix de la population de référence, comment appliquer des principes du monde marchand à des biens environnementaux ?) (Abdelmalki *et al.*, 1997).

Une étude a été menée sur les tourbières du nord de l'Ecosse (Hanley *et al.*, 1991), région qui compte une végétation rare et des habitats de grande importance pour les oiseaux mais qui subit des

¹⁸ Calcul de la valeur actuelle au moyen d'un taux d'actualisation appliqué à un capital. Taux appliqué pour actualiser la valeur disponible.

modifications du fait de la plantation en masse de pins et de sapins. Un questionnaire a été distribué afin d'effectuer une évaluation contingente de la valeur du système, évaluant entre autres les valeurs de non-usage de la région. Cette étude montre aussi la difficulté d'obtenir des informations crédibles pour les valeurs de non-usage.

La méthode d'évaluation contingente, la seule à pouvoir estimer des valeurs de non-usage, aurait besoin d'être améliorée sur les plans théorique et pratique.

4.3 METHODES ADAPTEES A L'ESTIMATION DE LA VALEUR PATRIMONIALE D'UN ESTUAIRE : DISCUSSION ET CONCLUSION

Il existe de nombreuses méthodes permettant d'évaluer des biens environnementaux ; certaines ne s'appliquent qu'à un type de valeur, d'autres sont plus polyvalentes. La méthode d'évaluation contingente s'adapte à tous les types de valeurs, et également pour l'estimation de la valeur d'incertitude. Cependant, elle donne une évaluation de la disponibilité des individus à payer, ce qui ne reflète pas toujours la véritable valeur d'usage de la ressource. D'autres méthodes sont beaucoup plus spécialisées.

4.3.1 ESPECES HALIEUTIQUES ET ESPECES PROTEGEES DE L'ESTUAIRE

Pour la valeur des avantages de la pêche dans les estuaires, **les méthodes basées sur les prix du marché** semblent particulièrement en adéquation avec notre objectif. **La méthode d'évaluation contingente** s'adapterait plutôt à l'évaluation de la valeur accordée par les individus aux espèces protégées comme l'esturgeon, celles-ci n'ayant pas de prix du marché. On peut aussi, si l'information est disponible et utilisable, effectuer un transfert de valeur à partir des espèces commercialisées dans d'autres pays par exemple.

4.3.2 HABITATS

La valeur de l'habitat estuaire, en tant que facteur de production dans l'activité économique de pêche, peut être évaluée par la **méthode des fonctions de production**, ou par la **méthode d'analyse énergétique** en tant que stock et producteur d'énergie.

4.3.3 RESEAUX TROPHIQUES

Les réseaux trophiques peuvent être évalués avec la **méthode des fonctions de production** ou **des chaînes trophiques** en tant qu'acteurs d'une production économique.

5 CAS PARTICULIER DES ESTUAIRES ET DE LA PECHE

PROFESSIONNELLE ESTUARIENNE : DONNEES NECESSAIRES, CONTRAINTES ET DIFFICULTES

Nous avons vu précédemment qu'il existait dans la littérature, de nombreuses méthodes économiques permettant l'évaluation de la valeur patrimoniale d'un écosystème, considéré comme un bien non marchand. Toutefois notre étude a pour objectif de cibler principalement la valeur d'un estuaire du point de vue de la pêche professionnelle présente dans ce milieu.

Dans la partie qui suit, nous avons donc sélectionné les méthodes qui paraissent s'adapter au mieux à notre problématique pour ensuite mettre en évidence les données nécessaires à l'application de ces méthodes ainsi que les contraintes et difficultés éventuelles. Deux situations ont été considérées : l'estimation de la valeur patrimoniale avant pollution accidentelle (état initial de l'écosystème) puis l'estimation des dommages suite à une pollution.

5.1 ESTIMATION DE LA VALEUR PATRIMONIALE

5.1.1 ESPECES HALIEUTIQUES

Plusieurs méthodes d'évaluation des valeurs d'usage direct dont celle de la valeur des espèces pêchées existent, cependant toutes ne peuvent être appliquées à notre étude des estuaires dans le contexte particulier de la pêche professionnelle, et une seule nous paraît être réellement adaptée : **la méthode des prix du marché.**

METHODES DES PRIX DU MARCHE

L'objectif de cette méthode est d'évaluer les avantages d'une activité humaine au niveau d'un site étudié, c'est à dire les avantages fournis par la ressource extraite.

DONNEES NECESSAIRES

- Le stock : Pour évaluer la valeur de l'avantage de la pêche, on considérera les captures totales de l'espèce, alors que pour évaluer la valeur de l'espèce, on utiliserait la biomasse totale. L'estimation de la valeur de l'espèce comportant de nombreux biais (le prix du marché n'est pas constant lorsque la biomasse varie), on préférera donc calculer la valeur de l'activité de pêche.
- Les prix : On peut utiliser les prix du marché ou les prix de référence (cf. 4.1.1.1), la différence vient uniquement de l'ajustement ou pas des prix du marché en fonction du marché mondial. Pour l'étude qui nous intéresse, et comme nous traitons les données de chaque estuaire indépendamment, les prix du marché suffisent. En effet, un ajustement des valeurs par rapport au marché mondial présenterait très peu d'intérêt.

Ces données ne sont nécessaires que pour les principales espèces pêchées, on ne tient pas compte de toutes les espèces qui font l'objet d'une exploitation marginale. On ne considère donc que les prix des espèces constituant la majeure partie de l'exploitation.

Informations susceptibles d'être utilisées pour l'estimation de la valeur patrimoniale des espèces halieutiques

- tonnage capturé pour les principales espèces exploitées
- prix de vente de ces espèces

5.1.2 ESPECES PROTEGEES

La valeur des espèces protégées entre dans le cadre de l'évaluation de valeurs de non-usage. En effet, ces espèces ne font pas l'objet d'une commercialisation et ne sont pas non plus le support de l'activité économique de pêche professionnelle. Ces espèces ont une valeur particulière, on leur accorde une valeur intrinsèque de par leur rareté et leur risque de disparition. Pour évaluer cette valeur, on dispose de deux techniques que l'on peut adapter aux estuaires, ce sont les méthodes d'évaluation contingente et de transfert de valeur.

5.1.2.1 METHODES D'EVALUATION CONTINGENTE

Les méthodes d'évaluation contingente sont les seules capables, par le biais d'un questionnaire, de révéler la valeur de non-usage d'un bien. Elle a, par exemple, été utilisée pour déterminer la valeur patrimoniale de l'Etang de Thau (Rudloff et Salles, 1992).

DONNEES NECESSAIRES

Le système d'interrogation peut être direct, c'est à dire qu'on interroge des individus en face à face, ou indirect par enquête téléphonique ou postale.

Le taux de réponse est variable selon le système d'interrogation choisi ainsi que selon le format des questions. Les questionnaires à questions ouvertes (où l'individu est libre du montant qu'il annonce) ont un taux de réponse très faible, ceux à questions fermées (où l'individu choisit parmi des propositions de valeur) ont un taux de réponses plus élevé. Le taux de réponse est aussi dépendant de la population interrogée. En effet, plus les individus se sentent concernés par le problème, plus il y aura de réponses.

Aux questions directement liées au sujet, on ajoute généralement des questions d'ordre socio-économique qui permettent de caractériser l'individu. Cette méthode a un cadre d'application très souple et de ce fait les études sont très variées, mais elle est en même temps très fragile puisque de nombreux biais peuvent s'introduire dans les résultats si l'application de la méthode n'est pas rigoureuse.

Figure 1 : Lignes directrices de l'évaluation contingente

En raison, surtout, des biais potentiels inhérents à la technique mais aussi de la nature controversée des valeurs de non-usage auxquelles on l'applique, la méthode d'évaluation contingente a alimenté de grands débats. Récemment, un groupe d'experts éminents qui examinait la validité de la MEX a décidé qu'il serait prudent de limiter son utilisation à des circonstances telles que des procédures judiciaires portant sur des dommages causés aux ressources naturelles, à condition de suivre les lignes directrices que voici (Arrow *et al.*, 1993).

1. Pour une question dichotomique à choix unique (oui ou non), il faut interroger au moins 1 000 personnes, tenir compte des regroupements et des stratifications et vérifier l'impartialité de l'enquêteur et du libellé de la question.
2. Si un nombre élevé de questionnaires sont restés sans réponse, l'étude n'est pas fiable.
3. Une enquête face à face donne probablement les meilleurs résultats.
4. Il importe de dresser un rapport complet sur les données et les questionnaires.
5. Dans toute étude appliquant la MEC, une étude pilote et un test préalable sont des éléments essentiels.
6. Une conception susceptible de sous-estimer la disposition à payer est à préférer à une conception qui risque de la surestimer.
7. Un formulaire visant à déterminer la disposition à payer est à préférer.
8. La question d'évaluation doit être posée comme dans un référendum, c'est-à-dire qu'il faut poser une question dichotomique sur le paiement d'un taux de taxe particulier.
9. Il faut présenter, aux personnes interrogées, des informations exactes sur le contexte de l'évaluation ; des précautions particulières sont à prendre en ce qui concerne l'utilisation de photographies.
10. Les personnes qui répondent au sondage doivent être informées de l'état de tout bien de substitution non endommagé.
11. Le bruit de fond dépendant du facteur temps doit être réduit en faisant la moyenne entre des échantillons prélevés de façon indépendante à des moments différents.
12. Pour la question principale de l'évaluation, une option « sans opinion » devrait être explicitement ajoutée en plus des options « oui » et « non ».
13. Les réponses « oui » et « non » devraient être suivies d'une question : « pourquoi avez-vous répondu oui/non ? ».
14. Dans les tableaux de références, l'enquête devrait comprendre diverses autres questions permettant d'interpréter les réponses à la principale question d'évaluation ; revenu, éloignement par rapport au site, connaissance préalable du site, *etc.*
15. Les personnes qui répondent à l'enquête doivent être mises au courant de possibilités de dépenses de substitution, en particulier lorsque l'on s'attend à des effets « d'autosatisfaction » (par exemple la satisfaction morale suscitée par l'acte de donner pour une bonne cause).

CONTRAINTES ET DIFFICULTES

Les résultats obtenus par cette méthode peuvent très facilement contenir des erreurs et des biais. C'est dans un souci de corriger ces erreurs qu'un certain nombre de règles et de conseils d'application ont été élaborés (cf. figure 1).

Bateman *et al.* en 1993 ont établi une liste de 15 lignes directrices afin de limiter les utilisations et de définir une méthodologie, afin que ces résultats puissent être valables dans le cadre de procédures judiciaires.

Desaigues *et al.*, en 1993, ont défini différents points à respecter lors de l'utilisation de cette méthode. Néanmoins, une précision supplémentaire est à apporter sur le traitement des données. En effet, certains individus interrogés peuvent élaborer des stratégies de réponse. L'une consiste à sous évaluer son consentement à payer dans la crainte de devoir réellement payer cette somme, et l'autre, à l'inverse, est une surestimation, pensant ainsi avoir une plus grande influence sur la décision finale.

L'autre difficulté d'interprétation est celle portant sur les valeurs nulles. Il faut en effet faire la distinction entre les « vrais » et les « faux zéros », c'est à dire faire la différence entre les individus qui n'accordent aucune valeur à la modification de la qualité du bien en question et ceux qui donnent une valeur nulle en signe de protestation. Pour cela, il suffit, en théorie, de rajouter une question portant sur la raison de la valeur nulle et on considérera seulement les réponses comportant les « vrais zéros ». La dernière précaution à prendre est au niveau du taux de non-réponse, pour lequel il existe des modèles qui permettent de les interpréter.

Dans tous les cas, l'utilisation de cette méthode, difficile à mettre en place et à analyser, nécessite la présence ou les conseils de spécialistes en enquête publique.

5.1.2.2 METHODES DES PRIX DU MARCHÉ AVEC TRANSFERT DE VALEUR

Lorsque les moyens financiers, physiques ou que le temps manquent pour permettre l'obtention des informations spécifiques à une étude, le transfert de valeur peut s'avérer très utile. En effet, il peut permettre, sous certaines conditions, d'utiliser les informations acquises dans un autre contexte (autre contexte politique, géographique, une autre époque...), et ceci à un prix inférieur. Le transfert de valeurs est possible entre deux études pourvu que le marché, les sites et les utilisateurs soient les plus semblables possibles (Barbier *et al.*. 1997).

Pour certains auteurs, le transfert de valeurs est plus adapté dans des cas d'évaluation d'impact sur la santé plutôt que d'évaluation de la valeur récréative par exemple. Ils justifient cela par les caractéristiques différentes de chaque site naturel et de leurs utilisateurs (Krupnick, 1993). Desaigues en 1993, a identifié trois possibilités de réalisation du transfert de valeur, présentées de la plus simple à la plus fiable :

- ◆ Estimation basée sur l'opinion d'experts : une valeur moyenne est calculée pour un type d'activité par personne et par jour, mais sans tenir compte des caractéristiques de chaque site, ni de celles des utilisateurs. Cette valeur est utilisée par l'administration américaine, mais comporte néanmoins des biais. De plus, le détail des calculs de cette valeur n'est pas connu et ne peut donc être soumis à vérification.
- ◆ Estimation basée sur le surplus de consommation : Dans ce cas, on utilise le consentement à payer des individus, déterminé sur un autre site lors d'une étude analogue. La valeur est appliquée à la population du site d'accueil des données sans tenir compte des caractéristiques spécifiques de ce site et de sa population.
- ◆ Estimation basée sur une fonction de demande : C'est la procédure la plus fiable mais elle n'est pas toujours applicable. En effet, elle consiste à transférer l'ensemble de la fonction de demande d'une étude vers une autre étude et d'adapter les variables d'un site à l'autre.

Mais pour cela, il faut que la fonction de demande soit détaillée dans l'étude initiale, ce qui n'est pas toujours le cas. L'estimation du consentement à payer ainsi obtenu est beaucoup plus proche de la réalité que les valeurs obtenues par les autres moyens d'acquisition des données.

DONNEES NECESSAIRES

Le transfert de valeur se fait en plusieurs étapes qui permettront de déterminer les études les plus adaptées à l'étude en cours, et d'appliquer les valeurs adaptées.

- Déterminer la valeur à estimer pour le site d'accueil des données.
- Identifier les études dont les résultats pourraient être utilisés. Ceci nécessite une synthèse bibliographique importante.
- Examiner les données et les résultats obtenus lors des études précédentes afin de vérifier que les actifs naturels évalués sont identiques dans les deux études, que les deux populations ont les mêmes caractéristiques et que les études conduisent au même choix de modèle théorique d'analyse.
- Evaluer la qualité des estimations antérieures en effectuant une analyse critique des études sélectionnées, du choix de modèle théorique, de collecte et de traitements statistiques.
- Le transfert à proprement parler consiste à ajuster les variables pour un meilleur résultat et déterminer les caractéristiques du site pour définir les variables clés caractérisant la population affectée par le projet.

CONTRAINTES ET DIFFICULTES

Ce procédé d'acquisition des données semble être très utile mais, comme nous venons de le voir, son utilisation n'est pas systématique et comporte de nombreuses contraintes : plusieurs étapes et vérifications. La qualité du résultat dépend en grande partie de la qualité des études antérieures, mais aussi du choix des études que l'on va utiliser (caractéristiques des sites), et du jugement personnel pour éviter toutes les erreurs de transfert. C'est pour cela qu'il est nécessaire d'effectuer une synthèse bibliographique très dense et complète, ainsi que la liste des caractéristiques et lieu d'acquisition des données.

Avant que ce procédé ne se développe, il faudra améliorer un certain nombre de paramètres, entre autres la présentation des résultats de façon à ce que les fonctions de demande et les variables soient présentées clairement pour une extraction ultérieure plus pratique. Il serait aussi bénéfique que les études évaluant l'impact de la prise en compte ou pas de certaines variables se multiplient, ceci afin de ne considérer que les variables les plus influentes sur le résultat final. Ajoutons pour terminer, que le transfert n'est reconnu légitime que lorsqu'on effectue un test entre les résultats obtenus à l'aide du transfert de données et ceux obtenus par des valeurs récupérées sur le site d'étude. De tels tests sont encore peu courants, citons le test effectué par Loomis (1992) sur les bénéfices de la pêche au saumon aux Etats Unis.

Dans un objectif de mise en relation des données au niveau international, une base de données des différentes études est disponible sur Internet¹⁹. Cette base, EVRI, recense de nombreuses études d'origines très variées avec un accès gratuit.

Mais pour l'heure, les études réellement adaptées au transfert de valeurs sont très peu nombreuses puisqu'il faut encore adapter la présentation des résultats. De plus, la synthèse

¹⁹ www.evri.ca

bibliographique très dense, nécessaire pour chaque valeur que l'on cherche à déterminer, demande beaucoup de temps.

Informations susceptibles d'être utilisées pour l'estimation de la valeur patrimoniale des espèces protégées :

- mise en place d'une enquête avec l'aide d'un expert
- analyse des questionnaires
- OU**
- répertorier l'ensemble des études similaires sur d'autres sites
- analyser les études et les sites utilisés
- transférer et ajuster les informations au site d'étude

5.1.3 HABITATS

L'habitat, tel que nous l'avons défini précédemment, est le support des réseaux trophiques de l'écosystème, il entre donc dans l'établissement d'une production économique, et a donc une valeur d'usage indirect. Cette valeur peut être estimée par deux méthodes : celle des fonctions de production et celle de l'analyse énergétique.

5.1.3.1 METHODE DES FONCTIONS DE PRODUCTION

Cette méthode, très utilisée dans les pays anglo-saxons, se base sur les relations qui existent entre un élément naturel et l'activité économique dans laquelle il entre en jeu. Barbier *et al.* (1997) précisent, à propos d'une étude menée en Louisiane par l'équipe de Costanza en 1989, que « pour évaluer l'habitat qu'offrent les zones humides côtières de Louisiane, il faut établir la corrélation entre les processus écologiques (correspond aux fonctions écologiques, par exemple les flux énergétiques, les cycles des nutriments et de l'eau, cycles prédateurs/proies *etc.*) et les avantages économiques de la pêche commerciale. Cette démarche reconnaît le rôle des marais en tant qu'intrants dans la production halieutique et conduit à la modélisation de la productivité marginale des marais en ce qui concerne la production de biomasse de poissons ».

DONNEES NECESSAIRES

L'application de la méthode nécessite la connaissance parfaite de la production économique en question sur le site d'étude. Dans notre cas, il s'agit de la pêche professionnelle. Il faut aussi connaître le coefficient de relation entre habitat et activité économique. Les informations nécessaires sont donc :

- L'estimation de la productivité marginale annuelle par espèce c'est à dire la quantité de biomasse d'une espèce par unité de surface.
- Le prix des quantités débarquées et faisant l'objet d'une commercialisation.

On obtient en multipliant ces deux valeurs, la valeur de la production marginale annuelle de l'espèce.

Un tel calcul appliqué à l'ensemble des espèces commercialisées et des espèces protégées auxquelles on peut donner une valeur, permet, en les additionnant, d'obtenir une estimation de la valeur de la productivité marginale annuelle de la zone étudiée en ce qui concerne la participation à une production économique. **Cette valeur est assimilée à la valeur de l'habitat pour une activité économique.**

CONTRAINTES ET DIFFICULTES

Dans notre cas, il s'agit de la valeur de l'habitat estuaire pour son rôle dans l'activité de pêche professionnelle estuarienne, c'est à dire la quantité d'espèces commerciales produite suite à la variation d'une unité de surface. Bien qu'applicable à un estuaire, cette méthode nécessite des informations complexes notamment concernant les variations de biomasse. Il semble donc préférable d'utiliser d'autres méthodes pour cette évaluation économique de l'habitat.

5.1.3.2 METHODE D'ANALYSE ENERGETIQUE

Cette méthode décrite par Faber et Costanza (1987) est une application simplifiée (mais elle reste difficile à saisir) de la méthode de l'analyse énergétique de Costanza (1980) et de Costanza et Herendeen (1984).

La méthode simplifiée s'appuie essentiellement sur l'utilisation de la production primaire brute par les végétaux et les animaux de l'écosystème. La mesure des échanges gazeux au niveau des plantes correspond, dans cette étude, à la production primaire brute et détermine ainsi la quantité totale de carbone absorbé par les végétaux. Cette valeur, donnée en gramme de carbone ou en calorie de biomasse végétale par unité de surface et de temps, doit être ensuite convertie en unité monétaire significative. Pour cela, les auteurs choisissent de passer par l'unité de carburant fossile (notion d'équivalence définie par Odum en 1976).

DONNEES NECESSAIRES

Pour utiliser cette méthode d'analyse énergétique il est nécessaire de connaître :

- La production primaire qui peut se mesurer de différentes façons :
 - Frontier et Pinod-Viale (1998) propose une méthode de mesure directe de la production photosynthétique par la mesure de la production nette²⁰ (50 % de la production brute). La mesure du dioxygène dégagé peut se faire *in situ* dans des flacons ou en laboratoire avec des échantillons, mais, dans les deux cas, il est nécessaire d'effectuer une mesure à la lumière et une à l'obscurité afin d'éliminer la part de la respiration hétérotrophe. Une autre approche serait de mesurer la quantité de carbone fixé. Pour cela, il faut connaître la quantité de ¹²C dans le milieu naturel (en milieu salé et à salinité constante, elle est égale à la quantité de CO₂) et injecter une dose connue de ¹⁴C. Ces mesures sont longues et onéreuses et ne permettent de mesurer que la production nette. On lui préférera une autre méthode moins complexe.
 - Frontier et Pinod-Viale (1998) évoque une autre méthode de mesure de la production primaire à l'aide de coefficients. Elle est basée sur la production maximale par unité de chlorophylle du phytoplancton. Ainsi, un dosage de la chlorophylle donne une estimation de bon indice sur la productivité potentielle. Le dosage de la chlorophylle se fait par spectrophotométrie après passage sur un filtre d'acétate. On peut aussi quantifier la présence de chlorophylle par fluviométrie permettant de déterminer le profil des eaux traversées par le navire effectuant les mesures sur le vivant. Une estimation à grande échelle peut également être faite par **télé-détection**. Les valeurs sont obtenues en gramme de carbone qu'il faut ensuite convertir en calorie.

²⁰ Correspond à la production brute à laquelle on soustrait la respiration autotrophe.

- Coefficient de conversion : de l'unité énergétique au carburant fossile.
Afin d'être mesuré économiquement, la production primaire doit être convertie en une unité énergétique utilisée en économie. Une possibilité est de déterminer la quantité de matière première (biomasse) nécessaire à la production d'une énergie de meilleure qualité, plus concentrée, comme l'électricité ou le carburant, *etc.* Le coefficient de carburant fossile a été défini par Odum et Odum (1976), et il a été utilisé par Faber et Costanza (1987). Le taux de conversion est 20 calories de biomasse végétale pour 1 calorie de carburant fossile.
- Coefficient de conversion : du carburant fossile au dollar.
L'étape finale de la méthode est la conversion en unité monétaire, souvent le dollar mais parfois aussi la monnaie locale. Pour cette transformation, il est nécessaire d'admettre l'hypothèse selon laquelle le rapport entre le produit national brut (PNB) et l'énergie fossile fournit une conversion appropriée de l'énergie fossile en dollar.

Utilisant cette démarche, les auteurs ont été capables d'estimer la valeur des habitats marins et des zones humides de Louisiane.

CONTRAINTES ET DIFFICULTES

- Mal acceptée par les scientifiques
Cette méthode a suscité de vives réactions de la part de l'ensemble de la communauté scientifique comme en témoigne la préface de l'ouvrage de Isard (1972). En effet, elle a été jugée trop superficielle et trop simpliste tant au niveau du modèle économique qu'au niveau de la prise en compte des ressources naturelles. Cependant, depuis les années 1970, la méthode a fait l'objet de plusieurs applications, marginales certes, mais dans différents pays. On citera par exemple l'étude de Faber et Costanza en Louisiane (1987), l'étude de Kratena en Australie (2004), l'étude de Costanza *et al.* (1997) sur l'ensemble des écosystèmes mondiaux, celle de Patterson en Nouvelle Zélande (2002), celle de Faber *et al.* (2002) en Louisiane, et enfin celle de Kreuter *et al.* (2001) au Texas qui utilisent les coefficients publiés par Costanza *et al.* (1997).
- Une autre contrainte vient de la difficulté à évaluer la production primaire de l'écosystème. Toutes les méthodes ne conduisent qu'à des estimations plus ou moins fiables et très souvent longues et onéreuses.

Informations susceptibles d'être utilisées pour l'estimation de la valeur patrimoniale de l'habitat :

- Biomasses des espèces
- Surface de la zone d'étude
- Prix de vente des espèces
- OU**
- Production primaire de l'écosystème
- Coefficient de conversion de l'unité énergétique au carburant fossile
- Coefficient de conversion du carburant fossile au dollar

5.1.4 RESEAUX TROPHIQUES

Les réseaux trophiques sont le support de la fonction de nutrition de l'écosystème par l'intermédiaire des interactions proies - prédateurs. Ils sont donc l'un des piliers de l'existence de l'activité économique de pêche et ont donc une valeur d'usage indirect qu'il est possible d'évaluer par deux méthodes : celle des fonctions de production et celle des chaînes trophiques.

5.1.4.1 METHODE DES FONCTIONS DE PRODUCTION

Cette méthode a été détaillée dans le cadre d'une présentation générale, illustrée par un exemple représentatif (cf. 4.1.2.1) et dans le cadre de l'étude de faisabilité pour le niveau de l'habitat (cf. 5.1.3.1). Pour appliquer cette méthode au cas particulier des réseaux trophiques, il suffit d'adapter les conditions d'application. En effet, il faut mettre en évidence la participation d'un niveau trophique à la production économique finale.

L'exemple de la participation des abeilles dans la production fruitière, détaillé au § 4.1.3.1, bien que différent d'un exemple aquatique, permet de démontrer la possibilité d'évaluer un maillon du réseau trophique. Il faut donc adapter cette méthode aux milieux aquatiques et plus particulièrement aux estuaires.

DONNEES NECESSAIRES DANS LE CAS DES RESEAUX TROPHIQUES ESTUARIENS

- Valeur de l'activité de pêche : cette valeur correspond à celle déterminée lors de l'évaluation de l'activité de pêche par la méthode des prix du marché.
- Coefficient de participation du niveau trophique considéré dans l'activité de pêche : ce coefficient doit permettre de mettre en relation le niveau trophique et l'activité de pêche professionnelle et de la quantifier. Ceci se fait par l'intermédiaire des coefficients de transmission.
- Estimation de la biomasse du niveau trophique considéré : elle est nécessaire pour estimer la participation de l'ensemble du niveau trophique à l'activité de pêche.

5.1.4.2 METHODE DES CHAINES TROPHIQUES

Cette méthode est évoquée dans l'ouvrage de Bonniex et Rainelli (1991) paru suite au naufrage de l'Amoco-Cadiz. Les auteurs, dans cet ouvrage, ne s'attachent pas à déterminer la valeur des chaînes trophiques mais celle des dommages qu'elles ont subis. Nous verrons cet aspect par la suite. Cependant, selon M. Bonniex (*com. pers.*), il apparaît tout à fait envisageable d'adapter cette méthode à l'évaluation de la valeur des réseaux trophiques en état de fonctionnement normal.

DONNEES NECESSAIRES

Pour effectuer ces estimations, les informations nécessaires sont différentes de celles évoquées dans l'ouvrage publié par ces auteurs.

- Modèle simplifié de chaîne trophique : les interactions interspécifiques sont très complexes au sein d'un écosystème, aussi, les auteurs ont utilisé un modèle simplifié à quatre niveaux. Ce modèle doit faire apparaître les différents coefficients intervenants dans ces relations
- Coefficient de transmission : pourcentage de transmission d'énergie d'un niveau à un autre par les interactions trophiques.

Informations susceptibles d'être utilisées pour l'estimation de la valeur patrimoniale des réseaux trophiques et de chacun de leurs maillons :

- valeur de l'activité de pêche (quantités débarquées et prix)
- coefficient de transmission au sein du réseau trophique
- biomasse des espèces du réseau trophique

OU

- modèle de réseau trophique pour l'estuaire considéré
- coefficient de transmission au sein du réseau trophique

5.2 ESTIMATION DES DOMMAGES EN CAS DE POLLUTION

Cette estimation peut être utile si l'évaluation patrimoniale de l'estuaire s'avère trop compliquée, trop longue, ou si elle n'a pu être faite avant une pollution accidentelle dont on souhaite estimer les dommages.

5.2.1 METHODE DES CHAINES TROPHIQUES

Cette méthode détaillée dans le paragraphe précédent, a été décrite, à l'origine, pour estimer les dommages subis par la biomasse suite à une pollution. Aussi, l'estimation de la valeur des réseaux trophiques est une adaptation de la méthode d'origine.

Les données nécessaires sont donc sensiblement identiques à celles notées précédemment à une différence près au niveau de l'estimation de la biomasse : il faut dans le cas de l'estimation des dommages, une estimation de la **biomasse détruite** par la pollution.

5.2.2 METHODE D'EVALUATION DE LA PRODUCTIVITE

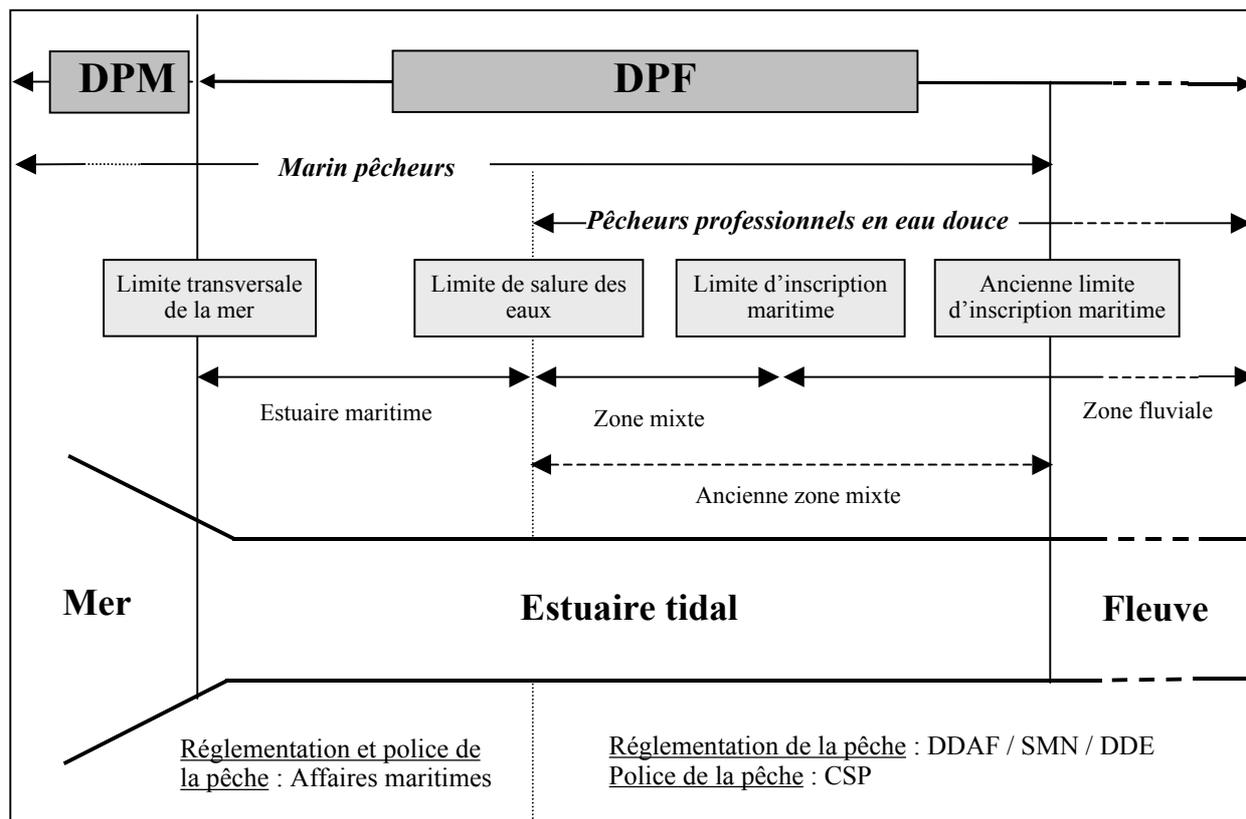
Cette méthode très utilisée au Canada sur les sites du Plan d'Assainissement du Littoral Atlantique permet d'évaluer l'impact économique d'une pollution. Par exemple, elle peut être utilisée pour évaluer la valeur de la variation d'une production conchylicole suite à l'arrêt du rejet d'effluents dans un estuaire canadien (Anonyme, 1996.). En effet, l'arrêt du rejet peut provoquer un accroissement de la productivité des coquillages. Cet accroissement multiplié par le prix du marché équivaut à la valeur de cette augmentation. Dans ce cas, il apparaît nécessaire de quantifier la variation de la production en fonction de la variation des niveaux d'effluents.

Mais cette méthode est surtout utilisée dans le cadre d'analyse coûts - avantages²¹ d'un projet. Il est nécessaire pour cela de connaître le lien entre le projet proposé et l'impact sur la croissance ainsi que sur la productivité des ressources.

²¹ Estimation de tous les coûts et avantages sociaux et économiques découlant d'une décision ou d'un projet. Ce genre d'analyse est souvent utilisé afin de décider de la mise en œuvre ou pas du projet ; elle peut aussi servir à faire un bilan, la réalisation du projet ayant déjà abouti.

Cette méthode présente l'avantage certain de convertir des variations environnementales en unité monétaire mais elle est plus difficile à utiliser lorsque la ressource qui subit les variations n'a pas de valeur marchande.

Figure 2 : Limites administratives et réglementaires de la pêche en estuaire



Source : Cauvin *et al.*, 2001

Légende :

DPM : Domaine public maritime

DPF : Domaine fluvial public

DDAF : Direction départementale de l'agriculture et de la forêt

SMN : Service maritime de la navigation

DDE : Direction départementale de l'équipement

CSP : Conseil supérieur de la pêche

6 DONNEES DISPONIBLES

La partie précédente nous a permis de dégager un certain nombre de méthodes adaptées à l'estimation de la valeur patrimoniale d'un estuaire du point de vue de la pêche professionnelle, c'est à dire à l'estimation de trois compartiments de l'estuaire que sont les espèces halieutiques et protégées, l'habitat et les chaînes trophiques. Afin de compléter ce travail, il nous a paru indispensable d'examiner la disponibilité des données nécessaires à la réalisation de cette évaluation patrimoniale, et ce dans les trois principaux estuaires des régions de l'AGLIA : Loire, Gironde et Adour.

Le recensement de toutes ces informations a permis de dégager trois thèmes : informations sur les ressources, informations économiques et informations géographiques.

6.1 INFORMATIONS SUR LES RESSOURCES

Ce sont des informations qui concernent l'ensemble de la ressource halieutique des estuaires. Elles sont nécessaires à la plupart des méthodes d'évaluation de la valeur patrimoniale.

6.1.1 CAPTURES

L'estuaire est divisé administrativement en plusieurs zones : l'estuaire maritime, la zone mixte, et la zone fluviale stricte (figure 2). Chacune d'elles est soumise à une administration et des réglementations particulières.

Les marins pêcheurs de l'estuaire, en activité dans la zone maritime, sont soumis à un système de déclaration de captures. Ce système déclaratif s'est mis en place en trois étapes :

- la délibération de la CIPE²² pour l'obtention de la licence,
- l'arrêté du 18 juillet 1990 imposant la déclaration statistique des produits de la mer en quantité et en valeur des espèces débarquées,
- le décret du 16 février 1994 relatif à la pêche des poissons migrateurs.

Les carnets de pêche remplis par les pêcheurs sont récupérés par un enquêteur halieutique local Ifremer²³ qui sensibilise aussi les professionnels sur l'importance de la qualité de l'information qu'ils fournissent. Ces fiches sont le seul support officiel des données de captures en estuaire.

Au niveau régional, depuis 1999, le CRTS²⁴ de La Rochelle est chargée par la DPMA²⁵ et la CIPE du suivi national de la pêche professionnelle en estuaire²⁶ (Cauvin *et al.* 2001). Le CRTS a en charge la validation de la donnée saisie à partir des fiches de pêche puis l'archivage de ces fiches. L'absence de vente en criée implique que les informations de capture sont basées sur les seules déclarations des professionnels.

Ainsi, traitées, les informations sont archivées au niveau national par le DSI²⁷.

Au niveau national, il existe donc un système de récolte d'information, mais des suivis sont également mis en place plus localement avec des postes d'appui technique à la profession (exemple sur la Gironde) ou des programmes de recherche (Cemagref, Ifremer...).

²² Comité Interprofessionnel des Poissons Migrateurs et des Estuaires.

²³ Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la MER.

²⁴ Centre Régional de Traitement des Statistiques de pêche.

²⁵ Direction des Pêches Marines et de l'Aquaculture.

²⁶ Circulaire ministérielle n°1501 du 30 juin 1999 sur le fonctionnement du CRTS.

²⁷ Direction des Services Informatiques.

6.1.1.1 EN ADOUR

L'appui technique local du Comité Local des Pêches Maritimes et des Elevages Marins de Bayonne a effectué, de 1994 à 1999, le suivi des captures sur l'estuaire de l'Adour, en collaboration avec l'Ifremer et l'INRA²⁸ de Saint Pée sur Nivelle. Aujourd'hui, ce suivi est effectué par l'Ifremer de Bidart en collaboration avec la Cellule d'Etude et de Recherche en Environnement Estuarien et Côtier Aquitain (CERECA) qui sont en charge du recueil et de la saisie des données déclarées au travers des carnets de pêche et qui réalisent en complément des campagnes d'échantillonnage sur le terrain (Lissardy *et al.*, 2003).

6.1.1.2 EN GIRONDE

Le Cemagref assure localement le suivi des pêcheries estuariennes en Gironde. Ce suivi fait l'objet d'une publication annuelle depuis 1977, suite au projet d'implantation puis à l'implantation de la centrale nucléaire du Blayais. La méthode de collecte des données se base sur des déclarations de pêcheurs échantillonneurs volontaires, extrapolées ensuite à l'ensemble des professionnels. Ceci est effectué afin d'atteindre deux objectifs :

- évaluer les captures réalisées en tonnage et en valeur,
- effectuer un suivi des espèces (abondance, répartition, mortalité par pêche) pour l'élaboration d'un modèle de dynamique des écosystèmes.

Ce système de suivi, basé sur des déclarations volontaires, peut paraître plus proche de la réalité et comporter moins de biais. Les pêcheurs étant volontaires n'ont, de ce fait, aucun intérêt à transmettre de fausses déclarations. Toutefois, un échantillon de volontaires n'est pas toujours représentatif de l'ensemble de la population.

6.1.1.3 EN LOIRE

Le suivi des captures de pêches estuariennes dépend du système national comme pour les autres estuaires, et certaines espèces bénéficient localement d'un suivi plus approfondi. L'association LOGRAMI dans le cadre du tableau de bord Anguille, effectue par exemple un suivi plus précis des captures de civelles dans l'estuaire de la Loire, se basant sur les données DPMA-CRTS (même base de données que l'Ifremer sur l'Adour – données officielles).

6.1.2 BIOMASSE

En règle générale, les estimations de biomasse ne sont pas choses faciles, et particulièrement en estuaire. Il existe cependant différentes possibilités mais toutes comportent des biais et ne restent que des estimations. Dans notre cas, nous pourrions nous limiter à la biomasse des principales espèces exploitées par la pêche professionnelle.

L'estimation de ces biomasses se fait à partir des déclarations d'activité des professionnels qui peuvent provenir du système déclaratif national ou de suivis locaux souvent plus précis du fait de travaux sur le terrain qui permettent d'affiner les déclarations.

C'est à partir de ces données et de l'utilisation de modèles mathématiques et statistiques que les estimations peuvent être faites. Dans l'ouvrage de l'Académie des Sciences (Mesnil, 2003.), on recense plusieurs méthodes mathématiques et statistiques. Trois d'entre elles, qualifiées de méthodes directes, ne font pas appel à des modèles de dynamique des populations et sont parfois le seul recours

²⁸ Institut National de la Recherche Agronomique

pour estimer l'abondance et la structure démographique des stocks. Elles se basent sur les données de campagnes scientifiques :

- campagnes d'estimation de l'abondance par chalut, dragage, plongée... respectant les règles d'échantillonnage,
- campagnes d'échantillonnages d'œufs planctoniques qui permettent d'estimer l'abondance des géniteurs,
- méthodes basées sur les captures - recaptures.

Pour suivre, par l'intermédiaire de ces campagnes, l'abondance des stocks, les protocoles d'échantillonnages doivent rester strictement identiques. C'est le problème qui se pose lors de l'exploitation des données d'origine professionnelle. En outre, la biomasse qui nous intéresse ici est celle présente en estuaire et ne correspond donc pas à la biomasse totale de l'espèce.

Les méthodes indirectes, font, elles, appel à des modèles de dynamique des populations et utilisent comme point de départ les captures (éventuellement détaillées par taille et par âge) pour estimer l'abondance et la structure du stock. Certaines ont une approche globale de la biomasse et sont, de ce fait, plus faciles à mettre en œuvre. Elles prennent en compte la capturabilité (qui est fonction de la taille des mailles du filet), l'effort de pêche, et les captures (par capture on entend ce qui est débarqué, mais aussi les rejets). Les données de captures doivent être connues exhaustivement et sans discontinuité. Ce type de modèle, bien qu'il comporte de nombreux biais (grande simplification des données de l'effort de pêche par exemple), peut s'avérer être un outil très utile pour des espèces dont l'âge est difficile à estimer, ou pour des pêcheries à espèces multiples et pour lesquelles on ne dispose que d'informations générales. D'autres modèles mono et multi-spécifiques apportent des informations plus précises sur la composition du stock, cependant un détail aussi grand (par classe d'âge par exemple) n'est pas utile à notre étude.

Localement, des estimations de biomasse pour certaines espèces sont faites dans les estuaires.

6.1.2.1 EN ADOUR

L'ANGUILLE AU STADE CIVELLE

L'Ifremer, en collaboration avec la cellule CERECA, l'Université de Pau et des Pays de l'Adour, l'Université de Grenoble et le laboratoire d'ichtyologie de l'EPHE²⁹ de Perpignan, a mis au point une méthode d'estimation du flux entrant de civelles se basant sur les déclarations des professionnels en zone maritime de l'estuaire, et sur des campagnes d'échantillonnage pendant la période de pêche (du 1^{er} Novembre au 31 Mars). Noëlle Bru (Université de Grenoble) a pu définir, à partir des informations de captures de pêche et des campagnes d'échantillonnage, un modèle mathématique permettant d'estimer le flux entrant journalier de civelles (publication des travaux d'ici la fin 2004), et d'un flux entrant saisonnier de civelles. Ces flux entrants journaliers ou saisonniers peuvent être assimilés à une biomasse de civelles journalière ou saisonnière. Toutefois, cette biomasse ne peut pas être étendue à une biomasse annuelle car pour la période où la pêche à la civelle est interdite, il n'y a pas de données disponibles et la mise en place d'une campagne scientifique aurait un coût trop élevé. Ainsi, il ne s'agit que de la biomasse saisonnière de civelles dans la zone maritime de l'Adour.

Cette méthodologie prend également en compte les conditions hydroclimatiques (coefficient des marées, débits de l'Adour et de ses principaux affluents, turbidité, température, pluviométrie, phase lunaire...).

Les premiers résultats sur l'estuaire de l'Adour ont été exposés lors de VIII^{èmes} Journées du Pôle DRAES- « Ressources Aquatiques, variabilité et qualité de l'environnement » (Anonyme, 2000) et

²⁹ Ecole Pratique des Hautes Etudes

dernièrement un poster a été présenté au IX^{ème} colloque d’océanographie du Golfe de Gascogne à Pau en 2004.

Un programme européen nommé INDICANG³⁰, débuté en mai 2004, a pour objectif de permettre une adaptation de cette méthodologie à l’ensemble des estuaires concernés par le programme (dont Loire et Gironde).

LES SALMONIDES : TRUITE DE MER ET SAUMON

Le stock de salmonidés a été estimé à diverses reprises dans le bassin versant de l’Adour par différentes méthodes : méthode des captures - recaptures, méthode de comptage des œufs et méthode acoustique. Le suivi des salmonidés migrateurs de l’estuaire de l’Adour date de 1985, date d’un contrat CIPE - Ifremer qui a déterminé les bases de récolte de données de captures et d’unité d’efforts de pêche, ainsi que l’échantillonnage des prises. Ainsi, depuis 1987, le suivi a pu être efficace, issu d’une collaboration entre ces deux organismes et l’INRA de St Pée sur Nivelle. Le fruit de cette collaboration est l’établissement d’une base de données sur les caractéristiques des migrateurs amphihalins, et les données de captures (Cauvin *et al.*, 2001).

Une étude récente, présentée lors des VIII^{èmes} Journées du Pôle DRAES en 2000, réalisée conjointement par l’Institution Adour, l’Ifremer (Laboratoire Halieutique d’Aquitaine), et le CSP de Pau, a estimé le nombre de géniteurs sur les frayères, à partir des captures, du nombre d’œufs pondus et des juvéniles. Les résultats sont fonction d’hypothèses de taux d’exploitation. Ces informations sont données dans le cadre du plan de gestion du COGEPOMI³¹ Adour. Aujourd’hui, l’association MIGRADOUR est chargée, entre autre, de la connaissance de la nature des stocks de saumon.

Un essai d’évaluation par méthode acoustique, réalisé par Ifremer-LHA, a été présenté lors de la réunion du projet Européen - Civelle de Pau le 8 novembre 2000. Cependant, d’après M. Castelnaud (Cemagref Bordeaux), cette méthode ne peut être utilisée dans des eaux turbides.

Pour ces espèces, la mortalité est faible pendant la remontée. Dès lors, la biomasse du bassin versant peut être assimilée à la biomasse qui a transité par l’estuaire.

Pour les autres espèces, aucune estimation de biomasse n’est faite.

6.1.2.2 EN GIRONDE

Dans le cadre de deux thèses en cours actuellement au Cemagref de Bordeaux (thèse de Jérémie Lobry et de Stéphanie Pasquaud), des estimations de biomasse des différentes ressources halieutiques de l’estuaire sont envisagées. La première méthode est basée sur les données de captures par les pêcheries à partir des données débarquées en estuaire. Ces données sont compilées par le Cemagref sur la base des déclarations de pêcheurs échantillonneurs. Les données sont ensuite extrapolées à l’aide d’un modèle mathématique et conduisent aux estimations de biomasse.

La seconde méthode est basée sur des campagnes d’échantillonnage. Le nombre d’individus capturés par unité de surface est extrapolé à l’ensemble de la surface estuarienne. Cependant, cette méthode se heurte au problème de capturabilité (qui dépend du type d’engin utilisé pour l’échantillonnage et la capacité des individus à l’éviter).

Malgré ces biais, les méthodes d’estimation de biomasse à partir des captures de la pêche professionnelle sont fréquemment utilisées.

³⁰ Le projet européen INDICANG vise à mettre en place un réseau d’INDICateurs d’abondance et de colonisation sur l’ANGuille européenne (*Anguilla anguilla*) dans la partie centrale de son aire de répartition. Ce projet est conduit au titre du programme d’initiative communautaire FEDER/INTERREG IIIB « Espace Atlantique », et regroupe 4 pays : Royaume-Uni, France, Espagne et Portugal.

³¹ Comité de Gestion des Poissons Migrateurs

L'objectif final des thèses de Jérémy Lobry et Stéphanie Pasquaud est de définir les réseaux trophiques (avec les coefficients) et de proposer des estimations de biomasses (basées sur les captures).

6.1.2.3 EN LOIRE

L'abondance des espèces pêchées et l'évaluation de leur biomasse ne font pas l'objet d'étude particulière. En ce qui concerne la civelle, l'estimation de l'abondance est en prévision dans le cadre du programme européen INDICANG comme décrit paragraphe 6.1.2.1.

6.1.3 PRODUCTION PRIMAIRE

La production primaire, mesure de l'activité phytoplanctonique, peut être estimée par les différentes méthodes décrites par Pinod et Viale (cf. 5.1.3.2).

Sur le plateau continental atlantique, une évaluation de la biomasse phytoplanctonique a été effectuée lors d'une étude menée conjointement par le Shom³² et l'Ifremer lors des campagnes Bio-Modycot (Lampert *et al.*, 2000). Cette étude présentée lors du VII^{ème} colloque international d'océanographie du golfe de Gascogne de Biarritz (du 4 au 6 avril 2000) a permis de tester la validité d'une méthode basée sur la concentration pigmentaire, par rapport au comptage microscopique et à une méthode de filtration successive. Suite aux prélèvements, l'application de méthodes mathématiques est nécessaire : ici on a testé les régressions multiples, les rapports diagnostics pigments et la méthode Chemtax. C'est cette dernière qui permet d'obtenir les meilleurs résultats, c'est à dire les plus proches de ceux obtenus par la méthode par comptage microscopique. L'étude réalisée a permis de dénombrer la biomasse par classe algale sur le plateau continental Atlantique.

Une autre méthode appliquée en mer Cantabrique (Espagne) permet d'exprimer quantitativement la Chlorophylle-a à partir de données obtenues par SeaWIFS (satellite). Ce suivi est mené par le centre d'océanographie de Gijon, le laboratoire marin de Plymouth et l'université d'Oviedo. Ces résultats ont été présentés lors du VIII^{ème} colloque international d'océanographie du golfe de Gascogne à Gijon en 2002.

La télédétection semble être la méthode la plus pratique, la moins fastidieuse et la plus fiable pour évaluer la biomasse phytoplanctonique estuarienne.

6.1.3.1 EN GIRONDE

Depuis 24 ans (1978 à 2001), l'évolution du mésozooplancton est suivie en Gironde par une équipe du laboratoire d'Océanographie Biologique basée à l'Université de Bordeaux I. Il s'agit d'un service d'observation qui effectue des prélèvements et récolte des données servant de support à la recherche fondamentale, ou suite à une demande des collectivités et agences techniques. Un site Internet recense l'ensemble de ces données, qui sont accessibles à tous en contre partie de la mention de la source de ces données. Ainsi la quantité de Chlorophylle a est donnée en différents points de l'estuaire et pour plusieurs années.

Un questionnaire permet de mieux cibler la demande, en précisant, entre autres, la profondeur de prélèvement, et la station.

Dans ce site, une rubrique Adour-Garonne est en construction, ce qui laisse présager que ces informations seront bientôt disponibles pour l'estuaire de l'Adour (source : Université de Bordeaux I).

Ces échantillonnages ont lieu dans le cadre du programme SOMLIT³³ sur l'ensemble du littoral français avec des sites d'observations implantés près des stations marines de Wimereux, Roscoff, Brest, Arcachon/Bordeaux, Banyuls, Marseille et Villefranche/mer.

³² Service Hydrographique et Océanographique de la Marine.

³³ Système d'Observation en Milieu Littoral.

6.1.4 MODELE DE RESEAUX TROPHIQUES

Les réseaux trophiques en estuaire sont très complexes et leur modélisation n'est pas facile. Néanmoins, un modèle nommé ECOPATH est appliqué dans de nombreux écosystèmes. Ce modèle a été élaboré par le centre des pêcheries colombiennes de l'Université d'Angleterre il y a plus de 10 ans, et peut être utilisé pour des questions écologiques, pour évaluer l'impact de la pêche sur les écosystèmes, pour étudier les différentes options de gestion de l'écosystème, évaluer l'impact et le positionnement des zones marines protégées, et évaluer les effets des changements environnementaux³⁴.

En 2003, l'application du modèle au réseau trophique de la mer Baltique a été publiée, en prenant en compte l'impact de la pêche (Harvey *et al.*, 2003). Pour appliquer le modèle, les auteurs ont utilisé les estimations de biomasses par MSVPA³⁵ pour certaines espèces, et les informations les plus fiables pour les biomasses des autres espèces du réseau. Les estimations de biomasses sont donc, dans cette étude, basées sur les prédictions d'un modèle mathématique.

Les deux thèses actuellement en cours au Cemagref de Bordeaux (cf. 6.1.2.2) ont pour objectif de modéliser le réseau trophique de l'estuaire de la Gironde, une étant basée sur des calculs théoriques issus de la bibliographie et l'autre basée sur des campagnes d'échantillonnage. Les résultats de ces travaux permettront de vérifier la validité du modèle théorique établi. Néanmoins, ces résultats ne seront publiés que dans un ou deux ans (*com. pers.* Jérémy Lobry).

Le travail de Jérémy Lobry a débuté par une description de la composition piscicole de l'estuaire, des indices de fréquence, de l'appartenance à un groupe commercial, de leur position spatio-temporelle dans l'estuaire. Le travail a été jusqu'à placer le compartiment piscicole au sein de l'écosystème dans son ensemble. Ces travaux ont été présentés lors de la réunion ECOBAG³⁶ du 5 mai 2004 à Bordeaux. Cette étude a donc modélisé le réseau trophique de l'estuaire de la Gironde en remplaçant chaque compartiment au sein de l'écosystème à l'échelle annuelle. L'étude de Stéphanie Pascaud devrait permettre de déterminer les réseaux trophiques à une échelle spatiale et temporelle plus fine.

LES COEFFICIENTS DE TRANSMISSION

La modélisation des réseaux trophiques par l'équipe du Cemagref porte également sur les coefficients de transmission entre les compartiments. Le réseau trophique ainsi représenté sous la forme de chaînes de Lindemann permet de mettre en évidence l'aspect énergétique et les biomasses de l'écosystème. Le réseau trophique de l'estuaire de la Gironde comporte 6 niveaux, l'efficacité moyenne est de 10,7 entre les niveaux 1 et 6 (hors prélèvements de pêche).

Les prélèvements par pêche entrent aussi dans le modèle en tant que prédateurs particuliers.

Un modèle, tel qu'il est établi par Jérémy Lobry, peut s'adapter en théorie aux différents estuaires de la façade sud Atlantique et renseigne toutes les informations nécessaires au niveau des réseaux trophiques pour l'application d'une méthode économique.

En pratique, l'application du modèle à un autre estuaire nécessite d'entrer de nombreuses valeurs dans le modèle, et selon la quantité d'informations disponibles, la durée de l'étude sera plus au moins longue. Dans le cas extrême où il n'existe aucune donnée, la période d'échantillonnage s'étalerait au minimum sur un an à un an et demi (afin d'observer la variabilité saisonnière), avant traitement des données et analyse.

³⁴ www.ecopath.org

³⁵ MultiSpecies Virtual Population Analysis

³⁶ Environnement, Ecologie et Economie du Bassin Adour-Garonne. Programme de recherche dont l'objectif est l'amélioration de la connaissance et de la gestion des systèmes aquatiques du bassin Adour-Garonne

6.2 INFORMATIONS ECONOMIQUES

Pour appliquer les méthodes économiques, il faut récupérer, en plus des données halieutiques qui portent sur la ressource biologique, des informations d'ordre économique.

6.2.1 PRIX PAR ESPECE

Le suivi économique des pêches estuariennes est très aléatoire du fait que les ventes des espèces capturées ne se font pas en criée (ventes directes aux particuliers, aux mareyeurs, aux restaurateurs...). Ceci a pour conséquences de rendre les informations moins accessibles et plus dispersées.

Au niveau national, une convention, datant de novembre 2003 impliquant la DPMA, le CNPMM³⁷ et l'Ifremer, prévoit une collaboration pour le développement durable de la pêche française. Cette convention propose notamment la collecte des données de bases (sur les débarquements, les produits commercialisés, la socio-économie, la biologie des espèces, les rejets...) et l'élaboration d'avis scientifiques et techniques pour la gestion de la pêche.

6.2.1.1 ESTUAIRE DE LA GIRONDE

Parallèlement au suivi de la ressource halieutique détaillée paragraphe 6.1.1.2, le Cemagref de Bordeaux réalise également un suivi socio-économique utilisant la même méthode d'échantillonnage. Son rapport annuel inclut les données halieutiques et socio-économiques.

Les mareyeurs peuvent également être une source d'information intéressante pour les données socio-économiques relatives aux espèces halieutiques. Toutefois il faut noter que, selon le mode de commercialisation, le prix pour une espèce varie. On distingue par exemple les prix « rivière » (mareyeur) et les prix « direct » (pêcheur – consommateur). Le prix rivière est le prix minimal alors le prix direct est en moyenne deux fois plus élevé.

6.2.1.2 EN ADOUR

Dans l'estuaire de l'Adour, un suivi plus précis est réalisé par la cellule CERECA, l'Ifremer de Bidart et l'Institution Adour. Une publication annuelle résulte de ce suivi halieutique et économique présenté antérieurement (cf. 6.1.1.1). Les valeurs de l'année 2003 ont été publiées en mars 2004 sous le titre « caractérisation et abondance des captures professionnelles estuariennes dans le bassin de l'Adour en 2003 ». Cette étude présente les résultats obtenus par analyse des carnets de pêche et des données d'échantillonnage par espèce. Des précisions sont apportées sur les caractéristiques des pêches de certaines espèces, et un suivi pluriannuel est rapporté dans certains cas (lamproie). Ces résultats sont en général rapportés avec une erreur de 10% pour les espèces de grand intérêt commercial. Cependant, pour les espèces de faible intérêt commercial (mulets...), les données ne sont qu'indicatives, du fait aussi du regroupement sous le terme « *divers marins* » qui est fait par les professionnels dans leurs carnets déclaratifs. Dans ce document apparaît également le chiffre d'affaire par espèce.

Le suivi des espèces dans l'estuaire de l'Adour est relativement complet du fait des multiples études qui sont faites, et du suivi régulier en partenariat avec l'Ifremer.

³⁷ Comité National des Pêches Maritimes et des Elevages Marins.

6.2.1.3 EN LOIRE

Le suivi économique des pêcheries estuariennes (estuaire maritime) est assuré par les Affaires Maritimes. Cependant, LOGRAMI dispose également de données très générales sur le prix moyen des espèces (utilisé comme indice de l'abondance).

6.2.2 COEFFICIENT DE CONVERSION DE BIOMASSE EN CARBURANT FOSSILE

Ce coefficient permet de convertir une quantité d'énergie de biomasse en équivalent de carburant fossile (ou équivalent pétrole). On considère que 20 calories de biomasse correspondent à 1 calorie de carburant fossile. Ainsi, pour convertir la production primaire des végétaux (cf. 6.1.3) mesurée en calories ou en joules, en unité énergétique de carburant fossile, il faut appliquer un coefficient de 20 pour 1. On obtient ainsi la valeur en unité énergétique de carburant fossile.

6.2.3 COEFFICIENT DE CONVERSION DU CARBURANT EN DOLLAR

Pour convertir les unités énergétiques de carburant fossile précédemment obtenues en unité monétaire, une théorie économique est appliquée. Cette théorie explicitée par Cleveland *et al.* en 1984 se base sur la proportion qui existe entre l'utilisation de l'énergie (toutes énergies confondues) et le Produit National Brut. Pour établir ce rapport, il existe deux méthodes. La première est un rapport entre ces valeurs (annuelles par pays), la seconde est issue de recherches théoriques à partir d'un modèle mathématique.

6.2.3.1 PIB ET PNB

En France, l'INSEE³⁸ est en charge de la production, de l'analyse, de la diffusion, de la coordination, de la formation et de la coopération de toutes les informations concernant les statistiques économiques et la société française. Dans ce cadre d'action, les comptes de la Nation font l'objet de publications trimestrielles et annuelles. Ces informations sont également disponibles sur le site Internet du Ministère des finances. Ces publications mentionnent le PIB général ainsi que le détail des activités.

6.2.3.2 DONNEES ENERGETIQUES

La consommation totale énergétique en France est suivie par l'Observatoire de l'Economie de l'Energie et des Matières Premières. Les informations recueillies par ce service de l'Etat, dépendant du Ministère de l'Economie, des Finances et de l'Industrie, font l'objet de publications et d'une mise à disposition sur Internet par une base de données PEGASE. Cette base de données, accessible à tous, permet d'effectuer une recherche précise en indiquant les années, le type de statistique et le type d'énergie. Ces informations sont publiées par la Direction Générale de l'Energie et des Matières Premières (Ministère de l'Economie, des Finances et de l'Industrie) sous la forme d'un bilan énergétique annuel.

³⁸ Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques.

Dans le bilan énergétique de la France en 2003, un graphique représente la consommation d'énergie et le PIB. Cette forme de représentation se rapproche fortement du graphique utilisé par Faber en 2002.

Connaissant ces deux valeurs, on est en mesure de calculer le rapport Energie / PNB pour les années souhaitées.

Au niveau international, il existe l'Agence Internationale de l'énergie (AIE) qui est le cadre privilégié pour la coopération entre 26 pays membres de l'OCDE³⁹ dans le domaine de l'énergie.

La seconde méthode pour obtenir ce rapport est issue d'un modèle théorique et économique élaboré par Cleveland (1984). C'est une méthode de calcul qui s'appuie sur une régression et fait apparaître un modèle mathématique permettant de calculer ce rapport en prenant en compte le pourcentage du pétrole dans l'énergie primaire, celui de l'électricité, et celui des consommations personnelles. Le modèle ainsi défini avec des pondérations, permet d'obtenir un coefficient de corrélation $r^2 = 0,96$. Le modèle permet d'obtenir de bonnes prédictions puisque dans l'article de Faber *et al.* (2002), la courbe représentant les données issues du modèle et la courbe issue des données réelles sont très proches l'une de l'autre.

6.3 INFORMATION GEOGRAPHIQUE

La seule information nécessaire de ce type est la superficie des estuaires. Cette donnée est présente dans de nombreux rapports et est utilisée par de nombreuses structures (Université, structures scientifiques, établissements publics, ...) bien qu'aucune d'entre elles n'ait réalisé la mesure.

³⁹ Organisation de Coopération et de Développement Economique.

7 TABLEAU DE SYNTHÈSE

METHODES	DONNEES NECESSAIRES	DONNEES DISPONIBLES	CONTRAINTES
PRIX DU MARCHÉ Niveau « espèces commerciales »	<ul style="list-style-type: none"> Volume de capture des principales espèces commerciales 	<ul style="list-style-type: none"> Suivi national basé sur les déclarations des professionnels (DPMA) Suivis locaux (structures professionnelles, associatives, scientifiques...) 	
	<ul style="list-style-type: none"> Prix de vente des principales espèces commerciales 	<ul style="list-style-type: none"> Suivi national basé sur les déclarations des professionnels (DPMA) Suivis locaux (structures professionnelles, associatives, scientifiques...) 	
ANALYSE ENERGETIQUE Niveau « habitats »	<ul style="list-style-type: none"> Mesure de la production primaire 	<ul style="list-style-type: none"> Prélèvements réguliers en Gironde (Bordeaux I) Téledétection (données satellitaires) 	<ul style="list-style-type: none"> Méthode très critiquée par les scientifiques. Théorie difficile à saisir
	<ul style="list-style-type: none"> Coefficient de conversion de l'unité énergétique à l'équivalent carburant fossile 		
	<ul style="list-style-type: none"> Coefficient de conversion de l'équivalent carburant fossile à l'unité monétaire 	<ul style="list-style-type: none"> Suivi énergétique et économique de la France par le Ministère de l'Industrie et le Ministère des Finances (INSEE) 	
	<ul style="list-style-type: none"> Superficie de la zone 		
FONCTION DE PRODUCTION Niveau « réseaux trophiques »	<ul style="list-style-type: none"> Volume de capture des principales espèces commerciales 	<ul style="list-style-type: none"> Suivi national basé sur les déclarations des professionnels (DPMA) Suivis locaux (structures professionnelles, associatives, scientifiques...) 	
	<ul style="list-style-type: none"> Prix de vente des principales espèces commerciales 	<ul style="list-style-type: none"> Suivi national basé sur les déclarations des professionnels (DPMA) Suivis locaux (structures professionnelles, associatives, scientifiques...) 	
	<ul style="list-style-type: none"> Coefficient de participation du niveau trophique dans l'activité économique (grâce à un modèle de chaîne trophique) 	<ul style="list-style-type: none"> Modèle de chaîne trophique 	
	<ul style="list-style-type: none"> Estimations de biomasse 	<ul style="list-style-type: none"> Estimations générales en Gironde par Cemagref Bordeaux Estimations spécifiques locales : civelle et salmonidés principalement 	
CHAÎNES TROPHIQUES Niveau « réseaux trophiques »	<ul style="list-style-type: none"> Valeur de l'activité de pêche (quantités débarquées et prix) 	<ul style="list-style-type: none"> Suivis nationaux et locaux des captures et des prix de vente 	
	<ul style="list-style-type: none"> Modèle de réseau trophique pour l'estuaire considéré et coefficient de transmission au sein du réseau trophique 	<ul style="list-style-type: none"> Modèle ECOPATH 	
	<ul style="list-style-type: none"> Biomasse des espèces du réseau trophique 	<ul style="list-style-type: none"> Estimations générales en Gironde par Cemagref Bordeaux Estimations spécifiques locales : civelle et salmonidés principalement 	
EVALUATION CONTINGENTE Niveau « espèces », « habitat » et « réseaux trophiques »	<ul style="list-style-type: none"> Mise en place d'une enquête avec l'aide d'un expert 		<ul style="list-style-type: none"> Interprétation du taux de non réponse, des valeurs nulles Stratégies de réponses

8 CONCLUSION GENERALE

Le concept de valeur patrimoniale est complexe et sa définition pour un site naturel prend en compte de nombreuses activités (tourisme, loisir, beauté d'un paysage...). Peu d'études s'attachent à étudier l'ensemble d'un écosystème mais touchent en général un aspect particulier de celui-ci : une espèce, un habitat, une activité... En France, l'objectif de ces études est très souvent de montrer l'importance économique d'un bien non marchand (site naturel) en opposant deux activités d'un point de vue économique. Il s'agit, par exemple, d'une opposition entre les acteurs d'un équilibre déjà en place et de nouveaux acteurs (professionnels de la pêche et touristes). Dans d'autres pays en revanche, les méthodes d'évaluation de la valeur patrimoniale d'un site ont été utilisées dans le but de permettre des indemnités particulières. C'est le cas aux Etats Unis où le système d'indemnisation NOAA⁴⁰ prend en compte les pertes économiques chiffrées par des méthodes d'évaluation contingente, ou en Afrique du Sud où les apiculteurs reçoivent une indemnisation de la part des agriculteurs, pour le rôle des abeilles dans la pollinisation des produits agricoles.

Aujourd'hui, l'Europe et la France en particulier souhaitent s'orienter vers une politique de protection des écosystèmes par l'estimation de leur valeur patrimoniale, ce qui permettra de considérer les dommages subis par ces milieux en cas de pollutions accidentelles.

Ces nouvelles orientations sont essentielles pour les estuaires qui sont des milieux particuliers, fragiles mais extrêmement riches et indispensables à la vie de nombreuses espèces aquatiques (lieux de nourricerie, de reproduction, de vie). Donner une valeur économique aux estuaires est aujourd'hui une nécessité compte tenu des bénéfices qu'ils génèrent et des recommandations mondiales faites notamment par la Déclaration de Rio sur l'environnement (1992).

Dans le cadre de cette étude, nous avons considéré la valeur patrimoniale des estuaires du point de vue de la pêche professionnelle, en étant conscient que cette valeur ne représente qu'une partie de la valeur patrimoniale de ces sites. Toutefois, nous avons considéré trois compartiments majeurs de l'estuaire, à savoir les habitats, les espèces halieutiques et les chaînes trophiques.

Comme nous avons pu le voir, parmi les nombreuses méthodes économiques existantes, un certain nombre est applicable au cas particulier des estuaires. Toutefois, elles nécessitent de posséder de nombreuses informations ayant trait à la biologie des espèces, à l'économie et à la géographie.

Une partie de ces informations est disponible aujourd'hui dans le cadre de suivis nationaux. C'est le cas des captures déclarées par les professionnels de la pêche (tonnages et ventes) et de certaines données économiques (prix du carburant fossile).

Les autres données proviennent principalement de travaux menés localement par des laboratoires universitaires ou des structures scientifiques (Ifremer, Cemagref, associations...) qui viennent affiner ou compléter les suivis nationaux. Toutefois, l'ensemble des protocoles mis en place localement et permettant l'obtention de ces données (biomasse, production primaire, réseau trophique) seront applicables, après adaptation, à l'ensemble des estuaires de la façade AGLIA. En outre, de plus en plus de programmes menés aux niveaux national et européen (INTERREG IIIB par exemple) ont pour objectif une mise en réseau des informations, des méthodologies et des connaissances acquises.

Aujourd'hui, quelques informations manquent encore mais les programmes en cours devraient permettre l'acquisition de ces données. On peut donc envisager que l'estimation de la valeur patrimoniale des estuaires de la façade AGLIA et notamment celle de l'estuaire de la Gironde, le plus abouti en terme de disponibilité des données, pourra être réalisée dans un futur relativement proche (deux ans).

Malgré les biais inhérents aux méthodes économiques et aux informations nécessaires (notamment les données de captures), une évaluation de la valeur patrimoniale des estuaires de la façade AGLIA est donc envisageable. Cette estimation s'inscrit dans un objectif de meilleure indemnisation des professionnels en cas de pollutions accidentelles, et plus généralement, dans un objectif de protection de la biodiversité.

⁴⁰ National Oceanic and Atmospheric Administration.

9 BIBLIOGRAPHIE

PUBLICATIONS

- ABDALLA C.W., ROACH B.A., EPP D.J., 1992. *Valuing environment quality changes using advertising expenditures : an application to groundwater contamination*. Land Economics, 68. pp 163-169.
- BERGSTROM J.C., STOLL JR, TITRE J.P., WRIGHT V.L., 1989. *Economic value of wetlands-based recreation*. Ecological economics. 2 : 129-147.
- CLEVELAND C J., COSTANZA R., HALL C.A.S., KAUFMANN R., 1984. *Energy and the United States economy : a biophysical perspective*. Science, Vol 225, pp 890-897
- COSTANZA R., 1980. *Embodied energy and economic valuation*. Science, 210, pp 1219-1224. In FABER S.C., COSTANZA R., 1987.
- COSTANZA R., HERENDEEN R.A., 1984. *Embodied energy and economic value in the United States economy : 1963, 1967, and 1972*. Resources and Energy. In FABER S.C., COSTANZA R. 1987.
- COSTANZA R., FABER S.C., MAXWELL J., 1989. *Valuation and management of wetland ecosystems*. Ecological economics, 1 : 335-361.
- COSTANZA, R., D'ARGE. R., De GROOT. R., FARBER. S., GRASSO. M., HANNON. B., NAEEM. S., LIMBURG. K., PARUELO. J., O'NEILL. R.V., RASKIN. R., SUTTON. P., VAN DEN BELT. M., 1997. *The value of the world's ecosystem services and natural capital*. Nature 387: 253-260.
- CRAIG N.J, TURNER R.E, DAY J.M., 1979. *Land loss in coastal Louisiana*. Environmental management N° 3. pp 133-144.
- DANKWA H.R. et GORDON C., 2002. *The fish and fisheries of the lower volta mangrove swamps in Ghana*. African journal of science and technology. Science and engineering series Vol 3, N°1. pp 25-32.
- FABER S.C., COSTANZA R., 1987. *The economic value of wetland systems*. Journal of environment management. 24 : 41-51.
- FABER S.C., COSTANZA R., WILSON M.A. 2002. *Economic and Ecological concept for valuing ecosystem services*. Ecological Economics, 41, pp 375-392.
- GRANT R.R., PATRICK R., 1970. *Tinicum marsh as a water purifier in two studies of tinicum marsh*. The conservative foundation, Washington, D.C. In CRAIG *et al.*, 1979.
- HANLEY N., CRAIG S., 1991. *Wilderness development decisions and the Krutilla-Fischer model : the case of the Scotland's flow country*. Ecological economics. 4 : 145-164. In BARBIER *et al.*, 1997.
- HARVEY C.J., COX S.P., ESSINGTON T.E., HANSSON S., KITCHELL J.F. 2003. *An ecosystem model of food web and fisheries interactions in the Baltic Sea*. Journal of Marine Sciences, 60, pp 939-950.
- HEINLE D.R, FLEMER D.A., 1976. *Flows of material from poorly flooded tidal marshes and an estuary*. Mar. Biol. 35 (4) :359-373.

KRATENA K., 2004. *Ecological value added in an integrated ecosystem - economy model – an indicator for sustainability*. Ecological economics, 48, pp 189-200.

KREUTER U.P., HARRIS H.G., MATLOCK M.D., LACEY R.E. 2001. *Change in ecosystem service values in the San Antonio area, Texas*. Ecological Economics, 39, pp 333-346.

LOOMIS J.B., 1992. *The evolution of a more rigorous approach to benefit transfert : benefit function transfert*. Water Ressources Research. 28, (3), 701-705. In DESAIGUES B., POINT P. 1993.

MESNIL B., 2003. *Dynamique des populations exploitées et principaux modèles démographiques appliqués à la gestion des pêches* IN *Exploitation et surexploitation des ressources marines vivantes*, pp. 124-155. Académie des sciences, rapport sur la science et la technologie. TEC &DOC. 503p.

ODUM H.T., ODUM E.C. 1976. *Energy basis for Man and Nature*. New York : Mc Graw-Hill. In FABER S.C., COSTANZA R. 1987.

PATTERSON M.G. 2002. *Ecological production based pricing of biosphere processes*. Ecological Economics, 41 : 457-478.

POINT P., 1999b. *La valeur économique des hydrosystèmes*. Economica. 211 p.

SMITH, KAOURU, 1990. *Signal or noise ? Explaining the variation in recreation benefit estimates*. American journal of agricultural economics. 72 : 1-8. In DESAIGUES B. POINT P. 1993.

TURPIE J.K., HEYDENRYCH B.J., LAMBERTH S.J., 2003. *Economic value of terrestrial and marine biodiversity in the Cape Floristic Region : implications for defining effective and socially optimal conservation strategies*. Biological conservation, 112, pp 233-251.

LIVRES, RAPPORTS, ACTES DE COLLOQUES, THESES...

ABDELMALKI L., MUNDLER P., 1997. *Economie de l'environnement*. Hachette. Paris. 160 p.

AMIGUES J.P., DESSAIGUES B., 1999. *L'évaluation d'une politique de protection de la biodiversité des forêts riveraines de la Garonne*. Synthèse des recherches conduites dans le cadre du programme : la mesure économique des bénéfices attachés aux hydrosystèmes 1996-1998. 97 p.

ANONYME, 1996. *Manuel d'économie environnementale*. Sawyer EnviroEconomic Consulting Rapport final pour Environnement Canada Région de l'Atlantique. 44 p.

ANONYME, 2000. 8^{èmes} Journées du pôle DRAES – « ressources aquatiques, variabilité et qualité de l'environnement » Pau . 76p.

ARROW K., SOLOW R., PORTNEY P.R., LEAMER E.E., RADNER R., SCHUMAN, 1993. *Report of NOAA panel on contingent valuation. Report to the general counsel of the US National Oceanic and Atmospheric Administration*. Ressources for the future. Washington. D.C. 67 p.

AXELRAD D.M., 1974. *Nutrient flux through the salt marsh ecosystem*. PhD. Dissertation, College of William and Mary. Virginia. 133 p.

BARBIER E.B, ACREMAN M, KNOWELL D., 1997. *Evaluation économique des zones humides : guide à l'usage des planificateurs*. Bureau de la Convention de Ramsar [Ed.]. York. 144 p.

BATEMAN I.J., LANGFORD I.H., WILLIS K.G., TURNER R.K., GARROD G.D., 1993. *The impacts of changing willingness to pay question format in contingent valuation studies : An analysis of*

open-ended, Itertive bidding and dichotomous choise format. CSERGE Working paper GEC 95-05. Centre for social and economic research on the global environment. School of environment sciences. University of east Anglia. Norwich. In BARBIER et al., 1997. 114 p

BATEMAN I.J., LANGFORD I.H., GRAHAM A., 1995. *A survey of non users' willingness to pay to prevent saline flooding in the norfolk broads. CSERGE Working paper GEC 95-11. Centre for social and economic research on the global environment. School of environment sciences. University of east Anglia. Norwich. In BARBIER et al., 1997. 114 p.*

BOISSON J.M., GARRABE M., 1999. *Evaluation économique du ralentissement du comblement d'une lagune méditerranéenne : le cas de Canet en Roussillon. Synthèse des recherches conduites dans le cadre du programme : la mesure économique des bénéfices attachés aux hydrosystèmes 1996-1998. 97 p.*

BONNIEUX F., RAINELLI P., 1991. *Catastrophe écologique et dommages économiques. INRA [Ed.]Economica. 198 p.*

BONNIEUX F., RAINELLI P., 2002. *Evaluation des dommages des marées noires : une illustration à partir du cas de l'Erika et des pertes d'agrément des résidents. Economie et statistique, N° 357-358.*

BREMOND J, GELEDAN A., 1981. *Dictionnaire économique et social : 100 articles thématiques, 1 200 définitions. Hatier. Paris.406 p.*

CAUVIN G., GALLET F., PAUTRIZEL F. 2001. *Etat des lieux des suivis des ressources estuariennes et de leur exploitation dans les estuaires des régions AGLIA. Observatoire des pêches et des cultures marines du Golfe de Gascogne. 75p.*

CLAEYS-MERKDADE C., GENIAUX G., LUCHINI S., 1999. *Quelle valeur attribuer à la Camargue ? Une perspective interdisciplinaire économie et sociologie. Synthèse des recherches conduites dans le cadre du programme : la mesure économique des bénéfices attachés aux hydrosystèmes 1996-1998. 97 p.*

COMOLET A., 1994. *L'évaluation et la comptabilisation du patrimoine naturel. L'Harmattan. Collection Environnement. Clamecy. 257p.*

CRAIG N.J, DAY J.W. Jr., KEMP P., SEATON A., SMITH W.G., 1977 . *Cumulative impact studies in the Louisiana coastal zone : Eutrophisation. Report to Louisiana State Planning Office, 92 p. In CRAIG et al.. 1979.*

DAVIS R.K., 1964. « The value of big game hunting in a private forest », in *Transaction of the twenty-ninth north american wildlife conference. Washington : wildlife management institute. In DESAIGUES B. et POINT P. 1993.*

DESAIGUES B., POINT.P., 1993. *Economie du patrimoine naturel : La valorisation des bénéfices de protection de l'environnement. Economica. Paris. 309 p.*

ELIE P., 1992. *L'hydrobiologie des estuaires. Colloque national « estuaires et deltas : des milieux menacés », Bègles 1992.*

FRONTIER S., PICHOD-VIALE D., 1998. *Ecosystème : structure fonctionnement évolution. Dunod. Paris. 447p.*

GOSSELINK J.G., BAUMANN R.H., 1974. *The value of the tidal marsh. Louisiana State Univ. Center for Wetland Ressources, Baton Rouge, La Sea. Grant Publ. N° LSU-SG-74-03*

GREENWALD D., 1987. *Dictionnaire économique. Economica. Paris. 750 p.*

HAMMACK J., BROWN G.M., 1974. *Waterflowl and wetlands : Towards bioeconomic analysis. Ressources for the future.* Washington. D.C. In Barbier et al., 1997

ISARD W. 1972. *Ecologic-Economic Analysis for regional development.* The Free Press. New York. 267 p.

KRUPNICK, A.J. 1993. *Benefit transfers and valuation of environnement improvements. Resources.* 110 (Winter), pp 1-6. Ressources of the future, Washington, D.C. In BARBIER et al.. 1997. 114 p.

LE DANFF. 2002. *La convention sur la diversité biologique : tentative de bilan depuis le sommet de Rio de Janeiro.* La revue de science sur le WEB, vol 3 N°3, decembre 2002.

LE GOFFE P., 1999. *Evaluation des politiques publiques d'assainissement en zone littorale : l'analyse coûts-bénéfices appliquée au cas de la rade de Brest.* Synthèse des recherches conduites dans le cadre du programme : la mesure économique des bénéfices attachés aux hydrosystèmes 1996-1998. 97 p.

LAMPERT L., QUEGUINER B., LOYER S., LABASQUE T., MARIE D., 2000. *Validation de l'utilisation des pigments phytoplanctoniques pour la détermination et la quantification des groupes algaux sur le plateau continental atlantique français.* VIIe colloque international océanographie du golfe de Gascogne, 4-6 avril 2000. Edition Ifremer. 369 p.

LIENART J.L., 2003-2004. *Dynamique économique.* Maîtrise AES. Université de la Méditerranée Faculté des sciences économiques et de gestion. 107 p.

LISSARDY M., De CASAMAJOR M.N., SANCHEZ F., PROUZET P., MORANDEAU G., CUENDE F.X., 2003. *Caractérisation et abondance des captures professionnelles estuariennes dans le bassin de l'Adour en 2003.* CERECA, Ifremer, l'Institution Adour, Agence de l'eau Adour Garonne, Direction Régionale de l'Environnement Aquitaine, Région Aquitaine. 34p.

POINT P., 1999a. *La mesure économique des bénéfices attachés aux hydrosystèmes.* Synthèse du programme de recherche. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. 97 p.

ROMANA L.A., 1992. *Comportement des grands estuaires français.* Colloque national « estuaires et deltas : des milieux menacés », Bègles 1992. 1-10.

ROZAN A., WILLINGER M., STENGER A., 1999. *Valeur de la préservation et transférabilité des bénéfices : application à la nappe phréatique d'Alsace.* Rapport pour le programme Hydrosystème 1996-1998.

RUDLOFF M.A., SALLES J.M., 1992. *Analyse de la valeur patrimoniale d'espaces littoraux. Une application à l'Etang de Thau.* Université de Montpellier I. Centre régional de la productivité et des études économiques. Faculté de droit et des sciences économiques de Montpellier I. 29 p.

Directive 92/43/CEE du conseil du 21 mai 1992 : Habitats naturels, de la faune et de la flore sauvages.

Ministère de la culture et de l'information, 2003. *Valorisation économique du patrimoine : mesure et outils.* Développement culturel, N° 141.

VIIème colloque international d'océanographie du Golfe de Gascogne. Biarritz 4 – 6 Avril 2000. Résumé des communications orales et posters. 118p.

VIII^{ème} colloque international d'océanographie du golfe de Gascogne. Gijon. Avril 2002. Programme et résumés. 92p.

PRINCIPAUX SITES INTERNET CITES

<http://www.loire-estuaire.org>
<http://natura2000.environnement.gouv.fr>
<http://www.finances.gouv.fr>
<http://www.industrie.gouv.fr>
<http://www.isims.be/database/coursOL/coursOL7.doc>
<http://www.ifremer.fr>
<http://www.ecopath.org>

TABLE DES MATIERES

1	Introduction	1
2	Contexte actuel et objectif	2
2.1	Prise de conscience et contexte actuel	2
2.2	Objectifs	3
2.3	Rappels de terminologie.....	4
3	Les estuaires : description et valeur patrimoniale.....	5
4	Principales méthodes d'évaluation de la valeur de biens et services environnementaux non commerciaux.....	6
4.1	Valeurs d'usage : Estimation à un moment défini.....	6
4.1.1	Mesure économique de la valeur des espèces piscicoles.....	6
4.1.1.1	Méthodes basées sur les prix.....	7
	Méthode des prix du marché	7
	Méthode des prix de référence.....	7
	Méthode d'évaluation de la productivité ou de la production.....	8
4.1.1.2	Méthodes basées sur les marchés simulés.....	8
4.1.1.3	Méthodes basées sur les biens analogues.....	9
4.1.1.4	Méthodes basées sur l'évaluation des coûts.....	9
4.1.1.5	Méthode du coût du trajet.....	10
4.1.1.6	Méthode des prix hédonistes.....	10
4.1.2	Mesure économique de la valeur de l'habitat	11
4.1.2.1	Méthode des fonctions de production	11
4.1.2.2	Méthode de l'analyse énergétique	12
4.1.2.3	Méthode des marchés simulés	13
4.1.2.4	Analyse multicritère - méthode Résy.....	13
4.1.3	Mesure économique de la valeur des chaînes trophiques des espèces halieutiques.....	13
4.1.3.1	Méthode des fonctions de production.....	14
4.1.3.2	Méthode des chaînes trophiques	14
4.1.3.3	Méthode d'évaluation contingente.....	15
4.1.3.4	Méthode du bien intermédiaire	15
4.1.3.5	Méthode dite du bilan de matière.....	15
4.1.4	Conclusion.....	15
4.2	Valeurs de l'incertitude : valeur d'option et de non usage.....	16
4.3	Méthodes adaptées à l'estimation de la Valeur Patrimoniale d'un estuaire : Discussion et conclusion	17
4.3.1	Espèces halieutiques et espèces protégées de l'estuaire	17
4.3.2	Habitats.....	17
4.3.3	Réseaux trophiques.....	17
5	Cas particulier des estuaires et de la pêche professionnelle estuarienne : données nécessaires, contraintes et difficultés	18
5.1	Estimation de la valeur patrimoniale.....	18
5.1.1	Espèces halieutiques.....	18
	Méthodes des prix du marché	18
	Données nécessaires.....	18
5.1.2	Espèces protégées.....	19
5.1.2.1	Méthodes d'évaluation contingente	19
	Données nécessaires.....	19
	Contraintes et difficultés	20
5.1.2.2	Méthodes des prix du marché avec transfert de valeur.....	20
	Données nécessaires.....	21
	Contraintes et difficultés	21
5.1.3	Habitats.....	22
5.1.3.1	Méthode des fonctions de production.....	22

Données nécessaires.....	22
Contraintes et difficultés	23
5.1.3.2 Méthode d'analyse énergétique	23
Données nécessaires.....	23
Contraintes et difficultés	24
5.1.4 Réseaux trophiques.....	25
5.1.4.1 Méthode des fonctions de production	25
Données nécessaires dans le cas des réseaux trophiques estuariens	25
5.1.4.2 Méthode des chaînes trophiques	25
Données nécessaires.....	25
5.2 Estimation des dommages en cas de pollution	26
5.2.1 Méthode des chaînes trophiques	26
5.2.2 Méthode d'évaluation de la productivité	26
6 Données disponibles	28
6.1 Informations sur les ressources	28
6.1.1 Captures.....	28
6.1.1.1 En Adour.....	29
6.1.1.2 En Gironde.....	29
6.1.1.3 En Loire	29
6.1.2 Biomasse	29
6.1.2.1 En Adour.....	30
L'anguille au stade civelle	30
Les salmonidés : truite de mer et saumon	31
6.1.2.2 En Gironde.....	31
6.1.2.3 En Loire	32
6.1.3 Production primaire	32
6.1.3.1 En Gironde.....	32
6.1.4 Modèle de réseaux trophiques	33
Les coefficients de transmission	33
6.2 Informations économiques.....	34
6.2.1 Prix par espèce.....	34
6.2.1.1 Estuaire de la Gironde.....	34
6.2.1.2 En Adour.....	34
6.2.1.3 En Loire	35
6.2.2 Coefficient de conversion de biomasse en carburant fossile	35
6.2.3 Coefficient de conversion du carburant en dollar	35
6.2.3.1 PIB et PNB	35
6.2.3.2 Données énergétiques	35
6.3 Information géographique.....	36
7 Tableau de synthèse.....	37
8 Conclusion générale.....	38
9 Bibliographie	39

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

AADPPED :	Association Agréée Départementale des Pêcheurs Professionnels en Eau Douce de la Gironde
ACAP :	Atlantic Coastal Action Program
AGLIA :	Association du Grand Littoral Atlantique
AIE :	Agence Internationale de l'Energie
CEMAGREF :	Institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement
CERECA :	Cellule d'Etude et de Recherche en Environnement Côtier en Aquitaine
CIPE :	Comité Interprofessionnel des Poissons Migrateurs
CNPMEM :	Comité National des Pêches Maritimes et des Elevages Marins
CRTS :	Centre Régional de Traitement des Statistiques de pêche
COGEPOMI :	COmité de GEstion des POissons MIgrateurs
DIREN :	Direction Régionale de l'Environnement
DPMA :	Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture
DSI :	Direction des Services Informatiques
ECOBAG :	Environnement, Ecologie et Economie du bassin Adour-Garonne
EPHE :	Ecole Pratique des Hautes Etudes
FIPOL :	Fonds internationaux d'indemnisation pour les dommages dus aux pollutions par les hydrocarbures
IFREMER :	Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer
INDICANG :	Projet visant à mettre en place d'un réseau d'indicateur d'abondance et de colonisation sur l'anguille européenne (<i>Anguilla anguilla</i>) dans la partie centrale de son aire de répartition, conduit au titre du programme d'initiative communautaire FEDER/INTERREG IIIB « espace atlantique ».
INRA :	Institut National de la Recherche Agronomique
INSEE :	Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques
IMA :	Institut des Milieux Aquatiques
MSVPA :	MultiSpecies Virtual Population Analysis
NOAA :	National Oceanic and Atmospheric Administration
OCDE :	Organisation de Coopération et de Développement Economique
OFIMER :	Office national interprofessionnel des produits de la mer et de l'aquaculture
PIB :	Produit Intérieur Brut
PNB :	Produit National Brut
RAMSAR :	La Convention sur les zones humides, signée à Ramsar, en Iran, en 1971, est un traité intergouvernemental qui sert de cadre à l'action nationale et à la coopération internationale pour la conservation et l'utilisation rationnelle des zones humides et de leurs ressources.
SHOM :	Service Hydrographique et Océanographique de la Marine
SOMLIT :	Système d'Observation en Milieux LITtoral