



HAL
open science

Transfert d'évaluations et valeur économique de l'eau : application aux lagunes méditerranéennes

Geoffroy Enjolras

► **To cite this version:**

Geoffroy Enjolras. Transfert d'évaluations et valeur économique de l'eau : application aux lagunes méditerranéennes. 2005. hal-02831297

HAL Id: hal-02831297

<https://hal.inrae.fr/hal-02831297>

Submitted on 7 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



*Development of an Information Technology Tool
for the Management of European Southern Lagoons*

Transfert d'évaluations et valeur économique de l'eau Application aux lagunes méditerranéennes

Geoffroy ENJOLRAS

- Octobre 2005 -

Je remercie tout particulièrement le Professeur Jean-Marie Boisson d'avoir accepté d'être mon Directeur de Mémoire de Mastère de Recherche. Ses enseignements dans le domaine de l'économie de l'environnement et, en particulier, l'évaluation des biens environnementaux m'ont été d'une aide précieuse lors de l'élaboration de ce rapport. Sa réelle disponibilité et ses conseils judicieux m'ont accompagné à chaque étape de la rédaction.

Mes remerciements vont également à Monsieur François Valette pour m'avoir initié au projet DITTY par plusieurs voyages d'études à Murcie et Sienna. Nos discussions scientifiques et les informations qu'il m'a apportées concernant les spécificités de l'Étang de Thau m'ont permis de mieux cerner la mécanique des lagunes et ses implications sur l'évaluation des biens et services environnementaux.

J'exprime enfin ma reconnaissance à Madame Katja Birr-Pedersen, chargée de recherche au National Environmental Research Institute du Danemark, pour son assistance et ses suggestions fructueuses lors de sa venue en France.

Geoffroy ENJOLRAS

Transfert d'évaluations et valeur économique de l'eau Application aux lagunes méditerranéennes

Résumé

Les lagunes sont un écosystème riche mais fragile. En effet, les activités anthropiques dont elles sont le support interagissent avec les fonctions naturelles ce qui se traduit par une détérioration et une diminution des services rendus par le milieu aquatique. Dans le cadre du projet européen DITTY (*Development of an Information Technology Tool for the Management of European Southern Lagoons under the influence of river-basin runoff*), cinq lagunes méditerranéennes font l'objet d'une étude multidisciplinaire sur ces problématiques.

Notre étude s'inscrit dans cette démarche, son objet principal étant d'évaluer la qualité de l'eau, un actif non-marchand, dans ces cinq sites aux caractéristiques différentes. La méthode du transfert d'évaluations nous apparaît comme la méthode adéquate car elle permet de conduire une analyse rapide et peu onéreuse. Nous discuterons notamment dans la première partie des avantages mais aussi des limites de cette méthode appliquée aux actifs environnementaux.

Au cours de la seconde partie de notre étude, nous procéderons à un transfert d'évaluations pour déterminer la valeur monétaire associée à une amélioration de la qualité de l'eau pour la lagune de l'Étang de Thau. Pour ce faire, nous paramètrerons trois fonctions de méta-analyse issues des travaux de Brouwer *et al.* (1999a) et Woodward et Wui (2001) sur les zones humides et nous les comparerons avec les résultats obtenus *in situ* par Rudloff (1997). Enfin, nous estimerons une fonction de méta-analyse dédiée à la valorisation de la qualité de l'eau des seules lagunes.

Mots-clés : Eutrophisation, Lagunes, Méta-analyse, Méthode d'évaluation contingente, Qualité de l'eau, Traitement de l'eau, Transfert d'évaluations, Zones humides côtières

Valuations transfer and the economic value of water An application to the mediterranean lagoons

Summary

The lagoons are a rich but fragile ecosystem. Indeed, the anthropic activities of which they are the support interact with the natural functions which results in a deterioration and a reduction of the services provided by the aquatic environment. Within the framework of the European DITTY Project (*Development of an Information Technology Tool for the Management of European Southern Lagoons under the of influence to river-basin runoff*), five Mediterranean lagoons are studied with a multidisciplinary framework.

Our essay falls under this step because its main aim is to value water quality, a non-monetary asset, in these five sites whose characteristics are quite different. The valuations (or benefits) transfer seems to be the appropriate method because it makes it possible to lead a fast and not very expensive analysis. In the first part of this essay, we will discuss in particular both the advantages and limits of such a method applied to environmental assets.

In the second part, we will carry out a valuations transfer to determine the monetary value of an improvement of water quality in the Lagoon of Thau. At first, we will parameterize three meta-analysis functions resulting from Brouwer *et al.* (1999a) and Woodward and Wui's (2001) works on the wetlands. Then, we will compare the functions estimates with the results obtained *in situ* by Rudloff (1997). Lastly, we will estimate a meta-analytic function especially dedicated to the valuation of water quality in lagoons.

Key-words : Benefits transfer; Coastal Wetlands; Contingent Valuation Method; Eutrophication; Lagoons; Meta-Analysis; Water quality; Water treatment

LAMETA - Université Montpellier 1 - UFR Sciences Economiques - Site Richter
Avenue de la Mer, BP 9606, F-34054 Montpellier Cedex 1

☎ 04 67 15 84 95 📠 04 67 15 84 67 ☐ <http://www.montpellier.inra.fr/lameta>

Sommaire

Introduction générale

Ce rapport a pour objectif d'étudier les moyens d'adaptation de la méthode du transfert d'évaluations à la valorisation économique de la qualité de l'eau dans les lagunes méditerranéennes du projet européen DITTY. Nous exposerons dans un premier temps la méthode du transfert d'évaluations, ses fondements théoriques et ses modalités pratiques. Dans un second temps, nous expérimenterons une application de la méthode aux lagunes méditerranéennes avec un accent mis sur le site français de l'Etang de Thau.

Première partie - Le transfert d'évaluations : théorie et pratique

- I. Présentation de la méthode du transfert d'évaluations
- II. Le problème de la valeur environnementale
- III. Les méthodes d'évaluation mises à contribution dans le cadre d'un transfert d'évaluations environnementales
- IV. Types de transferts d'évaluations et mise en œuvre
- V. Tests de validation et de performance des transferts d'évaluations
- VI. Résumé des avantages, inconvénients et améliorations possibles de la méthode du transfert d'évaluations

Deuxième partie - Adaptabilité de la méthode du transfert d'évaluations au problème de l'évaluation de la qualité de l'eau dans les lagunes méditerranéennes

- I. l'Etang de Thau et les lagunes du projet DITTY
- II. Transfert d'évaluations sur l'Etang de Thau via l'utilisation de fonctions de méta-analyse existantes
- III. L'estimation d'une fonction de méta-analyse dédiée à l'évaluation économique de la qualité de l'eau dans les lagunes méditerranéennes

Conclusion générale

Glossaire

Bibliographie

Introduction générale

Situées à l'interface entre les milieux marins et continentaux, les lagunes méditerranéennes sont de vastes plans d'eau littoraux, généralement de faible profondeur, séparés de la mer par un cordon littoral appelé lido. Leur formation date de la dernière glaciation, il y a plus de 20 000 ans. Sous l'effet du réchauffement climatique, le niveau marin, qui se situait alors à cent mètres en contrebas du niveau actuel, s'est progressivement élevé. Au cours de sa lente remontée, la mer a repoussé devant elle les sédiments arrachés à la plate forme continentale. Depuis cette époque, le cordon sableux ainsi constitué sépare la mer des eaux saumâtres qui ont envahi les parties les plus basses de la plaine littorale. Seuls les graus, interruptions des lidos, maintiennent une communication temporaire ou permanente selon les lieux et les saisons entre les étangs (dénomination usuelle des lagunes dans le langage courant) et la mer.

Véritables infrastructures naturelles contribuant à l'équilibre physique et écologique de l'ensemble du littoral, les lagunes jouent un rôle écologique primordial. Elles participent tout d'abord à la protection des rivages contre l'érosion côtière. La végétation riveraine stabilise les sols et limite ainsi l'influence des intrusions marines, notamment lors des tempêtes. De plus, l'ensemble des zones humides, y compris les lagunes, ont la capacité d'absorber les crues du bassin versant et protègent ainsi les zones urbanisées des inondations. Outre ce rôle de régulation des volumes d'eau superficiels, les zones humides ont également la capacité de réapprovisionner les nappes phréatiques. La diffusion de l'eau au travers de la couche inférieure du sol agit comme un filtre en retenant polluants et nutriments jusqu'à la nappe aquifère. Grâce à leurs capacités épuratoires, les lagunes sont véritablement une protection pour la côte méditerranéenne.

D'un point de vue hydrologique, ces zones d'échanges et de transferts de matières nutritives sont particulièrement favorables au développement et à la reproduction des organismes vivants végétaux ou animaux. Les lagunes sont ainsi de véritables nurseries pour les poissons, les crustacés et les mollusques mais également des sites d'accueil exceptionnels pour l'avifaune. Ce réservoir de biodiversité associé à un paysage de qualité participe à l'image de marque des côtes méditerranéennes. Les lagunes, milieux naturels remarquables, sont ainsi devenues des pôles d'attraction où se sont développées de nombreuses activités récréatives (chasse, ornithologie, sports aquatiques). Outre leur aspect patrimonial et écologique, les lagunes sont également des zones très productives ayant permis le développement de nombreuses activités professionnelles. Ainsi, la saliculture, la pêche professionnelle et la conchyliculture y ont une grande importance économique et socioculturelle.

Première activité économique liée directement au milieu lagunaire par le chiffre d'affaires dégagé à la production et les emplois concernés, la conchyliculture, au même titre que la pêche, est tributaire de la qualité du milieu. Or, les lagunes sont les réceptacles finaux des eaux provenant du bassin versant. En conséquence, elles reçoivent les eaux de ruissellement qui entraînent par lessivage des sols, des sédiments, des engrais, des pesticides ou autres métaux lourds issus principalement de l'élevage intensif, du maraîchage et surtout de la viticulture. Le littoral méditerranéen est en effet un espace fragile et très convoité, où s'exercent de nombreuses pressions d'origine anthropique. Elles ont pour impact la création de déséquilibres écologiques plus ou moins réversibles. Depuis les années 1960, les modifications sont substantielles avec d'importants aménagements touristiques (ports de plaisance, stations balnéaires, voies de communication, *etc.*) et parfois industriels (raffineries, industries lourdes, *etc.*). La pression démographique et tous les aménagements qui en découlent contribuent directement à la fragilisation des milieux naturels et notamment des lagunes. La surfréquentation du site provoque des conflits d'usage alors que les rejets massifs de produits polluants sont à l'origine de crises d'anoxie et d'eutrophisation.

Dans ces conditions, l'évaluation de la qualité de l'eau constitue un des problèmes majeurs de nombreuses lagunes. Pollution de la nappe phréatique, afflux de nutriments, eutrophisation : tous ces phénomènes récurrents affectent le développement des zones concernées et finissent par menacer les activités qui résultent des caractéristiques du site. Pour envisager une résorption de ces problèmes, il est indispensable d'identifier les acteurs individuels, professionnels et institutionnels opérant sur la zone afin d'évaluer les conséquences de leur présence sur le site en termes de bien ou mal-être individuel et collectif.

Le projet européen DITTY (*Development of an Information Technology Tool for the Management of European Southern Lagoons under the Influence of River-Basin Runoff*) s'inscrit dans cette perspective car il implique à la fois des partenaires scientifiques pluridisciplinaires, dont l'Université de Montpellier I pour la France, et institutionnels. Ce projet qui a démarré en février 2003 a pour objectif de développer un outil de gestion des lagunes du Sud de l'Europe et de leur bassin versant soumises à des pressions anthropiques. Les cinq sites retenus sont l'Etang de Thau (France), Mar Menor (Espagne), Ria Formosa (Portugal), Sacca di Goro (Italie) et le Golfe de Gera (Grèce). Le projet en lui-même s'articule autour de huit ateliers (*Work Packages*) et inclut notamment une modélisation intégrée des différents sites, la mise au point d'indicateurs sur les lagunes, une analyse de scénarios d'évolution du milieu naturel des lagunes en relation avec les gestionnaires et le développement d'un outil d'aide à la décision.

Pour parvenir à construire cet instrument, il est nécessaire de détenir des indications quant à la valeur économique de la qualité de l'eau dans les différentes lagunes. Ce critère est essentiel car, comme nous l'avons explicité précédemment, l'eau est l'élément central du milieu lagunaire. Or, cet actif environnemental est un bien public, ce qui accroît la difficulté de l'évaluation. Pour parvenir à obtenir un prix, des méthodes "détournées" ont été successivement mises au point : évaluation contingente, prix hédoniques, coûts de déplacement, *etc.* Ces techniques d'évaluation requièrent pour leur mise en œuvre une logistique coûteuse en temps et en argent, d'autant plus qu'il faudrait réaliser des enquêtes intégrales sur les cinq sites européens du projet DITTY.

Une alternative s'avère par conséquent préférable. La solution communément appliquée pour faire face à cette problématique est d'essayer de transférer des résultats existants déterminés sur des sites, dits d'étude, à un moment et dans un contexte donnés, sur d'autres sites, dits d'application, aux caractéristiques voisines. C'est le principe de la méthode du transfert d'évaluations, ou "*benefits transfer*" dans la langue de Shakespeare, que nous allons développer au cours de cette étude. Cette méthode peut se révéler très pratique et, en tout état de cause, moins onéreuse pour l'évaluation de nombreux biens environnementaux. En effet, elle permet d'estimer des bénéfices quand une étude d'évaluation complète de la valeur de l'actif non-marchand n'est pas techniquement réalisable faute de temps ou de ressources financières.

Cette méthode présente *a priori* un grand intérêt pour notre étude, d'autant plus que l'évaluation des actifs environnementaux est son champ d'application privilégiée (activités récréatives et biodiversité notamment). Elle nécessite cependant un travail préliminaire rigoureux de repérage et de sélection des études transférables avant l'application en elle-même. Pour faire face à la demande croissante en études originales, des sites internet dédiés ont vu le jour comme EVRI au Canada, ENVALUE en Australie ou la Base Dommages de l'Agence Internationale de l'Eau. Malgré cette relative abondance d'informations, la pratique du transfert d'évaluations, et notamment ses tests de validité, révèle des taux d'erreurs de transfert oscillant fréquemment entre 15 et 75 % pour les études publiées. Cette difficulté d'obtenir un transfert "rigoureux" pose clairement le problème de l'adaptabilité de la méthode à l'évaluation de la qualité de l'eau dans les lagunes méditerranéennes.

A ce stade, le type de transfert à adopter doit être déterminé. Un simple transfert de valeurs d'une lagune à l'autre ne semble pas une hypothèse crédible pour valoriser correctement la qualité de l'eau. Comme nous l'expliquerons par la suite, l'environnement et les activités pratiquées sur les cinq lagunes méditerranéennes considérées ne sont pas semblables. Pour tenir compte de ces spécificités, il est possible, dans certains cas, de transférer une fonction d'évaluation estimée sur une des lagunes. Classiquement, la valeur attribuée à l'eau dépend de variables propres à la lagune (caractéristiques géographiques, activités, *etc.*) et à la population résidente (variables socio-économiques, sensibilité à l'environnement, *etc.*). L'expérience prouve que cette méthode donne des résultats plus fiables car l'équation transférée est paramétrée en fonction des caractéristiques du site d'application. Cependant, le transfert n'est pas toujours possible si cette fonction comporte des variables contextuelles difficilement calculables sur le site d'application, comme la sensibilité au phénomène d'eutrophisation.

Pour pallier ces difficultés, la solution est d'estimer ou de mettre à profit une fonction de méta-analyse, élaborée à partir de nombreuses études originales, qui garantit un transfert encore plus efficace. De plus, son utilisation sur le site d'application est généralement plus simple car elle intègre des variables méthodologiques (méthode d'estimation, par exemple) aisément mobilisables. Pour cette raison, notre travail fait appel à plusieurs fonctions de méta-analyse estimées pour des zones humides afin de tester leur validité dans le cas des lagunes.

Notre exposé reviendra naturellement en détail sur la méthode du transfert d'évaluations et son applicabilité aux lagunes méditerranéennes du projet DITTY. Nous procéderons en deux étapes étroitement imbriquées. La première partie étudiera les mécanismes théoriques et pratiques de la méthode du transfert d'évaluations dans l'optique de son application aux actifs environnementaux en général et aux lagunes en particulier. Aussi, nous mettrons successivement l'accent sur les sources, les dynamiques et les étapes de la méthode. Nous insisterons enfin sur les conditions nécessaires pour réaliser un transfert performant. Dans une deuxième partie, nous envisagerons l'applicabilité du transfert d'évaluations à la qualité de l'eau des lagunes méditerranéennes. Notre démarche veillera donc à présenter les lagunes du projet DITTY afin de mieux cerner leurs spécificités. L'accent sera mis sur l'Étang de Thau tout au long de cette partie car c'est la lagune du projet pour laquelle nous possédons les informations les plus détaillées. Par la suite, nous paramètrerons trois fonctions de méta-analyse issues des travaux de Brouwer *et al.* (1999a) et Woodward et Wui (2001) sur les zones humides afin de vérifier leur validité à prédire correctement la valeur de la qualité de l'eau de l'Étang de Thau déterminée par Rudloff (1992). Notre objectif étant de parvenir à estimer une fonction de méta-analyse spécifiquement dédiée à la valorisation de l'eau dans les lagunes, nous détaillerons successivement toutes les étapes de la démarche mise en œuvre et les résultats obtenus.

Première partie

Le transfert d'évaluations : théorie et pratique

Dans cette partie, nous allons présenter les aspects théoriques et pratiques de la méthode du transfert d'évaluations dans la perspective de son utilisation spécifique aux fins que nous avons évoquées en introduction. Notre analyse s'attachera tout d'abord à exposer brièvement le principe de la méthode et son fonctionnement. Ensuite, nous nous intéresserons au processus d'obtention des données transférables qui conditionne en grande partie la valeur et la signification du résultat par transfert. L'étape suivante nous permettra de détailler les grandes familles de transfert : par valeur et par fonction, les premières étant les plus simples à mettre en œuvre et les secondes, les plus précises. Suivra naturellement un chapitre consacré aux tests de validité et de performance du transfert, étape essentielle pour valider les travaux réalisés. Enfin, nous dresserons un bilan coûts/avantages du transfert d'évaluations en mettant notamment en valeur les avancées méthodologiques envisageables pour fiabiliser la méthode.

I. Présentation de la méthode du transfert d'évaluations

Notre présentation de la méthode débutera par un bref aperçu historique. Le transfert de valeurs peut aller de soi, spécialement lorsqu'on songe aux difficultés d'évaluation des actifs non-marchands, mais sa formalisation, en elle-même, date "seulement" des années 1990. Compte-tenu des problèmes économétriques soulevés par les techniques d'évaluation d'actifs non-marchands, le transfert de valeurs pose lui-aussi des problèmes délicats exigeant beaucoup de soin dans la mise en œuvre.

Nous poursuivrons notre parcours par une présentation des différents aspects d'un transfert : dans le temps et/ou dans l'espace et du cadre d'analyse. Enfin, nous présenterons succinctement les étapes que doit respecter toute opération de transfert d'évaluations.

1. Aux sources du transfert d'évaluations

Brookshire et Neill (1992) attestent que les premiers essais empiriques de transfert d'évaluations ont eu lieu dans les années 70. A cette époque, des estimations de valeurs récréatives journalières fondées sur l'opinion des experts étaient extrapolées à la population de plusieurs sites forestiers aux caractéristiques voisines.

Les experts donnent une idée de ce que peut être la valeur réelle d'un actif naturel à vocation récréative mais leur apport s'arrête à ce stade. C'est en 1992 que la méthode du transfert d'évaluations a été décrite pour la première fois rigoureusement par Desvousges *et al.* dans le journal *Water Resources Research* (volume 28, numéro 3), consacré à cette méthode qui apparaissait comme prometteuse et novatrice en économie de l'environnement.

Le principe est en apparence très simple : il s'agit d'utiliser un ensemble de données obtenues à partir d'une étude particulière sur un site donné pour estimer un "avantage" sur un autre site en tenant compte des caractéristiques respectives de chaque site. Sa définition est donnée dans l'article précité :

"We call the use of existing studies "benefit transfer". The river where an existing study was conducted is termed the "study site" and the river under consideration for quality improvement is the "policy site." The estimated benefits are transferred from the study site to the policy site."

Dans la même revue, Boyle et Bergstrom (1992) définissent à leur tour la méthode ainsi :

"The transfer of existing estimates of non market values to a new study which is different from the study for which the values were originally estimated. This is simply the application of secondary data to a new policy issue."

Sa justification est essentiellement pragmatique : appliquer les résultats issus d'études précédentes à un nouveau cas de figure voisin du premier présente de nombreux intérêts en termes de temps et d'argent. Construire et exploiter une étude est très coûteux et nécessite une longue période pour définir le questionnaire, le tester, le diffuser et exploiter ses réponses. De plus, il est difficile de prévoir la portée des résultats que l'on va obtenir. En période de restriction budgétaire, et alors que de nombreuses enquêtes ont été menées, il apparaît envisageable et raisonnable, de transférer les résultats déjà obtenus dans des études antérieures sur de nouveaux sites. Ainsi, on peut obtenir des évaluations sommaires à un coût modéré à la demande. Bien évidemment, tout est soumis à la possibilité d'adaptation contextuelle.

Nous identifions ici clairement l'arbitrage entre précision et coût. Comme l'expliquent Desvousges *et al.* (1992), l'intérêt du transfert d'évaluations croît dès lors que la précision importe moins. Cette affirmation doit cependant être nuancée car, depuis 1992, de nombreux progrès techniques et statistiques ont été réalisés, le transfert de fonctions de bénéfices notamment, qui concourent à rendre le transfert plus véridique.

Cette potentialité justifie l'adoption de la méthode du transfert d'évaluations dans de nombreux contextes, environnementaux notamment, dans lesquels un marché formalisé n'existe pas. Le champ d'application est large : de l'évaluation de la qualité de l'eau et de ses conséquences à la gestion des forêts, en passant par les effets de la qualité de l'air sur la santé humaine (Rozan, 2004) et bien d'autres champs très discutés comme la biodiversité, sous réserve que de bonnes conditions d'applicabilité soient observées.

2. La dynamique du transfert d'évaluations

Comme le soulignent Rozan et Stenger (2000), le transfert d'évaluations est plus qu'une simple transposition de valeurs ou une simple adaptation de fonctions. Il repose avant tout sur une dynamique qui implique la prise en considération du temps et de l'espace. Aussi, nous pouvons distinguer trois types de transferts aux particularités différentes :

① **Un transfert dans l'espace**¹ : les deux sites sont différents mais le transfert d'évaluations d'un site à l'autre est réalisé sitôt les résultats du site d'étude connus. Il faut alors veiller à corriger l'éventuel différentiel de pouvoir d'achat entre les deux sites évalués.

② **Un transfert dans le temps** : les deux sites sont identiques mais le transfert sur le site d'étude se fait à une date ultérieure. Dans ce cas, il convient d'actualiser les valeurs monétaires du site d'études grâce aux variations de l'indice des prix à la consommation.

③ **Un transfert dans le temps et l'espace** : c'est le cas de figure le plus complexe puisque les sites sont différents et les dates également. C'est aussi le plus fréquemment rencontré, et celui qui présente, *a priori*, le plus d'intérêt.

¹ Les numéros renvoient au graphique présenté en page suivante.

Graphiquement, nous pouvons représenter les différents processus de transfert de la sorte :

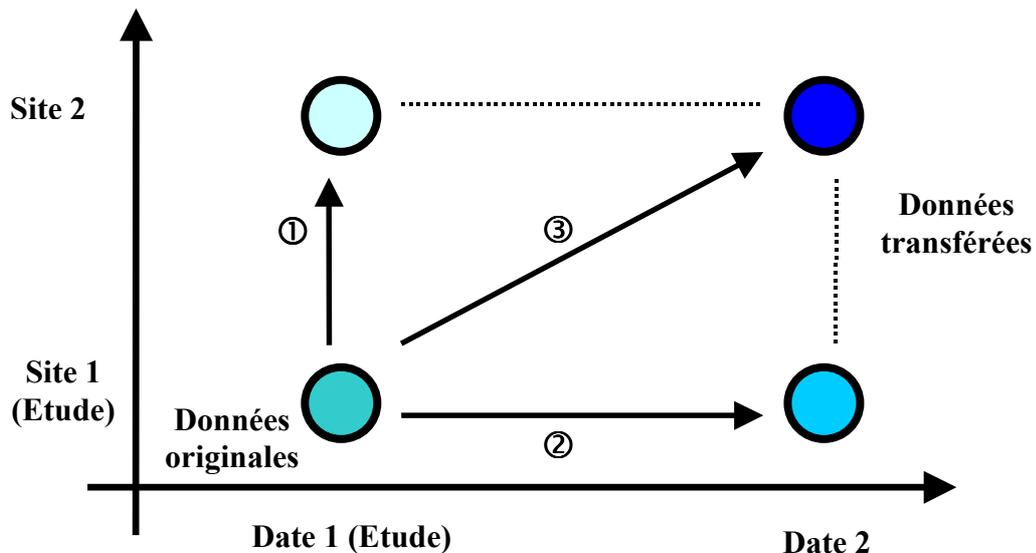


Figure I.2.1 – Illustration du principe du transfert

Nous allons à présent compléter l'aperçu précédent en définissant un cadre général pour tout transfert d'évaluations. Les conditions nécessaires à la mise en œuvre de la méthode étudiée ont été identifiées et rassemblées dans les deux articles fondateurs de Desvousges *et al.* et de Boyle et Bergstrom parus en 1992 dans le numéro spécial de *Water Resources Research* consacré au transferts d'évaluations. Elles ont été ensuite complétées progressivement dans la littérature ultérieure.

- ✓ **Le contexte d'étude doit être clairement défini, ce qui suppose trois étapes :**
 - Identifier et quantifier les impacts de la politique proposée sur le site ou la ressource.
 - Identifier la population concernée par ces impacts.
 - Identifier les données à relever pour l'évaluation et l'analyse : type de mesure (unitaire, moyenne, marginale), type de mesure (usage, non usage, valeur totale), degré de précision et de justesse de la mesure.

- ✓ **Les données du site d'étude doivent également remplir certaines conditions :**
 - Obtention par des approches économiques et techniques reconnues.
 - Richesse de l'information contenue permettant d'établir des relations statistiques entre coûts / bénéfiques de la politique et caractéristiques socio-économiques de la population affectée.
 - Richesse de l'information contenue permettant d'établir des relations statistiques entre coûts / bénéfiques de la politique et caractéristiques physiques et environnementales du site d'étude.
 - Possibilité de comparaisons avec d'autres études réalisées dans des sites similaires et portant sur le même sujet pour valider les relations statistiques établies précédemment et envisager un transfert d'évaluations.

- ✓ **S'ils sont différents, le site d'étude et site d'application doivent satisfaire aux critères de correspondance suivants :**
 - La ressource environnementale et ses évolutions (proportion, origine) dans les deux sites doivent être similaires ou, à défaut, comparables.
 - La physionomie des marchés construits dans les deux sites doit être identique : prix, droits de propriété et population (démographie et culture).
 - Les caractéristiques et la qualité de l'objet étudié doivent être aussi semblables que possible.

Ces critères sont si stricts que, dans la réalité, la plupart des études ayant pour objet des transferts de valeurs environnementales ne les remplissent pas. Cette absence de vérification est très problématique lorsque l'on transfère des estimations ponctuelles ou une tendance centrale puisque le contexte du site d'application est alors systématiquement différent du contexte du (ou des) site(s) d'études.

Brouwer (2000) met également l'accent sur le fait que ces critères ne préjugent en rien de la qualité et de la validité des montants déterminés sur le site d'étude. Les conditions que nous venons de détailler sont donc nécessaires mais non suffisantes pour une réussite du transfert. Pour preuve, de multiples études dont les sites d'étude et d'application étaient identiques sur les points essentiels ont dévoilé de substantielles erreurs de transfert (*par ex.* Bergland *et al.*, 1995).

Il s'agit donc d'une approche dont la validité n'est pas garantie, et dont les résultats doivent être observés et utilisés avec une certaine circonspection et en ayant recours à des recoupements et du bon sens. Pour assurer une certaine considération aux résultats, sinon leur validité, il faut procéder par étapes rigoureuses correspondant à un protocole.

3. Protocole du transfert d'évaluations

A la suite de Brouwer (2000), Rosenberger & Loomis (2000) et Rozan & Stenger (2000), nous proposons un ensemble d'étapes nécessaires à une mise en œuvre rigoureuse de la méthode du transfert d'évaluations. Les auteurs sus-cités explicitent une démarche très synthétique qui tend à se focaliser uniquement sur les dernières étapes que nous exposons. Pour notre part, nous pensons que le protocole du transfert de valeurs exige une découpe minutieuse pour limiter l'accumulation de biais qui nuit habituellement à la qualité de la démarche.

Nous exposons notre vision globale du protocole de transfert dans l'encadré situé à la page suivante en précisant systématiquement l'intérêt méthodologique de chaque étape.

Le développement de notre étude s'attachera à détailler les phases qui présentent le plus grand intérêt sur les plans théorique et pratique. Pour ce faire, nous nous intéresserons dès le chapitre suivant à la question de la valeur environnementale et de ses déterminants.

Encadré I.3.1 – Protocole du transfert d'évaluations

- ✓ **Etape 1 : Définition des biens et des services environnementaux affectés.** Cette étape est primordiale dans la mesure où le sujet faisant l'objet du transfert doit être parfaitement défini pour trouver les études en rapport et parvenir à une évaluation qui ait un sens. Une fois repérés ces biens et services (par exemple les lagunes), il faut distinguer leur usage suivant qu'ils procurent des bénéfices directs (*par ex.* des activités récréatives) ou indirects (*par ex.* une réserve de biodiversité).
- ✓ **Etape 2 : Identification des personnes et des groupes de personnes concernés.** Bien évidemment, après avoir identifié l'objet de l'étude, ce sont les acteurs (bénéficiaires du bien et décideurs) qu'il faut repérer. Chaque type d'agent doit être clairement identifié car les bénéfices que chacun retire de son environnement sont différents. C'est ce que nous voyons au point suivant.
- ✓ **Etape 3 : Identification des valeurs que les individus et les groupes attribuent à l'objet étudié.** En effet, un même bien ou service environnemental est évalué différemment par les individus ou les groupes d'individus. Peut importe que cette valeur soit monétaire ou monétisable, seule compte son existence.
- ✓ **Etape 4 : Détermination de la méthode d'évaluation la plus adaptée.** La question de l'évaluation monétaire des bénéfices ne peut donc être posée qu'à ce stade. Pour y parvenir, ce sont les différentes méthodes que nous avons présentées précédemment qui s'appliquent : prix hédoniques, coûts de déplacement, évaluation contingente, *choice experiment*, *etc.* On notera cependant que, dans un même contexte, les valeurs révélées dépendent en partie du mode d'évaluation employé.
- ✓ **Etape 5 : Identification des études existantes et des valeurs qui peuvent être utiles pour le transfert.** C'est la phase de recherche dans la littérature et parmi les études réalisées dans les laboratoires et au sein de différents programmes de recherche.
- ✓ **Etape 6 : Vérification de la transférabilité des valeurs existantes.** Les critères de validation concernent principalement la ressemblance entre les sites (types, qualité, substituts possibles, *etc.*) et entre les populations concernées (pyramide des âges, occupations, *etc.*). On recherche une double validité : interne (correspondance avec la théorie) et externe (validité avec le contexte).
- ✓ **Etape 7 : Vérification par le chercheur de la qualité des études transférées.** A ce stade de l'analyse, c'est la caution morale du chercheur qui est recherchée. Son expérience et ses critères de décision par rapport au sujet traité lui permettent de décider si une étude est assez instructive et rigoureuse pour être transférée.
- ✓ **Etape 8 : Ajustement des valeurs retenues pour une adaptation aux caractéristiques du site d'application.** Cela implique notamment de corriger les évaluations du surplus par le différentiel de pouvoir d'achat entre les deux sites. Dans le cas d'une fonction de transfert d'évaluations, il faut déterminer la valeur des paramètres à remplacer dans l'équation. Cela implique de collecter des informations sur l'environnement du site et les caractéristiques de la population.
- ✓ **Etape 9 : Vérification des résultats par la collectivité en charge de l'application d'une éventuelle politique.** Les valeurs déterminées par transfert sont présentées et expliquées aux décideurs en vue d'une approbation ou d'un éventuel ajustement si le contexte a évolué.

II. Le problème de la valeur environnementale

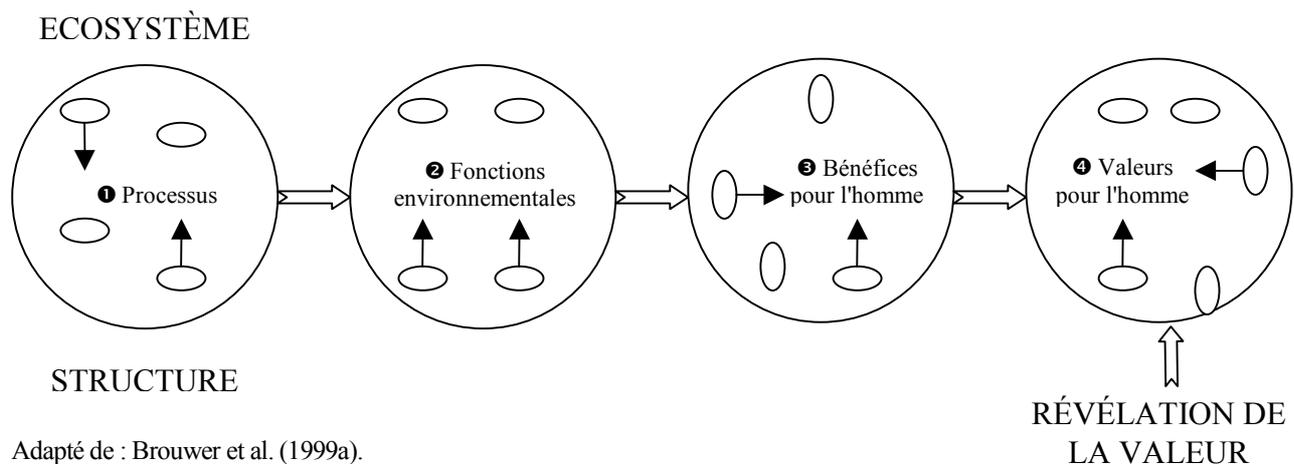
Le principe du transfert d'évaluations étant exposé, nous allons nous intéresser aux évaluations transférées au cours du processus. Comme le souligne Brouwer (2000), le mécanisme le plus intéressant à étudier dans le cas d'un transfert d'évaluations, ce n'est pas la valeur en elle-même mais le processus qui aboutit à sa formation. C'est cette "boîte noire" qu'il nous faut identifier pour réaliser un transfert significatif.

En préambule à ce chapitre, nous allons considérer dès à présent le problème de la mesure de valeurs environnementales non-marchandes qui est la première difficulté à laquelle tout analyste se trouve confronté. Dans une seconde étape, nous définirons les valeurs qui peuvent être estimées et, par conséquent, transférées.

1. Les origines de la valeur environnementale

Procéder à de telles évaluations suppose de pouvoir identifier la demande réelle ou potentielle pour ces biens et services. Or, les caractéristiques propres aux biens environnementaux rendent cette valorisation délicate : statut de bien collectif, absence de prix, absence d'échanges marchands, problèmes éthiques liés au fait d'évaluer des biens non produits par l'homme, *etc.*

L'économie de l'environnement essaie de quantifier la valeur environnementale pour nos contemporains comme pour les générations futures. Reste à connaître le processus humain de construction de la valeur. Le schéma suivant nous aide à mieux le comprendre.



Adapté de : Brouwer et al. (1999a).

Figure II.1.1 – Origine de la valeur environnementale

Au sein de l'écosystème étudié, divers processus remplissent plusieurs fonctions écologiques. Celles-ci sont interdépendantes, de sorte que chaque bénéfice procuré aux êtres humains possède plusieurs origines.

❶ Dans le cas d'une lagune, divers processus biochimiques contribuent à donner à l'eau ses teintes bleutées caractéristiques qui attirent les visiteurs. ❷ Or, un dérèglement d'origine anthropique des conditions physico-chimiques du milieu aboutit parfois à des crises d'eutrophisation. ❸ Cette pollution est à l'origine de nuisances pour l'homme car l'eau devient verdâtre et l'air nauséabond. ❹ Il en résulte un coût social pour les professionnels du tourisme puisque les visiteurs se détournent alors de la lagune au profit du littoral.

Pour illustrer de manière plus générale le schéma de la page précédente, nous proposons un tableau d'application aux zones humides. Celles-ci sont découpées en processus et fonctions auxquels sont associés des bénéfices ainsi que des menaces.

Structures de l'écosystème et processus qui assurent cette fonction	Fonctions	Bénéfices socio-économiques de la fonction	Menaces qui planent sur la fonction
	<i>Hydrologique</i>		
Stockage à court et moyen terme de l'eau excédentaire et rétention d'eau ruisselante en surface	Rétention d'eau	Protection naturelle contre les inondations, réduction des dommages aux infrastructures, propriétés et rendements	Reconversion de l'usage des terres, réduction de la capacité de stockage, enlèvement de la végétation
Infiltration de l'eau dans le sol suivie d'une percolation dans la nappe phréatique	Recharge du sous-sol	Offre en eau	Réduction des taux de recharge, surexploitation, pollution
Rétention des sédiments en suspension drainés par l'eau	Dépôt et rétention de sédiments	Amélioration de la qualité de l'eau en aval et de la fertilité des sols dans la zone	Création de chenaux réduction excessive de la sortie des sédiments
	<i>Biochimique</i>		
Absorption des engrais (Azote et Phosphore), stockage des aliments dans le sol en tant que matière organique et par absorption	Rétention de nutriments	Amélioration de la qualité de l'eau	Enlèvement de la végétation, culture des sols
Renouvellement de l'eau et rejet gazeux d'azote	Rejet de nutriments	Amélioration de la qualité de l'eau, élimination de déchets	Enlèvement de la végétation, entraves à la circulation de l'eau
	<i>Ecologique</i>		
Réserve naturelle pour invertébrés, poissons, reptiles, oiseaux, mammifères et diversité de la structure du paysage	Habitats pour les espèces, biodiversité	Pêche, chasse, aménités récréatives, tourisme	Surexploitation, congestion, perturbation de la vie sauvage, pollution, mauvaise gestion du milieu
Production, attraction et répulsion de biomasse via des processus physiques et biologiques	Support alimentaire	Production agricole	Reconversion de l'usage des terres, abus d'inputs à la production (pollution)

Adapté à partir de : FAO (2004).

Tableau II.1.2 – Fonctions remplies par l'écosystème des zones humides et bénéfices socio-économiques associés

Ce tableau ne saurait recenser l'ensemble des fonctions remplies par l'écosystème des zones humides mais il donne un aperçu du système lagunaire et de son fonctionnement. Sa vertu principale est de rappeler que le processus de révélation de la valeur doit tenir compte des multiples effets de chaque fonction environnementale. Dès lors, classifier les différentes valeurs environnementales s'avère un exercice difficile et dans un souci de simplification, cette démarche relève parfois de l'arbitraire. Aussi, nous allons essayer d'en donner un aperçu aussi objectif que possible dans la section suivante.

2. Quelles valeurs transfère-t-on en économie de l'environnement ?

Dans notre cas d'application, pour que les chercheurs évaluent les utilisations des lagunes (qui sont fondamentalement des zones humides) et que les décideurs les prennent en compte lorsqu'ils arrêtent une politique affectant les zones humides, il faut un cadre qui permette de déterminer et de regrouper les valeurs. Le concept de valeur économique totale joue ce rôle et il est de plus en plus communément admis qu'il s'agit du cadre le plus approprié. Classiquement, l'évaluation économique totale fait la différence entre les valeurs d'usage et les valeurs de non-usage. Les premières supposent une certaine interaction entre l'homme et la ressource alors que ce n'est pas le cas pour les valeurs de non-usage, ces dernières ayant trait aux valeurs actuelles ou futures (potentielles) associées à la ressource en question. Elles reposent simplement sur son existence permanente, indépendamment de l'usage qui en est fait.

L'organigramme suivant illustre l'ensemble du cadre d'évaluation économique tel qu'il est applicable aux lagunes, en adaptant pour cela la représentation originale de Pearce et Markandya (1989).

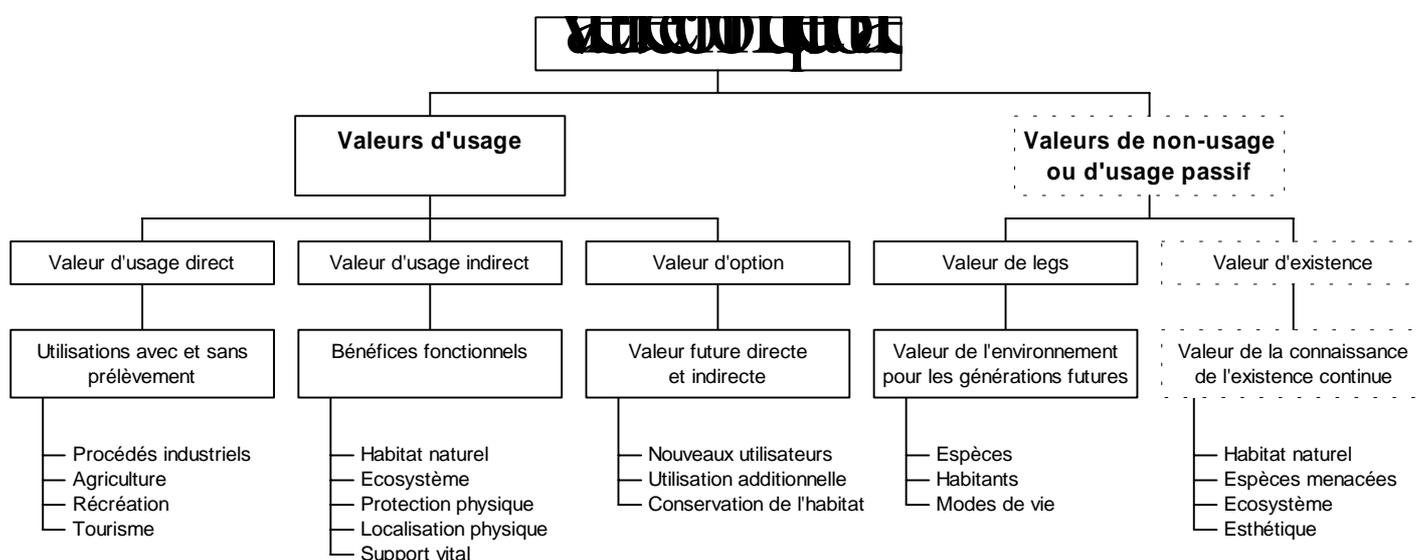


Figure II.2.1 – Valeurs économiques à transférer

Parmi les valeurs d'usage, on distingue :

- ✓ **La valeur issue d'un usage direct** qui provient de l'utilisation directe ou de l'interaction avec les ressources et services d'un actif environnemental.
- ✓ **La valeur issue d'un usage indirect** d'une fonction écologique qui est liée au changement de la valeur de production ou de consommation de l'activité ou de la propriété qu'elle protège ou soutient.
- ✓ **Les valeurs d'option** qui est la disposition à payer pour préserver un bien aux fins d'usage ultérieur (*par ex.* préservation de la biodiversité) **et de quasi-option** qui est une mesure du bénéfice social lié à une amélioration future de l'information. Dans un contexte où un projet de développement entraîne des conséquences irréversibles, et où l'information disponible est insuffisante pour apprécier convenablement les coûts et les bénéfices, l'arrivée future d'informations complémentaires peut rendre plus judicieux de différer la décision.

Les valeurs de non-usage et d'usage passif recouvrent les deux aspects suivants :

✓ **La valeur d'héritage ou de legs** provient du fait qu'il apparaît assez naturel de vouloir laisser à ses héritiers non seulement une éventuelle dotation de biens privés, mais également une dotation de ressources naturelles et une qualité de l'environnement dont ils puissent disposer.

✓ **La valeur d'existence** reflète la volonté de personnes qui, bien qu'elles n'utilisent pas actuellement l'actif environnemental, souhaitent, néanmoins, le voir préservé "pour lui-même". Cette valeur intrinsèque à l'actif environnemental est extrêmement difficile à mesurer car les valeurs d'existence supposent que l'on effectue une évaluation subjective sans aucun rapport avec sa propre utilisation ou avec celle d'autrui, que ce soit maintenant ou à l'avenir. Elle procède d'une certaine transcendance.

A ce stade, se pose la question du choix de l'unité de mesure de la valeur environnementale. Cette notion est par nature intrinsèquement liée au référentiel humain. Comme nous l'expliquerons au chapitre suivant, c'est souvent l'homme, par l'expression de son consentement à payer ou à recevoir, qui donne son appréciation de la valeur des actifs qui lui sont soumis. Ainsi, il est naturel que la majorité des études originales indique des montants monétaires par individu ou par ménage. Dans ce cas, le raffinement provient de l'horizon temporel de la mesure. Si l'on considère par exemple la valeur d'usage liée aux loisirs, c'est le prix pour un usage à la journée qui est mesuré depuis les années 1960 (Piper et Martin, 2001). Dans le cas d'une politique d'amélioration de la qualité de l'eau, c'est l'année qui est systématiquement prise pour référence. Pour autant, dans le cas d'une étendue d'eau comme les lagunes, ce référentiel est-il bien adapté ? Peut-on ramener la biodiversité à une appréciation individuelle ? Woodward et Wui (2001) considèrent que c'est la surface qui est l'unité la plus objective et la plus révélatrice de la valeur pour ce type d'actif. Elle permet en effet d'effectuer des comparaisons directes entre lagunes sans qu'interviennent des problèmes d'agrégation liés à l'environnement de la lagune². Naturellement, cette mesure n'est pertinente que si l'objet environnemental est décrit et localisé avec précision. Nous reviendrons sur ce point dans le dernier chapitre de la deuxième partie de ce rapport lorsque nous développerons notre propre méta-analyse.

Une fois que l'on connaît le type de valeurs que l'on veut mesurer et son unité de mesure, il convient de sélectionner la méthode d'évaluation la mieux adaptée à son cas. Or, pour la grande majorité des évaluations environnementales, aucun marché ne peut donner de valeurs. C'est particulièrement vrai lorsque l'on s'intéresse à un aspect de la biodiversité comme les espèces menacées. Dans ces conditions, il faut recourir à des méthodes de révélation que nous allons présenter dans le chapitre suivant.

III. Les méthodes d'évaluation mises à contribution dans le cadre d'un transfert d'évaluations environnementales

Les mesures d'aménagement, de préservation ou de restauration du patrimoine naturel génèrent des coûts que l'on peut calculer. A l'inverse, dans la plupart des cas, les bénéfices biologiques et récréatifs associés à l'application de ces mesures ne sont pas monétarisés. Or, l'établissement de bilans coûts-avantages, qui constituent une aide à la décision pour les politiques, tant en matière de réglementation comme de choix de projets, passe par une évaluation monétaire de ces bénéfices. Aux Etats-Unis, l'Ordre Exécutif n°12291 impose aux agences gouvernementales de conduire une telle évaluation pour toutes les principales actions.

² Pour mesurer la valeur économique totale d'une lagune, il est préférable de disposer d'une valeur par unité de surface plutôt que d'une valeur par tête. Dans le premier cas, elle s'obtient en multipliant la valeur initiale par la surface totale de l'actif étudié alors que dans le second cas, il faut déterminer la population concernée par l'actif (résidents permanents ou occasionnels, professionnels, etc.), ce qui impose de faire des choix parfois discutables.

Nous présentons dans ce chapitre les principales méthodes d'évaluation d'actifs non-marchands sans les développer car elles sont désormais assez connues. L'objectif est d'en donner notre conception car les approches par transfert d'évaluations en sont très dépendantes, en particulier lorsqu'il s'agit d'effectuer des méta-analyses. Nous exposerons donc successivement les deux familles de méthodes d'obtention des valeurs : préférence révélée (coûts de déplacement et prix hédoniques) et préférence déclarée (évaluation contingente, "choice experiments") :

✓ Les **Méthodes de Préférences Révélées (Revealed Preference Methods)** consistent à observer les comportements des individus vis-à-vis d'une variation de valeur d'un bien ou d'un service environnemental. Concrètement, l'objet de la démarche est de révéler la valeur d'usage des individus pour cet actif grâce au montant d'argent qu'ils payent actuellement pour en profiter.

✓ Les **Méthodes de Préférences Déclarées (Stated Preference Methods)** consistent à interroger directement les individus sur leur consentement à payer pour accroître la disponibilité d'un bien ou d'un service environnemental (ou bien à recevoir en compensation de la disparition de celui-ci). Ces méthodes supposent fondamentalement que les agents économiques sont capables de penser comme des consommateurs en ce qui concerne les biens environnementaux, c'est-à-dire qu'ils préservent leurs intérêts en tenant compte de leur revenu disponible.

1. Les méthodes de préférences révélées

Les deux méthodes reposant sur une observation directe des comportements sont la méthode des "coûts de déplacement" et celle des "prix hédoniques".

1.1 Les "Coûts de Déplacement" (Travel Costs)

Cette méthode d'évaluation est la plus ancienne (Hotelling, 1947). Elle repose sur l'idée que les individus expriment l'intensité de leur demande d'usage pour un actif environnemental par l'ensemble des dépenses qu'ils engagent pour s'y rendre et le visiter. A titre d'illustration, un déplacement en voiture dans une forêt engendre des coûts liés au carburant, à l'entretien de la voiture et à son usure. Le coût de déplacement est donc une mesure du coût engendré par une unité de visite :

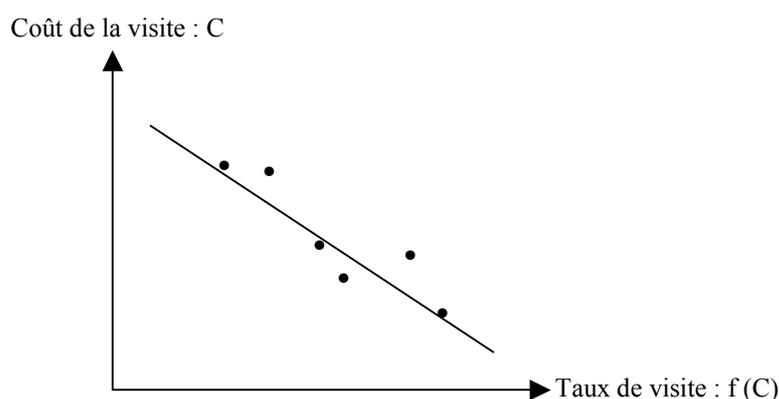


Figure III.1.1 – Relation schématique entre coût et taux de visite

L'hypothèse implicite est que les individus de zones différentes auraient le même taux de fréquentation s'ils étaient confrontés au même coût de transport (pas de différences dans leurs préférences ou leurs revenus).

L'objectif est de construire une courbe de demande qui exprime le consentement à payer maximal d'un individu, en supplément des dépenses qu'il a déjà engagées. En d'autres termes, il faut tenter d'anticiper la modification de consommation du bien lorsque le prix ou coût d'accès augmente, en instaurant un péage à l'entrée de la forêt par exemple :

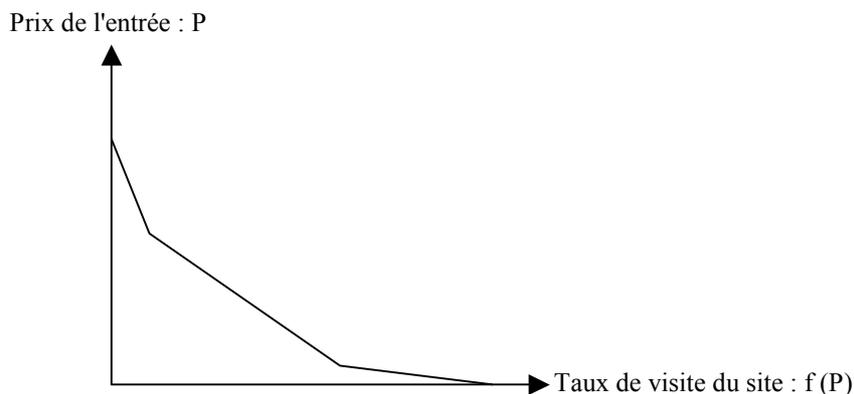


Figure III.1.2 – Modification du taux de visite lorsqu'un prix d'entrée est instauré

En calculant le "surplusmarshallien", c'est-à-dire l'aire située sous cette courbe de demande, on trouve donc le surplus associé à ce site. Pour cela, les seules données de fréquentation et de coût d'accès au site suffisent.

Naturellement, tous les biens environnementaux ne peuvent pas être évalués par cette méthode qui est très prisée pour calculer les avantages liés à l'environnement en matière de bases de loisirs et de sites naturels, aussi baptisés bénéfiques de récréation. Pour les lagunes, ce sont les activités de randonnée et de pêche récréative qui sont appréciées de la sorte. Brouwer (2000) précise également que la méthode des coûts de déplacement ne peut être utilisée que dans des cas bien spécifiques et ciblés, comme la gestion d'une ressource naturelle locale ou régionale.

1.2 Les "Prix Hédoniques" ou "Hédonistes" (Hedonic Prices)

Le principe de cette méthode part du constat que le prix de certains biens dépend de multiples caractéristiques dont certaines peuvent être environnementales. Dans ce cas, les différences de prix constatées entre des biens présentant par ailleurs des caractéristiques identiques traduisent des différences en matière d'environnement et fournissent une information sur le prix implicite (ou hédonique) de l'actif qui améliore ou détériore la qualité de l'environnement. Ainsi, entre deux pavillons identiques, la différence de prix entre celui situé à proximité d'une lagune polluée et celui situé au bord de la lagune voisine, non affectée par la pollution, est supposée révéler le prix implicite de la pollution. Graphiquement, cela donne :

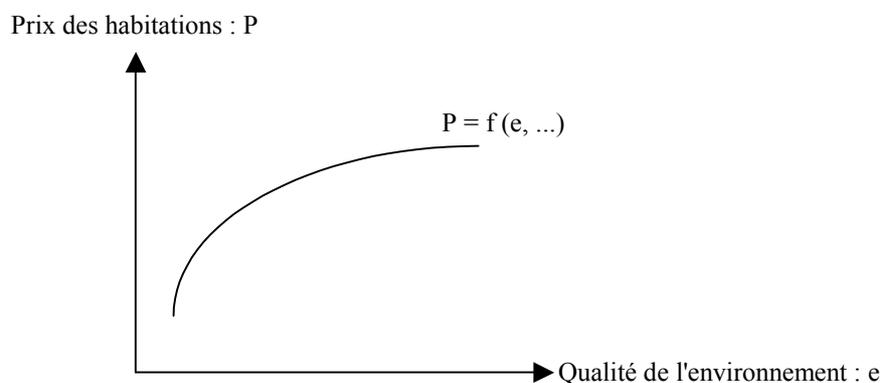


Figure III.1.3 – Relation entre le prix des habitations et la qualité de l'environnement

Cette méthode a surtout été appliquée pour évaluer le bénéfice induit par une amélioration de la qualité de l'environnement ou la valeur attribuée à une réduction du risque dans les domaines de la pollution atmosphérique, du bruit ou de la qualité de l'eau où les effets peuvent être aisément observés. Mais elle peut également être utilisée pour monétariser la valeur récréative d'un site (par exemple un parc urbain), le prix des logements alentours étant influencé par la présence de ce dernier. Dans tous les cas, cette méthode nécessite beaucoup de données et de soins dans les spécifications économétriques pour éviter les écueils de la colinéarité des variables.

2. Les méthodes de préférences déclarées

Lorsque les méthodes précédentes d'observation ne sont pas possibles, il reste la possibilité d'interroger directement un échantillon d'individus sur leur consentement à payer pour bénéficier d'une amélioration de la qualité de l'environnement ou avoir accès à un actif naturel (ou sur leur consentement à recevoir dans le cas symétrique d'une détérioration de l'environnement). C'est le principe de l'évaluation contingente et de son prolongement, les "*choice experiments*". Avant de détailler ces deux méthodes, nous allons procéder à un bref rappel théorique sur les consentements à payer et à recevoir.

2.1 Les fondements théoriques : les consentements

Les évaluations contingentes font appel à des marchés hypothétiques au moyen d'enquêtes ou de questionnaires, et cherchent à obtenir une révélation directe des préférences. La méthode consiste à demander directement aux personnes ce qu'elles consentent à payer pour bénéficier d'un avantage ou, inversement, ce qu'elles consentent à recevoir pour être dédommagées de la dégradation ou nuisances subies. Dans le premier cas, la référence implicite est la situation initiale, et on parle de variation compensatrice du revenu (VC) ou, plus communément, de **consentement à payer (CAP)**. Dans le deuxième cas, le changement est apprécié par rapport à la situation finale, et l'on utilise les termes de variation équivalente (VE) du revenu ou bien de **consentement à accepter ou recevoir (CAR)**.

Pour valoriser "directement" un bien, c'est donc la "demande hicksienne" ou "demande compensée" du bien environnemental qui nous intéresse car le consommateur va minimiser sa dépense (*resp*^t maximiser sa recette) pour atteindre (*resp*^t compenser) le niveau d'utilité proposé lors de l'enquête. Le CAP ou le CAR sera donc fonction du niveau d'utilité du consommateur et des prix de tous les biens présents par ailleurs dans l'économie.

La question des CAP et des CAR est très travaillée mais aussi très controversée (Willing, 1996). Le CAR n'est en effet pas le symétrique du CAP car des considérations psychologiques interviennent dans le processus de révélation individuelle de la valeur. Aussi, la quasi-totalité des études portant sur des lagunes ou des zones humides évaluent le consentement à payer pour préserver ou améliorer la qualité du milieu.

2.2 L'Evaluation Contingente (Contingent Valuation Method)

Cette approche revient à créer artificiellement un marché qui ne peut exister autrement³. Pour connaître la valeur qu'un individu accorde à un bien environnemental ou à son amélioration, on l'interroge directement à l'aide d'un questionnaire d'évaluation sur la somme qu'il est prêt à payer pour la conservation ou l'amélioration de ce bien ou à recevoir en cas de perte du bénéfice de ce bien.

³ Cf. le titre suggestif de la thèse de M.-A. Rudloff (1997) : "la construction d'un marché contingent : une application à la qualité de l'eau".

Par exemple, on interroge le visiteur d'un parc naturel sur son consentement à payer pour qu'il puisse admirer plus souvent des espèces menacées de disparition. Cette méthode adopte donc une approche *ex-ante*, au sens où elle s'intéresse aux intentions de comportement. *A contrario*, les autres méthodes présentées au cours de la section précédente procèdent elles d'une révélation indirecte de préférences, et se placent dans une perspective *ex-post* puisqu'elles déduisent des informations des comportements effectivement adoptés.

Egalement plus récente que les approches précédentes, l'évaluation contingente a beaucoup été utilisée du fait de son apparente facilité d'application et de sa capacité à rendre compte à la fois des bénéfices d'usage (actif ou passif) et de non-usage. L'administration américaine recommande même son utilisation lorsque les méthodes d'évaluation indirecte ne sont pas pertinentes. D'abord appliquée à la valorisation des actifs naturels dès 1963, la méthode d'évaluation contingente ou méthode des marchés hypothétiques est maintenant employée dans des situations très variées : valorisation du risque lié à la gestion des déchets, qualité de l'air, fiabilité de l'approvisionnement en eau, protection des activités conchylicoles dans les lagunes, *etc.*

Sa mise en œuvre pose toutefois un certain nombre de problèmes importants et les résultats obtenus peuvent s'avérer fragiles car ils sont très dépendants de la démarche adoptée (taille de l'échantillon, mode d'enquête, *etc.*) et du contexte. On rencontre notamment des problèmes de définition du bien environnemental, de biais d'inclusion qui conduit à élargir l'évaluation à l'ensemble des biens environnementaux ou encore une réticence à payer pour un bien historiquement gratuit. Il n'en reste pas moins que pour réaliser un transfert d'évaluations, on considère que les valeurs monétaires recueillies sur les sites d'étude sont valides et reflètent le véritable consentement à payer des individus, en l'absence d'autres informations.

2.3 Les "Choice Experiments"

La méthode que nous allons détailler est aussi plus rigoureusement appelée "*Attribute Based Stated Choice Method*" (ABSCM) et elle se développe depuis quelques années comme une alternative à la méthode d'évaluation contingente (cf. Hanley, Mourato *et al.*, 2001). Cette approche découpe l'actif environnemental (*par ex.* une lagune) en attributs principaux (*par ex.* la qualité de l'eau), chacun d'eux prenant plusieurs niveaux possibles (*par ex.* bonne, moyenne ou mauvaise qualité). Il est alors réalisé des scénarii (*Choice Sets*) qui combinent ces attributs et niveaux d'attributs et qui sont présentés à l'enquête, l'un deux étant le *statu quo*. Un de ces attributs est le prix que les individus seraient prêts à payer ou recevoir pour bénéficier du scénario correspondant.

On peut renouveler l'expérience avec plusieurs "*choices sets*" pour que la personne interrogée réalise plusieurs choix. Pour reprendre notre exemple, une meilleure qualité de l'eau attirera des activités et créera des emplois, ce qui est mentionné lors de l'enquête.

Les deux avantages principaux de cette méthode sont donc l'encadrement des réponses et l'absence de "faux zéros", deux améliorations notables par rapport à une évaluation contingente classique. Cette méthode est donc de plus en plus utilisée en économie de l'environnement en général et pour l'évaluation de la qualité de l'eau des lagunes en particulier. Son atout majeur est de prendre en compte les différences dans la qualité de l'environnement et les différentes caractéristiques socioéconomiques. Tous ces précisions facilitent naturellement la réalisation d'un transfert d'évaluations.

3. Récapitulatif de l'usage des différentes approches

Afin de clarifier les emplois des différentes méthodes, nous proposons un aperçu de leurs applications en reprenant la distinction entre les différentes valeurs effectuée à la section 2 du chapitre II :

Méthodes → ↓ Valeurs	Coûts de déplacement	Prix hédoniques	Evaluation contingente	Choice experiments
Usage direct	X	X	X	X
Usage indirect	-	-	X	X
Option ou quasi-option	-	-	X	X
Existence / Legs	-	-	X	X

Tableau III.3.1 – Valeurs environnementales et méthode de révélation couramment usitées

Les valeurs d'usage direct peuvent être estimées de différentes façons. En fait, tout dépend de l'objet étudié. Dans le doute ou l'impossibilité de faire appel à des méthodes de révélation indirectes (coûts de déplacement ou prix hédoniques), la méthode d'évaluation contingente est la plus usitée. Elle est aussi la plus décriée, ce qui explique l'émergence progressive en parallèle des "choice experiments" pour mieux rendre compte de la réalité. L'évaluation de la qualité de l'eau dans les lagunes fait appel prioritairement à l'évaluation contingente et aux "choice experiments". Cependant, les autres méthodes présentent des atouts certains : les coûts de déplacement sont usités pour valoriser les actifs qui font l'objet d'une visite (promenade, pêche récréative, etc.) alors que les prix hédoniques sont employés pour mesurer l'impact de la qualité du milieu lagunaire sur la valorisation du foncier.

Nous allons pouvoir constater dans les deux chapitres suivants que la méthode d'évaluation conditionne dans tous les cas le transfert d'évaluations à l'exception toutefois de la méta-analyse. D'une part les valeurs obtenues dépendent de la méthode employée. D'autre part, on ne pourra éventuellement tester l'efficacité et la performance du transfert que si la méthode employée dans chaque cas est rigoureusement la même.

IV. Types de transferts d'évaluations et mise en œuvre

Après avoir rappelé succinctement les différentes méthodes d'évaluation couramment usitées, nous allons dans ce chapitre nous intéresser à la mécanique du transfert en elle-même. A une présentation rigoureuse des différentes méthodes de transfert (de valeur ou par fonction) succèdera une analyse des critères essentiels pour réaliser un transfert performant ; enfin, nous détaillerons les étapes d'un transfert d'évaluations.

1. Transferts de valeur versus transferts par fonction

Dans la pratique, la méthode du transfert d'évaluations se décline en deux grandes familles : **transfert de valeurs** et **transfert par fonction**.

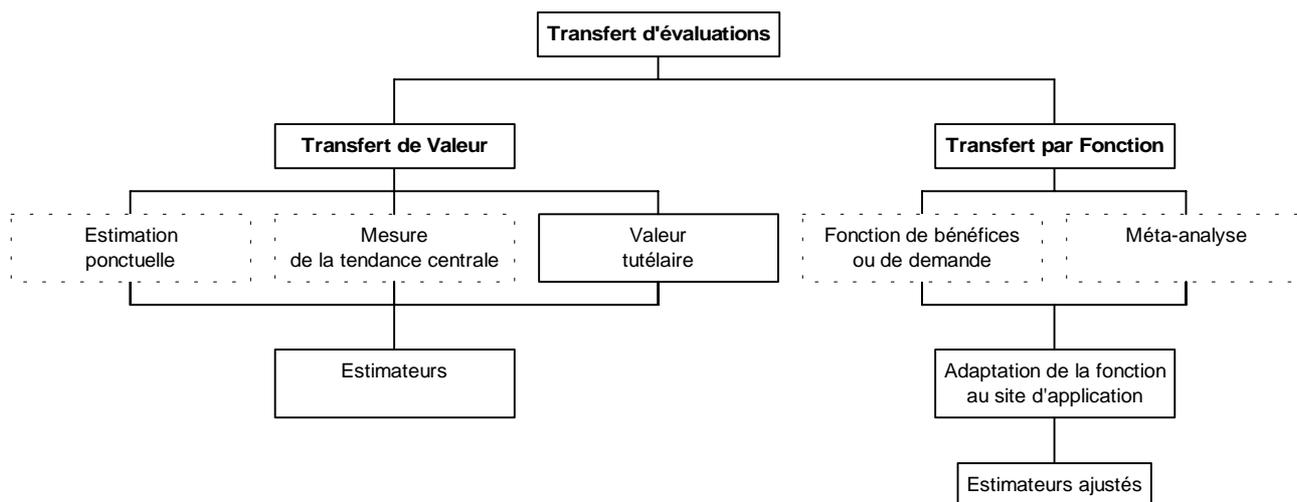
Comme son nom le laisse supposer, la première famille est la plus simple à exposer et à mettre en œuvre. Trois valeurs peuvent ainsi être transférées :

- ✓ Une **estimation ponctuelle** directement obtenue à partir d'un seul site d'étude.
- ✓ Une mesure de la **tendance centrale**, donnée le plus souvent par la moyenne des estimations déterminées sur plusieurs sites d'étude.
- ✓ Une **valeur tutélaire**, c'est-à-dire mesurée par l'**administration** chargée de la mise en œuvre de la politique sur le site d'étude.

Le transfert par fonction met à profit une modélisation économétrique de la valeur réalisée dès l'étude originale. Son application a sensiblement amélioré la méthodologie du transfert et son efficacité. Cette approche permet de mieux prendre en compte les nécessaires différences entre site d'étude et site d'application. Downing et Ozuna (1996) ont démontré que les bénéfices individuels sont mieux expliqués par une prise en compte des facteurs sociaux, économiques ou culturels. Deux types de fonctions peuvent être transférées :

- ✓ Une **fonction de bénéfices ou de demande** d'un site à l'autre.
- ✓ Une **fonction de méta-analyse**, obtenue à partir de différentes études initiales.

L'organigramme ci-dessous résume les différents types de transferts d'évaluations en fonction de l'option choisie : transfert de valeur ou transfert par fonction.



Adapté de Rosenberger et Loomis (2000)

Figure IV.1.1 – Les différents types de transferts d'évaluations

Nous allons à présent entrer dans la "mécanique" de ces transferts. Pour ce faire, nous considérerons chaque type de transfert séparément.

2. Transferts par l'intermédiaire d'une valeur

Cette approche est la plus facile à mettre en œuvre car elle consiste à relever des consentements moyens à payer ou à recevoir sur différents sites et à les transférer selon des modalités que nous allons détailler ci-après :

- ✓ **Estimation ponctuelle** : cette méthode est fondée sur le transfert d'une ou plusieurs estimations relevées dans l'étude servant au transfert. Son utilisation n'est valable que si les caractéristiques des deux sites sont les plus voisines possibles. Il est alors envisageable de transférer la valeur de l'étude initiale sur la base d'une mesure individuelle du surplus, de préférence hicksien. Par exemple, si les riverains de l'Etang de Canet sont prêts à déboursier 10 € en moyenne pour améliorer la qualité de l'eau, alors on admet que ceux de l'Etang de Leucate voisin sont prêts à déboursier la même somme pour la même politique. Encore doit-on tenir compte de la proximité de Perpignan dans le cas de Canet ! Même les transferts les plus immédiats demandent une adaptation contextuelle (Boisson et Rudloff, 1999).

✓ **Mesure de la tendance centrale** : dans ce cas, c'est la moyenne des différentes estimations pertinentes sur le sujet considéré qui est calculée et transférée. Cela implique que les différentes études considérées soient exprimées dans la même unité. A noter que c'est cette méthode qui sert principalement de base de calcul aux différentes **administrations américaines** pour estimer les conséquences des politiques à conduire. Pour reprendre notre exemple, on transférerait à l'Etang de Leucate la moyenne des consentements à payer déterminés sur les étangs voisins de ce dernier (Canet, Thau, *etc.*), si toutefois on en dispose.

3. Transferts par l'intermédiaire d'une fonction

Contrairement à la précédente, cette approche fait appel à une modélisation économétrique du consentement à payer (ou à recevoir). Les variables explicatives utilisées doivent refléter les caractéristiques des personnes interrogées (sexe, âge, profession, *etc.*) et de la ressource évaluée (type, usages, site, menaces, *etc.*). Pour transférer une fonction, on conserve les paramètres estimés de l'équation et on remplace les variables explicatives par leurs valeurs sur le site d'étude. On peut ainsi estimer le nouveau consentement à payer à partir d'une équation générique qui respecte les caractéristiques de la population concernée et de l'objet étudié.

Le mécanisme du transfert par la fonction de bénéfices est le suivant :

1. On explique le consentement à payer (ou plus rarement à recevoir) des individus obtenu sur le site d'étude par les différentes variables explicatives précitées. La régression va nous permettre de connaître le pouvoir explicatif de chacune de ces variables grâce aux coefficients i qui sont estimés, soit :

$$CAP_E = \alpha_0 + \alpha_1 X_{1E} + \dots + \alpha_n X_{nE} ,$$

où les X_i sont les variables explicatives du site d'étude et les α_i sont leurs coefficients associés.

2. On réalise le transfert d'évaluations proprement dit en remplaçant les valeurs de X_i du site d'étude par celles du site d'application et en pondérant celles-ci par les coefficients α_i , soit :

$$CAP_A = \alpha_0 + \alpha_1 X_{1A} + \dots + \alpha_n X_{nA}$$

Ainsi, nous obtenons une estimation du CAP sur le site d'application qui est une valeur ajustée de celle du site d'étude.

Bien évidemment, rien ne nous garantit *a priori* que la valeur obtenue correspond bien au CAP qui aurait été déterminé directement sur le site d'application. C'est la raison pour laquelle nous étudierons les modalités de tests dans le chapitre suivant. Dans l'immédiat, nous allons détailler successivement les deux méthodes qui font appel à une fonction : le transfert d'une fonction de bénéfices ou de demande et la méta-analyse.

3.1 Transfert d'une fonction de bénéfices ou de demande

Le transfert d'évaluations apparaît donc théoriquement plus robuste grâce à une fonction que par la simple transposition d'une valeur recueillie sur un autre site. En effet, la méthode d'estimation ponctuelle impose que les deux sites d'étude et d'application aient des caractéristiques identiques. Par la mesure de la tendance centrale, on essaye d'atténuer ces limites en prenant en considération la moyenne. L'intérêt de la fonction est de prendre en considération les divergences qui existent nécessairement entre les deux sites. Elle permet un véritable paramétrage du transfert.

La régression pour obtenir la fonction de transfert prend donc la forme suivante :

$$CAP_E = \alpha_0 + \sum_i \alpha_i X_{iE} + \sum_j \alpha_j Y_{jE} + u_E,$$

où CAP_E est la matrice des consentements à payer dans les sites d'étude ; α_0 , α_i et α_j sont les paramètres estimés respectivement associés à la constante du modèle, aux caractéristiques du bien notées X_{iE} et aux caractéristiques de la population interrogée notées Y_{jE} ; u_E est le terme d'erreur.

Le transfert n'aura de chances d'être valide que si les variables qui composent la fonction sont significatives à la fois sur les sites d'étude et d'application. Il est également important que celles-ci aient les mêmes conséquences sur le consentement à payer. Brouwer et Spaninks (1999) ont montré que le fait d'inclure des paramètres qui informent sur les différents comportements des enquêtés peut améliorer la qualité du transfert.

En pratique, l'analyste rencontre deux contraintes fortes :

- ✓ Brouwer (2000) souligne que, dans le cas d'un transfert de fonctions, **le nombre de variables explicatives est nécessairement limité**. Les variables incluses dans le modèle sont basiques (sexe, âge et revenu) et prennent très souvent la forme de variables binaires. De la sorte, il est difficile de prétendre pouvoir modéliser des comportements environnementaux, par nature complexes.
- ✓ En économétrie, il faut traditionnellement arbitrer entre le nombre de variables explicatives et le pouvoir explicatif de celles-ci. Or, même avec un condensé de variables explicatives, **le pouvoir explicatif des modèles estimés (et par conséquent transférés) est très souvent faible** : le coefficient de détermination, plus connu sous le nom de R^2 est, dans de nombreuses études, inférieur à 0,4. La conséquence directe en est que la variabilité des consentements à payer ou à recevoir est peu expliquée, ce qui est potentiellement source de graves erreurs dans le transfert et fait l'objet de nombreuses critiques.

Face à ces limites, une méthodologie moins restrictive a été mise au point : la méta-analyse.

3.2 Méta-analyse

La méta-analyse est une méthode particulière dont le but est de capturer les relations statistiques qui existent entre la mesure du bénéfice (consentement à payer) et les caractéristiques quantifiables des différentes études sur le sujet étudié. A côté des variables traditionnelles (socio-économiques, caractéristiques de l'objet étudié,...), la méta-analyse intègre des variables méthodologiques qui prennent en considération la spécificité de l'enquête (méthode d'évaluation,...). Cette approche suppose donc que les caractéristiques de l'étude sont de nature à influencer les résultats obtenus.

La régression pour obtenir la fonction de transfert prend donc la forme suivante :

$$CAP_E = \alpha_0 + \sum_i \alpha_i X_{iE} + \sum_j \alpha_j Y_{jE} + \sum_k \alpha_k Z_{kE} + u_E,$$

où CAP_E est la matrice des consentements à payer dans les sites d'étude ; α_0 , α_i , α_j et α_k sont les paramètres estimés respectivement associés à la constante du modèle, aux caractéristiques du bien notées X_{iE} , aux caractéristiques de la population interrogée notées Y_{jE} et aux caractéristiques de l'étude notées Z_{kE} ; u_E est le terme d'erreur.

Pour être mise en œuvre, la méta-analyse requiert de nombreuses études tirées d'une vaste revue de la littérature. Leur collecte procure des informations qui permettent d'estimer une fonction de transfert méta-analytique. Il faut cependant veiller à bien interpréter les résultats des études originales pour éviter que les bases de données ne soient erronées.

Conceptuellement, la méta-analyse présente de nombreux atouts face aux autres méthodes de transfert d'évaluations :

- ✓ La méta-analyse est fondée sur **l'utilisation d'un grand nombre d'études**. Il en résulte une mesure de la tendance centrale beaucoup plus robuste car elle tient compte d'un large éventail de sites.
- ✓ **Les différences méthodologiques des études répertoriées ne sont plus un obstacle à l'analyse** car elles deviennent un élément de la fonction de méta-analyse.
- ✓ **Cette fonction tient donc compte au maximum des différences possibles entre les sites** d'étude et d'application.
- ✓ Comme la fonction de méta-analyse prend en compte différentes activités et différents lieux, il est possible de lui conférer un **rôle prédictif sur des sites dont les caractéristiques sont connues mais dans lesquels aucune étude n'a encore été menée**.

Inversement, la complexité de la méta-analyse engendre des difficultés de mise en œuvre :

- ✓ Comme la fonction de méta-analyse comporte de multiples paramètres, il est indispensable que **les études recensées soient assez nombreuses** pour que les relations statistiques obtenues soient significatives et le modèle validé. Il faut également que **ces études soient les plus exhaustives possibles** du champ d'investigation afin d'éviter un biais de sélection.
- ✓ Il faut également que **les études employées soient de bonne qualité**, c'est-à-dire pertinentes par rapport au sujet étudié et riches en informations et résultats. La qualité de la méta-analyse dépend directement de celle des études qui la composent. Il faut donc veiller à ce que la quantité des études relevées ne nuise pas à la performance de l'analyse.
- ✓ Si la méta-analyse, tient compte de la **diversité des sujets d'études**, il faut cependant que ces dernières présentent des **similarités de sorte qu'un maximum de variables de la fonction méta-analytique soient significatives**. En cas d'hétérogénéité, les hypothèses d'égalité statistiques ne sont plus valides.

Malgré ces contraintes supplémentaires, la mise en œuvre d'un transfert d'évaluations par méta-analyse s'avère plus performant, c'est à dire avec des taux d'erreurs moins importants, comparé aux autres méthodes de transfert. Nous donnons ci-après un aperçu des sujets environnementaux ayant donné lieu à un transfert par méta-analyse au cours des 15 dernières années.

Etude	Sujet	Technique d'évaluation
Smith et Kaoru (1990)	Activités récréatives de plein air	CT
Walsh et al. (1992)	Activités récréatives de plein air	CT / EC
Smith et Huang (1995)	Pollution de l'air	PH
Sturtevant et al. (1995)	Pêche en eau douce	CT
Bateman et al. (1995)	Activités récréatives en forêt	EC
Smith et Osborne (1996)	Visibilité au sein des Parcs Nationaux US	EC
Carson et al. (1996)	Activités récréatives, aménités environnementales, risques de santé	CT / DP / EC / PH
Loomis et White (1996)	Espèces rares et menacées	EC
Brouwer et al. (1999a)	Fonctionnement des écosystèmes situés en zones humides	EC
Woodmard et Wui (2001)	Valeur économique des services rendus par les zones humides	CT / EC / PH
Shrestha et Loomis (2003)	Activités récréatives de plein air aux USA	EC

Légende : CT : Coûts de Transport, DP : Dépenses de Prévention, EC : Evaluation Contingente, PH : Prix Hédoniques.

Réactualisation de Brouwer (2000).

Tableau IV.3.1 – Liste non exhaustive des méta-analyses réalisées dans le champ environnemental

Ce sont les activités récréatives qui focalisent le plus l'attention. Ceci s'explique par le nombre d'études initiales qui leur sont consacrées et le nombre de sites potentiellement menacés.

V. Tests de validation et de performance des transferts d'évaluations

Une fois le transfert effectué, la principale préoccupation des chercheurs est de vérifier la véracité de leur démarche. Cette démarche est double : il faut vérifier à la fois la validité du transfert, *i.e.* le fait que les résultats sont significatifs, et sa performance, *i.e.* le taux d'erreurs du transfert.

La véracité des transferts de bénéfices peut être testée grâce à un grand nombre d'indicateurs statistiques. Les premières procédures que nous allons présenter ci-après sont tirées des travaux successifs de Bergland et al. (1995, 1998 et 2002). Quelle que soit leur forme, la philosophie des tests est toujours la même : on confronte toujours la valeur du consentement à payer (ou à recevoir) réellement observée à celle prédite par le transfert⁴.

Nous devons insister dès maintenant sur l'interprétation des tests d'égalité que nous allons présenter ci-après. Si le test est validé, alors les bénéfices estimés ne sont pas statistiquement différents, mais la convergence du transfert d'évaluations n'est que supposée. Des tests positifs ne donnent aucune certitude, ils tendent seulement à appuyer des présomptions. Naturellement, si les bénéfices estimés sont statistiquement différents, alors il faut réexaminer la démarche pour pouvoir identifier les biais et les analyser.

Dans ce chapitre, nous allons successivement présenter les tests de validité des transferts d'évaluations, puis les tests de performance ; enfin, nous présenterons quelques exemples significatifs de tests tirés de la littérature.

1. Tests de validité

Pour tester la validité d'un transfert d'évaluations, la démarche est précise et communément admise : il faut mener des études d'évaluation dans les deux sites, calculer des valeurs ou générer des fonctions de transfert de l'un à l'autre, transférer et comparer le résultat du transfert avec l'évaluation originale sous la forme de tests d'égalité et de corrélation. Nous nous intéresserons donc à la fois à la validation des transferts de valeurs moyennes et à la validation des transferts par fonctions.

1.1 Test d'égalité des transferts des valeurs moyennes des CAP

Ce test d'égalité est l'un des plus simples à implémenter. Il vise à comparer, grâce à un test-t, l'égalité des moyennes des consentements à payer entre des résultats transférés en l'état du site d'étude vers le site d'application, notés \overline{CAP}_e , et ceux déterminés directement sur le site d'application, notés \overline{CAP}_a , grâce à une étude sur place :

$H_0^1 : \overline{CAP}_a = \overline{CAP}_e$, où a désigne dans tout ce chapitre le site d'application et e le site d'étude.

1.2 Test d'égalité des fonctions de transfert entre deux sites

Nous disposons de deux procédures pour mener à bien ce test qui a pour objectif de vérifier l'égalité des coefficients entre deux fonctions de bénéfices estimée pour l'une sur le site d'étude en vue d'un transfert et estimée pour l'autre directement sur le site d'application.

⁴ Il va de soi que cette question est purement méthodologique et n'a de sens que si le problème que l'on se propose de résoudre par transfert est... déjà résolu !

La première méthode fait appel à la procédure de Chow (1960) qui repose elle-même sur le calcul d'un test-F pour vérifier la restriction sur les coefficients dans les deux équations. Le test s'écrit usuellement sous la forme :

$$H_0^2 : F(J, n_1 + n_2 - 2J) = \frac{(e'^* e^* - e' e) / J}{e' e / (n_1 + n_2 - 2J)},$$

où $e'^* e^*$ est la somme des carrés des résidus de la régression dans laquelle les coefficients sont restreints, J est le nombre de restrictions et n_1 et n_2 sont le nombre d'observations qui ont servi à estimer les deux régressions.

Comme l'ont montré Downing et Ozuna (1996), l'égalité entre les deux ensembles de coefficients de la fonction de bénéfices ne suffit pas à garantir la validité du transfert.

La seconde méthode est une décomposition de la première en deux tests d'hypothèses. Le premier concerne l'égalité des coefficients estimés des fonctions de consentement à payer :

$$H_0^{2a} : \hat{\beta}_a = \hat{\beta}_e, \text{ où } \hat{\beta} \text{ est le vecteur des coefficients estimés de l'équation de transfert.}$$

Cette égalité n'a de sens que si les estimateurs ont un écart-type identique, soit :

$$H_0^{2b} : \hat{\sigma}_a^2 = \hat{\sigma}_e^2, \text{ où } \hat{\sigma}^2 \text{ est la matrice de variance-covariance estimée.}$$

Il s'agit enfin de vérifier que la valeur moyenne estimée par la fonction de CAP déterminée sur le site d'étude mais dans laquelle on a introduit les paramètres du site d'application, notée $\overline{CAP}_{e \rightarrow a}$, sera égale à celle estimée par la fonction de CAP directement déterminée sur le site d'application, notée \tilde{CAP}_a , soit :

$$H_0^{2c} : \overline{CAP}_{e \rightarrow a} = \tilde{CAP}_a$$

La première et la troisième égalité sont vérifiées en faisant appel à un test-t standard alors que la seconde fait appel à un test LR (Likelihood Ratio).

A ce stade, nous devons insister une nouvelle fois sur les limites de ces tests : ils nous renseignent bien sur l'égalité des distributions sous-jacentes des observations mais ils ne nous permettent pas d'affirmer que les fonctions d'estimation des CAP sont identiques quels que soient les sites.

1.3 Test d'une limite de tolérance des erreurs

Pour compléter l'approche précédente, Muthke et Holm-Mueller (2004) ainsi que Kristofersson et Navrud (2005) suggèrent que les chercheurs fixent dès le départ une "limite de tolérance" des erreurs et que celle-ci soit testée. Dans les approches précédentes, l'interprétation du non-rejet dépend de la validité de l'hypothèse d'égalité entre les CAP et de la qualité de la procédure de test. Cette approche permet de prendre en compte les particularités de chaque actif environnemental étudié en déterminant pour chaque étude un niveau de tolérance matérialisé par le couple $(\theta_1 ; \theta_2)$: pour que le CAP transféré soit validé, la différence entre CAP du site d'étude et CAP du site d'application doit s'inscrire entre ces deux bornes fixées par des experts.

Nous présentons l'hypothèse nulle de validité du transfert dans le cas d'un transfert de valeurs mais le principe est le même pour un transfert par fonction :

$$H_0 : \theta_1 \leq \overline{CAP}_e - \overline{CAP}_a \leq \theta_2 \Leftrightarrow \begin{cases} \overline{CAP}_e - \overline{CAP}_a \geq \theta_1 \\ \overline{CAP}_e - \overline{CAP}_a \leq \theta_2 \end{cases}, \text{ avec les notations habituelles.}$$

Pour tester cette double égalité, il faut mettre en œuvre un double test-t. Cette approche est intéressante dans la mesure où elle remplace le test d'égalité par un test d'équivalence. Il reste cependant à définir le couple $(\theta_1 ; \theta_2)$ de façon unanime par les experts, ce qui implique d'établir des standards et des normes.

Naturellement, les approches en termes d'équivalence et d'égalité doivent être menées simultanément, de manière à corroborer la validité du transfert d'évaluations.

1.4 Analyse des coefficients de corrélation

Pour compléter l'analyse, des auteurs comme Shrestha et Loomis (2001) suggèrent de procéder à une analyse des coefficients de corrélation r entre CAP du site d'étude et CAP obtenu par transfert sur le site d'application. La valeur calculée indique la direction (via son signe) et le degré (via sa valeur en elle-même) de l'association entre les deux CAP considérés. L'hypothèse nulle d'absence de corrélation s'écrit :

$$H_0 : r = 0$$

H_0 sera rejetée, et la corrélation acceptée, s'il existe des relations statistiques significatives entre CAP original et CAP transféré. A titre d'illustration, un coefficient de corrélation significativement positif signifie que le CAP obtenu par transfert est élevé quand l'étude originale indique un CAP élevé, ce qui est le signe d'une éventuelle validité du transfert.

2. Test de performance

Pour tester la performance des transferts d'évaluations, il est d'usage de considérer les erreurs de prédiction. Dans cette section, nous allons donc détailler deux approches très différentes : la première, traditionnelle dans la littérature, fait appel à un calcul de taux d'erreurs tandis que la seconde, usuelle en finance, fait appel aux valeurs extrêmes.

2.1 L'approche par les taux d'erreurs

Pour mesurer la performance du transfert, nous prenons en considération les erreurs liées à la manipulation. La méthodologie que nous présentons ci-après est issue des travaux de Kirchhoff *et al.* (1997). Dans le cas de d'un transfert par la valeur moyenne, le taux d'erreurs du transfert s'écrit :

$$\varepsilon = \frac{\overline{CAP}_e - \overline{CAP}_a}{\overline{CAP}_a} * 100, \text{ avec les notations habituelles.}$$

Dans le cas d'une fonction de transfert, la calcul est exprimé ainsi :

$$\varepsilon = \frac{\overline{CAP}_{e \rightarrow a} - \tilde{CAP}_a}{\tilde{CAP}_a} * 100, \text{ avec les notations habituelles.}$$

Brouwer et Bateman (2005) suggèrent de mettre en œuvre soit un test-t, soit un test-Z, les deux étant équivalents en grand échantillon, pour tester le degré de significativité des erreurs.

2.2 L'approche par les valeurs extrêmes

Cette approche développée par Koppelman et Wilmot (1985) est très intuitive. Elle utilise l'indicateur RMSE (*Root Mean Square Error*) qui consiste à calculer la racine carrée de la moyenne des carrés des erreurs de prédiction. La construction de cet indicateur donne un poids plus important aux erreurs de prédiction élevées. Il est donc utilisable pour déterminer si le transfert donne des valeurs regroupées ou, à l'inverse, plus éparses voire extrêmes. Un transfert ne peut être correct que si les erreurs de prédiction tendent vers une distribution normale et non de valeurs extrêmes. Si ce n'était pas le cas, cela voudrait dire que le transfert produit des valeurs sans rapport avec la réalité.

3. Exemples de tests réalisés

A présent, nous allons illustrer la théorie précédente par des exemples environnementaux ayant trait à la qualité de l'eau. Le tableau ci-dessous présente des études dont l'objet environnemental est varié ainsi que les taux d'erreurs associés aux transferts implémentés.

Etude	Technique d'évaluation	Sujet	Erreur de transfert (%)
Loomis (1992)	CT	Sport, pêche	5-40 5-15
Parsons et Kealy (1994)	CT	Amélioration de la qualité de l'eau	4-34 1-75
Loomis <i>et al.</i> (1995)	CT	Activités récréatives aquatiques	- 1-475
Bergland <i>et al.</i> (1995)	EC	Amélioration de la qualité de l'eau	25-45 18-41
Downing et Ozuna (1996)	EC	Pêche en eau salée	- 1-34
Kirchhoff <i>et al.</i> (1996)	EC	Rafting	24-56 6-228
Brouwer et Spanicks (1999b)	EC	Biodiversité sur terres agricoles	27-36 22-40

Légende : CT : Coûts de Transport, EC : Evaluation Contingente.
N.B. Pour chaque étude, les fourchettes des taux d'erreurs du haut sont issus d'un transfert de valeurs et celles du bas d'un transfert par fonction.

D'après Brouwer (2000).

Tableau V.3.1 – Erreurs de transfert dans les études originales testant la validité d'un transfert d'évaluations dans le champ environnemental

Les taux d'erreurs mesurés sont compris dans des fourchettes très larges. On note que la borne inférieure donne un léger avantage à la méthode de transfert par fonction. La même observation est valable pour la méthode des coûts de transport. Lorsque la méthode d'évaluation est en phase avec le sujet étudié, alors le transfert semble plus fiable.

Pour comprendre les raisons des erreurs de transfert, nous allons considérer à la page suivante deux enquêtes différentes.

✓ **Loomis (1992)** a tenté de transférer une fonction de demande obtenue à partir de $n-1$ rivières de l'Oregon pour prédire les bénéfices sur une $n^{ième}$ rivière située dans les Etats de Washington ou de l'Idaho. Comme les bénéfices étaient connus pour cette $n^{ième}$ rivière (et obtenus avec la même méthode d'évaluation), l'auteur a pu tester la validité du transfert. Le test a non seulement rejeté la validité du transfert entre Etats mais pour un transfert au sein de l'Etat de l'Oregon, sa performance s'est établie entre 5 et 15 %. Le taux d'erreurs est donc très important mais il est systématiquement inférieur lorsque l'on transfère une fonction de demande plutôt que de simples valeurs moyennes. Il faut également préciser que les enquêtes initiales n'étaient pas destinées à être transférées et qu'elles ont été réalisées à des dates différentes.

✓ **Downing et Ozuna (1996)** ont testé la validité du transfert d'évaluations dans le temps et l'espace via une fonctions de bénéfices. Les données originales sont issues d'enquêtes réalisées par évaluation contingente auprès de 128 pêcheurs à la ligne sur divers sites du Golfe du Texas et à des dates différentes. C'est sans doute à cause des différences spatiales et temporelles que les tests d'égalité ont été rejetés dans 90 % des cas avec un intervalle de confiance de 95 %.

Si les deux exemples précédents sont révélateurs des difficultés rencontrées lors d'un transfert d'évaluations, ils nous fournissent également des pistes pour améliorer la pratique de cette technique. Ce sont ces aspects que nous nous proposons de considérer dans le dernier chapitre de cette partie.

VI. Résumé des avantages, inconvénients et améliorations possibles de la méthode du transfert d'évaluations

En guise de conclusion à la partie de notre étude consacrée à la théorie du transfert d'évaluations, nous proposons d'effectuer un bref récapitulatif de la méthode du transfert d'évaluations. Nous examinerons successivement les avantages de la méthode, ses inconvénients et les moyens de les surmonter en perfectionnant la technique.

Afin de présenter les différents cas de figures rencontrés par les analystes, nous avons adapté et complété la méthodologie de Piper et Martin (2001) dans le tableau situé en début de page suivante. L'objectif est de proposer une typologie des conditions ("idéale", "bonne" ou "pauvre") dans lesquelles sont réalisés des transferts d'évaluations. Les critères de classification, facilement déterminables pour une enquête donnée, portent sur la ressource étudiée, la population qui en profite et la qualité des données et du modèle.

Comparaison des sites d'étude et d'application	Transfert "idéal"	Transfert "correct"	Transfert "pauvre"
Ressources affectées	Identiques	Même catégorie <u>sauf</u> Méta-Analyse	Différentes
Population	Identique	Caractéristiques similaires <u>ou</u> Variables dans le modèle	Différente
Etendue de la zone	Identique	Même taille et mêmes caractéristiques <u>sauf</u> Méta-Analyse	Différente, cette différence ne pouvant être prise en compte dans le modèle
Variations de la ressource	Identique <u>ou</u> Variations incluses dans le modèle	Mêmes évolutions en quantité et qualité <u>ou</u> Variations incluses dans le modèle	Evolutions différentes ou mal connues et non prises en compte dans le modèle
Qualité des données disponibles	Détaillée et précise	Détaillée	Pas de données valables <u>ou</u> données non sûres
Nombre et type des substituts	Identiques <u>ou</u> Substituts inclus dans le modèle	Variable indicatrice dans le modèle de la validité des substituts	Substituts non valables
Intervalle de temps entre étude originale et transfert	Inférieur à 2-3 ans	Similarité des comportements et des institutions / Utilisation d'indices pour actualiser les prix	Comportements, préférences et relations institutionnelles ne sont plus comparables
Modèle transféré	Inclut et teste toutes les variables importantes	Inclut et teste la plupart des variables importantes	Modèle peu documenté

Adapté de Piper et Martin (2001).

Tableau VI.0.1 – Typologie des transferts d'évaluations

En pratique, les transferts d'évaluations se répartissent dans les deuxième et troisième catégories, la première catégorie ne constituant qu'un référentiel théorique. Cette grille présente l'avantage de pouvoir distinguer assez facilement les études aux fondements robustes de celles réalisées dans des conditions peu favorables. En cas de doute sur le classement d'une étude, Piper et Martin (2001) recommandent de prendre l'avis d'experts.

1. Avantages indéniables

Si l'on récapitule les avantages procurés par un transfert d'évaluations par rapport à la réalisation d'une ou plusieurs études complètes sur le site d'application, le transfert est bénéfique pour :

- ✓ Le **temps gagné**, car on récupère des études déjà réalisées et le plus souvent disponibles immédiatement.
- ✓ L'**argent économisé**, car seul entrent en compte des frais liés à la compétence de l'analyste et à son temps de travail.
- ✓ La **possibilité d'obtenir un grand nombre de valeurs** grâce à une modulation des paramètres de la fonction de transfert ou de méta-analyse en fonction des caractéristiques des différents sites d'application.

2. Limites potentielles

Inversement, nous avons pu constater au fil de nos avancées que plusieurs risques menaçaient la fiabilité des transferts d'évaluations. Nous avons regroupé ces risques en trois catégories : risques d'ordre général, risques méthodologiques et risques de non-correspondance entre site d'étude et site d'application.

2.1 Les risques d'ordre général

- L'immense majorité des **enquêtes n'ont pas été conçues en vue d'un transfert**. Ainsi, la fonction de transfert comporte des variables qui ne sont pas forcément disponibles en l'état, comme la perception du problème étudié.
- La **mauvaise qualité de l'enquête sur le site d'étude** est un facteur aggravant. Il faut en effet que l'enquête initiale soit statistiquement représentative de la population concernée.
- Un autre problème fréquemment rencontré provient du **nombre limité d'études sur un sujet**. Pour l'étude économique des lagunes au sens strict, peu d'estimations ont été réalisées, ce qui amène à considérer des espaces voisins, comme les zones humides. Nous aurons l'occasion de détailler notre démarche dans la deuxième partie de notre rapport consacrée à cet enjeu.
- Naturellement, le **nombre limité de résultats d'enquêtes collectées** est à l'origine d'un inévitable problème de fiabilité si l'on s'en tient à des études qui portent strictement sur le sujet étudié.

2.2 Les risques méthodologiques

- Les risques méthodes proviennent en premier lieu des **méthodes de recherche et d'évaluation différentes** usitées sur les sites d'étude : type d'enquête, questions ouvertes ou fermées, réponses guidées ou non, buts recherchés, mesure des impacts environnementaux et de leurs effets sur l'objet étudié.
- Pour pallier ces difficultés, il est possible de faire appel à une fonction de transfert. Cependant, le **choix de la méthode statistique** est primordial car seules des évaluations (valeurs et coefficients) obtenues par cette même méthode seront comparables. Ainsi, le choix d'une régression "logit" ou "probit" doit être assumé tout au long du processus.
- **Différentes valeurs sont estimées** : usage actif, usage passif, non-usage. Il est difficile dans bien des cas de pouvoir les distinguer.
- Enfin, nous devons considérer les **raffinement successifs de la méthode** du transfert d'évaluations. La généralisation des fonctions de transfert a représenté une avancée considérable mais à l'heure actuelle, de nombreux spécialistes reconnaissent qu'il n'existe pas de grille d'analyse type. Il faut donc toujours vérifier au cas par cas la validité des estimations transférées.

2.3 Les risques de non-correspondance entre site d'étude et site d'application

- Parmi ce type de risques, nous présentons tout d'abord celui lié à l'**unicité (et donc à la non-transférabilité) de l'évaluation dans certains sites d'étude**. C'est notamment le cas pour des espèces ou des lieux menacés aux caractéristiques remarquables. On notera que ce point fait toujours l'objet de vives discussions car l'analyse économique trouve le plus souvent des contre-exemples à l'unicité.
- Hormis ce cas extrême, des **différences substantielles liées à la qualité et à la localisation de l'actif à valoriser** perturbent le transfert, *a fortiori* si ces différences ne sont pas paramétrables dans la fonction de transfert estimée.
- Le **différentiel éventuel de pouvoir d'achat entre sites** est typiquement un problème lorsque l'on veut transférer des valeurs entre pays au niveau et à la répartition des revenus différents. Il faut donc veiller à respecter la parité des pouvoirs d'achat.
- A ce problème vient souvent se rajouter une **différence entre référentiels culturels et monétaires** des sites d'étude et d'application, de sorte que toute comparaison n'est raisonnablement pas possible.
- Enfin, il existe un **risque de non-stabilité de l'évaluation initiale dans le temps** : toute évaluation est réalisée à une époque et dans un contexte donnés. Pour transférer une valeur passée, il faut au minimum actualiser sa valeur au moment de son utilisation.

3. Améliorations méthodologiques envisageables

Pour pallier ces désagréments, plusieurs pistes ont été explorées dans la littérature sur le transfert d'évaluations. Toutes ont pour objectif que le transfert d'évaluations "colle" davantage au terrain que ce soit en choisissant une méthode d'estimation plus adéquate des paramètres de la fonction de transfert, en cernant le profil des acteurs concernés par l'objet étudié ou encore en faisant appel à des "jokers" comme l'avis d'experts ou un sondage sur le site d'étude.

✓ **Downing et Ozuna (1994)** testent la validité d'un transfert d'évaluations dans le cadre d'un **modèle Tobit** (Régression logistique avec variables tronquées) et non pas OLS (Moindres carrés ordinaires). Cette approche est préférable et donne de meilleurs résultats aux tests car la variable expliquée, à savoir le consentement à payer, est une variable bornée en zéro et finie.

✓ **Lovett et al. (1997)** insistent sur les bienfaits d'introduire des **SIG (Systèmes d'Information Géographique)** dans la mise en œuvre des transferts d'évaluations. Cette approche améliore la modélisation des enquêtes sur les sites d'étude. Pour mieux cerner la demande de type récréatif, elle inclut notamment comme nouvelles variables le calcul des temps de trajet, l'identification géographique des substituts voisins du site et la définition des zones d'origine des utilisateurs. Certes, cette méthode est plus complexe à mettre en œuvre mais comme la qualité de l'enquête initiale est meilleure, le transfert n'en sera que plus réussi.

✓ **Poulos (2000)** propose un "**transfert chirurgical**". Son approche consiste à **ajuster le transfert sur le site d'application en réalisant sur place une mini-enquête**. Ainsi, il est possible d'adapter la fonction de transfert dès sa conception sur le site d'étude de manière à prendre en considération dès le départ les variables importantes. Malgré ces améliorations, les résultats se sont avérés plutôt décevants. Pour que cette méthode fonctionne, il faut que l'échantillon sondé représente au mieux la population, ce qui suppose un coût supplémentaire en temps et en argent.

✓ **León et al. (2003)** ont tenté de démontrer que **l'avis pris auprès d'experts** est de nature à améliorer le transfert d'évaluations. Leur expertise repose sur l'expérience des évaluations de biens non-marchands qu'ils ont acquise au cours de leur carrière. Ainsi, les experts parviennent à prédire un intervalle restreint dans lequel doit s'inscrire l'évaluation demandée. On obtient ainsi un nouveau mode de vérification des résultats du transfert.

A présent, nous allons à notre tour essayer de réaliser un transfert portant sur la qualité de l'eau dans les lagunes méditerranéennes. Notre démarche s'appuiera sur les éléments que nous avons mis en évidence dans cette première partie et nous envisagerons différents moyens pour limiter les conséquences des inévitables biais inhérents à tout transfert d'évaluations. Ce sera l'objet de la partie suivante.

Deuxième partie

Adaptabilité de la méthode du transfert d'évaluations au problème de l'évaluation de la qualité de l'eau dans les lagunes méditerranéennes



© EarthSat 2005

Figure 0.1.1 – Image satellite de l'Etang de Thau

Au cours de la partie précédente, nous avons exposé en détail la théorie du transfert d'évaluations. Notre objectif est à présent de parvenir à transférer des résultats (valeurs ou fonctions) afin de les appliquer à l'Etang de Thau, la lagune française du projet DITTY. Pour ce faire, nous disposons de nombreuses informations concernant l'étang étudié ainsi que des apports de la théorie économique au sujet de l'évaluation des zones humides en général. Notre démarche se déroulera en trois temps. Nous débuterons par une présentation détaillée de l'Etang de Thau qui inclura ses caractéristiques principales, ses activités et ses problèmes. Nous profiterons de cette partie pour comparer l'Etang de Thau avec les quatre autres lagunes du projet DITTY. Dans un second temps, nous passerons à l'évaluation des fonctions de la lagune proprement dite. Pour cela, nous ferons appel à trois fonctions de méta-analyse issues de deux études publiées (Brouwer *et al.*, 1999a et Woodward et Wui, 2001) que nous paramètrons en fonction de l'Etang de Thau. Ensuite, nous comparerons les résultats obtenus avec l'étude réalisée par M.-A. Rudloff en 1992. Dans une dernière étape, nous présenterons la démarche qui aboutit à l'estimation d'une fonction de méta-analyse dédiée spécifiquement aux lagunes. D'une grande simplicité d'utilisation, cette dernière sera directement exploitable sur les différentes lagunes du projet DITTY.

I. L'Etang de Thau et les lagunes du projet DITTY

Cette première étape est un préambule nécessaire à l'évaluation globale de l'Etang de Thau. Nous procéderons en trois étapes. Tout d'abord, nous localiserons la lagune de Thau et les quatre autres lagunes du projet DITTY. Ensuite, nous traiterons des activités qui sont directement liées à ces espaces en comparant le site de Thau avec les autres lagunes. Enfin, nous proposerons une analyse dynamique des problèmes rencontrés sur l'ensemble des sites. A chaque étape, nous proposerons un aperçu sur les cinq lagunes du projet DITTY mais seules les données en rapport avec l'Etang de Thau seront davantage explicitées car elles sont essentielles pour pouvoir construire notre application.

1. Situation des lagunes de DITTY

Cette première section est organisée en deux paragraphes. Le premier localise avec précision l'Etang de Thau et donne un premier aperçu de ses spécificités. Le second est consacré à une brève présentation géographique des autres lagunes du projet DITTY.

Le schéma ci-dessous situe les lagunes étudiées le long du littoral méditerranéen :

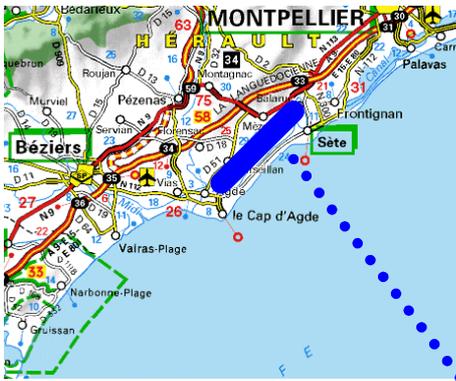


Schéma I.1.1 – Situation des lagunes du projet DITTY

1.1 L'Etang de Thau

Long de 21 km sur 8 de large et profond de 5 mètres en moyenne, le Bassin de Thau constitue avec ses 7.500 hectares la deuxième étendue d'eau de France. L'Etang de Thau est donc le plus vaste des étangs côtiers de la région Languedoc-Roussillon. A l'inverse des lagunes littorales languedociennes, Thau a une origine tectonique et non sédimentaire. Il est effet situé entre le Mont Saint-Clair de Sète et les anciens volcans d'Agde. L'étang est une véritable mer intérieure bordée au sud par le cordon littoral (ou lido) dont la formation est assez récente : au XVIIIème Siècle, Sète était même une île de la Méditerranée. Les trois graus (ouvertures sur la mer) que compte l'étang maintiennent une communication permanente avec la mer. Outre le passage aisé des bateaux, ces liens donnent à la lagune des caractéristiques physico-chimiques et biologiques quasi-marines.

Les cartes situées à la page suivante permettent de localiser le site en France et sur le littoral Languedocien.



© Viamichelin 2005



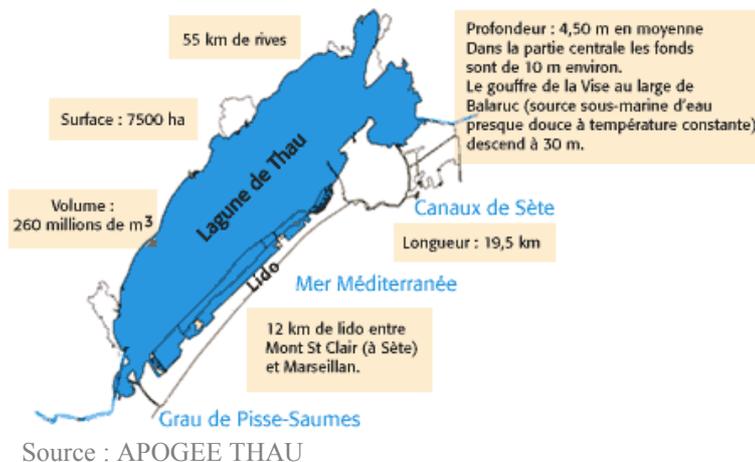
Lagune de Thau



© Viamichelin 2005

Figure I.1.2 – Cartes de localisation de l'Etang de Thau

Comme on peut le constater, l'étang est approvisionné en eau douce par de nombreux ruisseaux côtiers mais irrégulièrement compte-tenu du climat méditerranéen. Son bassin versant est constitué de 20 communes dont 3 sont urbaines, 4 semi-urbaines et 13 rurales. Au total, ce sont 129.595 habitants qui résident sur les 517 km² du bord de l'Etang de Thau, soit une densité égale à 250 habitants au km².



Source : APOGEE THAU

Figure I.1.3 – Caractéristiques géographiques de la lagune de Thau

A l'heure actuelle, l'étang connaît un émiettement administratif. Il est ainsi partagé en quatre Communautés autour de Sète (Communauté d'agglomération de Sète), Mèze (Communauté de communes du Nord du Bassin de Thau), Frontignan (Montpellier Agglomération) et Agde (Communauté d'agglomération Hérault Méditerranée). Un projet de fusion entre les trois premières a abouti en juillet 2005. De plus, deux schémas de cohérence territoriale (SCOT) s'appliquent partiellement à la zone. Rappelons que ces documents de planification urbaine institués par la loi Solidarité et Renouvellement Urbain du 13 décembre 2000 interviennent à l'échelle intercommunale et assurent la cohérence des différents plans locaux d'urbanisme (PLU) des communes d'une même agglomération.

Naturellement, ce découpage administratif de l'Etang de Thau ne facilite pas le suivi au niveau local des activités et des politiques menées sur l'étang. Or, les problèmes générés par les occupations liées à l'étang et amplifiés par les caractéristiques mêmes de ce dernier font actuellement l'objet de toutes les attentions de la part des pouvoirs publics. Nous les détaillerons dans les deux sections suivantes. Dans l'immédiat, nous allons procéder à une brève description des quatre autres lagunes du projet DITTY.

1.2 Les autres lagunes du projet DITTY

Dans les encadrés de la page suivante, nous situons géographiquement l'environnement des lagunes européennes du projet DITTY et nous renseignons au-dessous des cartes quelques caractéristiques morphologiques de ces espaces. Ces informations nous permettront par la suite de faire le lien entre les activités présentes *in situ* et les problèmes rencontrés.

La prochaine section se focalisera quant à elle sur les activités pratiquées au sein des lagunes méditerranéennes.

Encadré I.1.4 – Présentation des lagunes méditerranéennes du projet DITTY

Mar Menor



© Viamichelin 2005

Superficie	135 km ²
Profondeur moyenne	4 m
Liaisons avec la mer	Plusieurs chenaux
Approvisionnement en eau douce	Saisonnier
Renouvellement de l'eau	3 mois
Site classé ou protégé	Oui

Ria Formosa



© Viamichelin 2005

Superficie	105 km ²
Profondeur moyenne	3 m
Liaisons avec la mer	Plusieurs chenaux
Approvisionnement en eau douce	Régulier
Renouvellement de l'eau	Quotidien (Marées)
Site classé ou protégé	Oui

Sacca di Goro



© Viamichelin 2005

Superficie	26 km ²
Profondeur moyenne	1,5 m
Liaisons avec la mer	1 bouche large
Approvisionnement en eau douce	Régulier (Pô)
Renouvellement de l'eau	3 mois
Site classé ou protégé	Oui

Golfe de Géra



© Viamichelin 2005

Superficie	43 km ²
Profondeur moyenne	10 m
Liaisons avec la mer	1 chenal de 6,5 km
Approvisionnement en eau douce	Saisonnier
Renouvellement de l'eau	3 mois
Site classé ou protégé	Oui

2. Les activités liées aux lagunes et leurs enjeux

Cette section, très générale, se veut la plus exhaustive possible quant aux activités pratiquées dans le bassin versant ou sur l'étang même. Pour débiter notre présentation, nous proposons dans le tableau suivant une synthèse des activités principales des cinq lagunes du projet DITTY :

Lagunes →		Etang de Thau 	Mar Menor 	Ria Formosa 	Sacca di Goro 	Golfe de Géra 
↓ Activités principales						
Activités spécifiques	Pêche	X	X	X	X	X
	Conchyliculture	X	–	X	X	X
	Salins	–	X	X	–	X
Activités liées à l'eau	Agriculture	X	X	X	X	X
	Mines	–	X	–	–	–
	Industrie	X	X	–	–	X
Résidence et Tourisme	Résidence	X	X	X	X	X
	Culture	X	X	X	X	X
	Nautisme	X	X	X	X	X
	Bains	X	X	X	–	X
	Thermes	X	–	–	–	–

Tableau I.2.1 – Activités principales de l'Etang de Thau et des autres lagunes du projet DITTY

On remarque que l'Etang de Thau abrite les principales activités retrouvées sur les autres lagunes. Les activités touristiques sont très développées sur tous les sites, de même que l'exploitation des ressources, que ce soit directement, au sein même de la lagune, ou indirectement, comme pour l'agriculture ou l'industrie.

Pour plus de clarté, nous avons classifié en trois types les différentes activités liées à la lagune, selon qu'elles sont spécifiques à la lagune, liées à son eau ou bien liées à sa fréquentation. Nous allons à présent les détailler pour l'Etang de Thau.

2.1 Les activités spécifiques dépendant directement de la lagune : conchyliculture et pêche

Si le Bassin de Thau est aujourd'hui connu dans la France entière, c'est sans aucun doute parce qu'il est le berceau des huîtres de Bouzigues. La conchyliculture héraultaise représente à elle seule 670 petites exploitations ou entreprises ; elle est ainsi la deuxième activité agricole du département de l'Hérault avec plus de 800 producteurs. La production avoisine chaque année 13.000 tonnes d'huîtres labellisées, soit 8,5 % de la production nationale, et 2.000 à 3.000 tonnes de moules pour un chiffre d'affaire de 32 millions d'Euros (Rey-Valette *et al.*, 2004). On notera que les éleveurs installés sur le site opèrent aussi bien sur la lagune qu'en mer. Cette particularité provient du fait que l'étang demeure plus productif pour l'ostréiculture tandis que la mer permet des performances remarquables pour la mytiliculture. A titre d'illustration, 90 % des 150 concessionnaires en mer continuent à exploiter les richesses de l'étang.



Source : APOGÉE THAU

Figure I.2.2 – Localisation des exploitations conchylicoles de l'Etang de Thau

Côté pêche, Rey-Valette *et al.* (2004) dénombrent, pour l'année 1998, 355 pêcheurs dont plus de la moitié sont également conchyliculteurs. Leur nombre décroît constamment en raison notamment du déclin des prises et des diverses mesures instaurées pour préserver la ressource (diminution des licences de pêche). Le marché le plus lucratif et le plus réglementé est celui des palourdes (400 tonnes officiellement récoltées en 2002 pour un chiffre d'affaires de 3,2 millions d'euros). Viennent ensuite, par ordre décroissant de chiffre d'affaires : les loups, les anguilles et les dorades.

2.2 Les activités liées à l'eau : agriculture et industrie

La rive Nord de l'Etang de Thau est occupée presque exclusivement (12.594 hectares, soit 80 % de la surface agricole utilisée) par des vignobles dont la qualité s'est sensiblement améliorée avec le temps. Ceci est dû à la qualité des sols et à la faiblesse des espaces irrigués (seulement 1.300 hectares). Le maraîchage et les cultures fruitières sont ainsi très limitées. L'agriculture occupe en grande partie les espaces non habités. On note cependant que l'urbanisation croissante est la principale responsable du grignotage des vignes dont la surface cultivée a baissé de 20 % entre 1988 et 2000. Comparativement, le poids économique de l'élevage sur la zone est marginal.

Les industries présentes autour de l'Etang de Thau sont avant tout très liées à la présence de la Mer Méditerranée. Autrefois florissantes, les industries de nature chimique (engrais et hydrocarbures) sont aujourd'hui en crise et abandonnent des terrains dégradés et pollués. Les industries agroalimentaires sont toujours présentes et restent fortement liées à la vigne. Les activités portuaires sont doublement orientées : vers la Mer (3,7 millions de tonnes en 2003) et le Canal du Rhône à Sète (226.000 tonnes).

2.3 Les activités résidentielles, le tourisme et le thermalisme

L'Etang de Thau est un pôle touristique très important. Les chiffres du Comité Régional du Tourisme du Languedoc-Roussillon permettent d'affirmer que 53 % des vacanciers qui viennent sur le littoral du département de l'Hérault séjournent dans les 20 communes du bassin de Thau. Ce chiffre n'est pas surprenant dans la mesure où la capacité d'accueil sur la zone, tous hébergements confondus, est précisément égale à 300.000 lits. Si l'on considère l'origine géographique des visiteurs de la lagune, on remarque qu'il sont très majoritairement français (90 %) et que la moitié vient du Languedoc-Roussillon et des régions limitrophes.

Le thermalisme est un atout incontestable de l'Etang de Thau : Balaruc-les-Bains est la première station thermale du Languedoc-Roussillon et la troisième de France. C'est la seule lagune du projet DITTY qui offre ce type de services. Le profil type du curiste est un individu de sexe féminin, habitant dans le quart Sud-Est, âgé entre 50 et 79 ans et venant dans un but thérapeutique. En 2002, 35.000 curistes ont fréquenté l'établissement qui a réalisé un chiffre d'affaires de 13,3 millions d'euros.

Les activités récréatives et culturelles sont un autre point fort de Thau. Qu'elles aient trait à l'étendue d'eau en elle-même (baignade, plaisance, navigation, aviron, planche à voile, jets skis, ski nautique), à la faune et à la flore locales (chasse, pêche, observation des espèces sur terre ou en plongée) ou encore au paysage (randonnées pédestres ou équestres), elles ont attiré 983.355 visiteurs en 2004⁵. Ainsi, avec ses 1.000 emplacements dans ses ports de plaisance, l'Etang de Thau est très bien doté. Il est en outre situé aux confluent de deux axes de communications fluviales majeurs : le canal du Rhône à Sète et le Canal du Midi.

Toutes les activités que nous venons d'exposer font donc plus ou moins corps avec la lagune. Cette dépendance étroite est à l'origine de nombreux problèmes, plus ou moins récurrents, qui affectent l'Etang de Thau. Dans la section suivante, nous comptons non seulement mettre en évidence les maux qui affectent la lagune mais également expliciter la dynamique à l'origine de leur survenance.

3. Typologie des principaux problèmes rencontrés par les lagunes

Si l'on cherche à distinguer les différents problèmes de l'Etang de Thau, et des lagunes méditerranéennes en général, c'est afin de mieux les prévenir pour les traiter et limiter leurs impacts sur les différents utilisateurs du site. Seule une approche dynamique peut nous permettre de comprendre et d'analyser avec rigueur les liens qui existent entre la pollution de l'eau, ses syndromes et ses conséquences. Dans une première étape, nous présenterons les trois grandes catégories de polluants et leurs conséquences sur la qualité de l'eau. Ensuite, nous appliquerons cette classification aux différentes lagunes du projet DITTY en nous focalisant sur l'Etang de Thau. Nous considérerons notamment les liens étroits qui existent entre les activités anthropiques pratiquées sur la lagune et les différentes pollutions constatées.

3.1 Les principaux types de polluants et indicateurs de la qualité de l'eau

Les lagunes sont soumises à trois grandes menaces : une trop grande densité de matières organiques fermentescibles (pollution bactérienne), d'éléments nutritifs (pollution biologique) et de produits chimiques. Pour chacune de ces catégories, nous expliciterons l'origine de la pollution et ses différentes composantes :

✓ **Les matières organiques fermentescibles** : elles constituent, de loin, la première cause de pollution des ressources en eau. Ces matières organiques (déjections animales et humaines, graisses, *etc.*) sont notamment issues des effluents domestiques, mais également des rejets industriels (industries agroalimentaires, en particulier). La première conséquence de cette pollution réside dans l'appauvrissement en oxygène des milieux aquatiques, avec des effets bien compréhensibles sur la **survie de la faune**.

⁵ Chiffre calculé à partir du volume des ordures ménagères (Rey-Valette, 2004).

Les principaux responsables de cette pollution sont :

- **Azote ammoniacal** : il provient principalement des processus de dégradation de l'azote organique (par exemple, celui qui est contenu dans les rejets d'eaux usées domestiques, les lisiers et les fumiers). Sous forme dissoute et non ionisée, l'azote ammoniacal n'est ni cumulatif ni persistant, mais il est toxique pour la **vie aquatique**. Cette toxicité de l'ammoniac varie selon la température et le pH de l'eau.
- **Coliformes fécaux** : ils sont utilisés comme indicateur de contamination fécale. Deux critères différents sont utilisés pour évaluer la qualité bactériologique de l'eau. On distingue les concentrations en fonction des activités impliquant un contact direct avec l'eau (baignade, kayak, moto marine et planche à voile) et des **activités récréatives** impliquant un léger contact avec l'eau (canotage, pêche sportive, voile, *etc.*).
- **Turbidité** : elle est causée par la présence de matières en suspension d'origine organique et inorganique, d'oxydes et d'hydroxydes métalliques, d'argiles, de silts, de planctons, de microorganismes et de substances dissoutes colorées qui sont donc perçues de façon négative sur le plan **esthétique**. De plus, une eau turbide protège les bactéries et les virus contre les procédés de désinfection de l'**eau potable**.

✓ **Les éléments minéraux nutritifs** : ils proviennent pour l'essentiel de l'agriculture et des effluents domestiques et mobilisent également l'attention des acteurs impliqués dans la gestion de l'eau. Ils posent en effet des problèmes, tant au niveau de la dégradation de l'environnement résultant d'un envahissement par les végétaux appelé **eutrophisation** (mesurée par la concentration en **chlorophylle *a***), qu'au niveau des complications qu'ils engendrent lors de la production de l'**eau potable**.

Les molécules qui contribuent à une saturation du milieu sont :

- **Nitrates et nitrites** : ils constituent la forme la plus abondante et la plus stable de l'azote dans l'environnement. Naturellement présents en faibles concentrations dans les eaux de surface, les nitrates et les nitrites peuvent parfois se trouver en concentrations élevées dans les nappes souterraines des milieux agricoles. Lorsque ces concentrations sont trop élevées dans l'**eau d'approvisionnement**, elles peuvent causer de sérieux problèmes de **santé**.
- **Composés organiques de synthèse ou produits phytosanitaires** : leur présence s'est accrue au cours des dernières décennies, notamment sous l'effet du développement de l'activité agricole. La présence de concentrations trop élevées de pesticides dans certaines ressources complique, comme dans le cas des nitrates, les processus de production de l'**eau potable**. Par ailleurs, ces substances peuvent s'accumuler au fil de la **chaîne alimentaire**.
- **Phosphore total** : c'est un des éléments nutritifs essentiels à la croissance des algues et des plantes aquatiques. Lorsqu'il est trop abondant dans un milieu aquatique, il en accélère l'**eutrophisation**, c'est-à-dire la prolifération des algues et des plantes aquatiques. Les activités agricoles et industrielles de même que les eaux usées non traitées des communes sont des sources parfois importantes de phosphore. Pour remédier à ce problème, de nombreuses stations d'épuration effectuent maintenant une déphosphoration de leurs rejets.

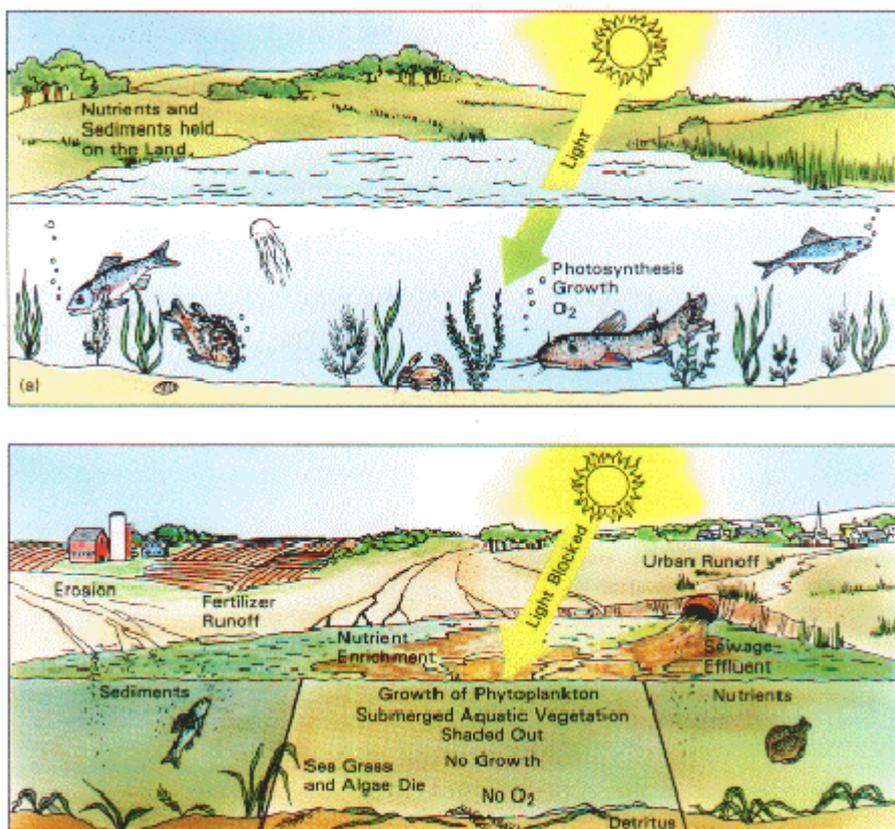
N.B. Un encadré expliquant les crises d'eutrophisation est présenté page suivante.

✓ **Les produits et rejets chimiques** :

Deux types de produits chimiques sont impliqués dans la pollution des lagunes :

- **Métaux lourds (mercure, cuivre, cadmium, *etc.*)** : ils constituent un problème préoccupant lorsqu'ils sont impliqués dans la pollution des ressources en eau. Non seulement leur toxicité peut être fort dommageable pour le **milieu aquatique**, mais leur accumulation au fil de la chaîne alimentaire pourrait avoir des effets plus ou moins graves sur la **santé humaine**.
- **Hydrocarbures** : ils peuvent contaminer les ressources en eau selon diverses modalités : rejets industriels, rejets des garages, stations-services et ports, ruissellement des chaussées, effluents domestiques, *etc.*

Encadré I.3.1 – Les mécanismes à l'œuvre dans le processus d'eutrophisation



Source : Michigan Technological University

L'eutrophisation de la lagune se déroule en quatre temps :

1. Le milieu d'une lagune, naturellement confiné, s'enrichit en nutriments apportés par les fleuves côtiers et le ruissellement. A ce stade, la pollution n'est pas un problème en soi puisqu'elle profite au développement de tout l'écosystème.
2. Stimulées par cet apport substantiel, certaines algues croissent et se multiplient de manière excessive. Cette croissance s'effectue dans les couches d'eaux superficielles car les végétaux ont besoin de lumière pour se développer. La prolifération des algues voit par contre une grande partie de la faune disparaître au profit d'organismes dits inférieurs.
3. Ces algues en excès conduisent, lorsqu'elles se décomposent, à une augmentation de la charge naturelle de l'écosystème en matières organiques biodégradables. Dans les profondeurs du lac, là où les algues mortes viennent se déposer, les bactéries aérobies qui s'en nourrissent prolifèrent à leur tour, consommant de plus en plus d'oxygène.
4. Or, en l'absence d'une circulation suffisante des eaux, le fond du lac est peu oxygéné et les bactéries finissent par épuiser l'oxygène des couches d'eaux profondes. Le milieu se dégrade alors très vite avec une simplification des espèces présentes dans la lagune. Toute la matière organique morte ne peut plus être dégradée et celle-ci s'accumule dans les sédiments. On dit que le lac vieillit. Une telle situation, lorsqu'elle se produit, s'aggrave encore lorsqu'il fait chaud car la solubilité de l'oxygène dans l'eau diminue lorsque la température augmente. En cas d'absence de vent, la situation empire car l'air ambiant s'appauvrit également en oxygène.

L'eutrophisation d'une lagune est un phénomène traditionnellement lent mais qui peut être considérablement accéléré dès que les éléments qui entrent en compte sont réunis.

3.2 Analyse de la dynamique de la pollution et de ses conséquences

Comme toutes les lagunes, l'Etang de Thau est un milieu naturel relativement confiné. L'eau met en effet trois mois à se renouveler de sorte que toute pollution met du temps à être éradiquée. Mais d'où provient cette pollution ? En premier lieu, il convient de considérer la lagune comme un bien public. Libre d'accès et accessible par tous, la lagune fait l'objet d'une surexploitation qui nuit à sa qualité et remet en cause notamment ses fonctions d'écosystème. Le Nord-Ouest de la lagune est en particulier la zone la plus polluée à cause de la configuration des lieux et des différents rejets qui s'accumulent au fil du temps. En second lieu, la fréquentation de l'Etang de Thau est très saisonnière : la population qui fréquente son rivage triple l'été, ce qui pose de multiples défis pour accueillir les touristes et traiter leurs déchets.

Nous allons à présent considérer l'impact des trois grands types d'activités que nous avons présentées dans le premier paragraphe sur le milieu ambiant de la lagune et tout particulièrement la qualité de l'eau.

✓ Notre exposé débutera par un aperçu des conséquences sur l'environnement des **activités résidentielles et touristiques** :

- Sur l'Etang de Thau, la demande en eau est forte (122 m³ par an et par habitant) mais son prix se situe encore en-dessous de la moyenne nationale. Malgré une consommation qui triple l'été, des efforts n'ont été mis en œuvre que très récemment pour assurer un retraitement correct des effluents domestiques. Il faut souligner que la gestion de l'eau n'est pas unitaire sur le bassin, ce qui pose de sérieux problèmes de création et d'adaptation des stations d'épuration. Le climat aidant, ce sont des méthodes dites de lagunage⁶ permettant de décanter les eaux usées avant leur rejet qui sont de plus en plus mises en œuvre.
- Les activités récréatives ne sont pas non plus une activité anodine pour l'Etang de Thau : outre le dérangement de l'avifaune, le piétinement et l'érosion des berges engendrés par les randonneurs, les plaisanciers sont eux aussi à l'origine de nuisances. En plus des traditionnels rejets d'hydrocarbures et d'eaux usées à l'origine de pollutions chimiques et surtout biologiques, la peinture des coques au TBT⁷ a causé bien des tourments il y a quelques années.
- Enfin, bien que les thermes n'utilisent pas l'eau de l'étang pour soigner leurs patients, certains rejets lors du traitement des eaux par décantation pourraient être à l'origine de crises de légionellose.

✓ Nous poursuivons notre panorama par les **activités directement liées à l'eau**, à savoir l'agriculture et l'industrie :

- A elle-seule, l'agriculture consomme autant d'eau que l'ensemble des résidents qui vivent ou fréquentent l'étang tout au long de l'année. A ce problème se rajoute celui des vignes : pour protéger leur culture, les viticulteurs répandent des produits chimiques et des engrais. Le climat méditerranéen étant capricieux, de fortes pluies associées à une urbanisation rapide font que ces substances riches en phosphore et azote peuvent se retrouver très rapidement dans l'étang.
- Ce lessivage des sols n'est pas le seul fait des viticulteurs. Les caves coopératives, présentes dans toutes les communes du pourtour de l'étang, de même que les industries agroalimentaires rejettent dans l'étang des matières organiques qui restent en suspension à la surface de la lagune.

⁶ Le lagunage consiste à maintenir les eaux usées dans des bassins de faible profondeur où l'action des processus biologiques (micro-organismes, algues, *etc.*) et du rayonnement solaire, appelée eutrophisation, réduit la contamination des eaux usées avant leur rejet dans les cours d'eau récepteur.

⁷ On a commencé à utiliser le tributyl étain ou TBT comme produit antisalissure dans les années 1960. Le TBT doit son efficacité à sa toxicité sur les espèces marines et plus spécialement sur les algues et les mollusques. Même à de faibles concentrations, il perturbe la reproduction des gastéropodes et provoque des anomalies de calcification chez les huîtres, mettant en péril leur reproduction. Son extrême toxicité pour certains organismes est devenue évidente au milieu des années 1970 et la France a été le premier pays à en limiter l'emploi sur les bateaux.

- Sous la contrainte des pouvoirs publics, les industries chimiques ont fortement limité leurs rejets en nutriments depuis 1986, ce qui n'empêche pas de temps à autre quelques fuites.
- ✓ En tant qu'utilisateurs directs de ses eaux, des **activités liées à la lagune** souffrent le plus de la pollution de l'eau :
 - Les élevages conchylicoles sont à l'origine de nombreux rejets organiques qui entraînent une modification des caractéristiques physico-chimiques et biologiques de la lagune. A leur tour, les élevages sont menacés par une mauvaise qualité de l'eau qui se répercute sur le coquillage. C'est ainsi que la Malaïgue en 2003 (crise d'eutrophisation) a causé la perte de 6.000 tonnes de coquillages.
 - La pêche ne génère quant à elle pas de pollution de l'eau. En revanche, elle contribue directement à l'appauvrissement de l'ichtyofaune. Le braconnage est lui aussi un danger, surtout lorsqu'il touche des espèces peu abondantes comme les palourdes.

Au cours de notre analyse, nous avons ainsi mis en évidence différents facteurs de pollution d'origine anthropique. Or, nous avons pu constater que s'ils expliquent la survenance des crises, ces facteurs ne sont pas les seuls responsables de la qualité de l'eau dans la lagune. Des facteurs naturels interviennent également et jouent le rôle de catalyseurs. Le tableau suivant indique la présence des principaux facteurs anthropiques et naturels de pollution de l'eau dans les lagunes du projet DITTY.

Facteurs de pollution						
Facteurs anthropiques	Rejets domestiques	X	X	X	X	X
	Rejets agricoles	X	X	X	X	X
	Rejets industriels	X	X	–	–	X
	Aquaculture	X	X	X	X	X
	Urbanisation	X	X	X	–	X
	Liaisons mer-lagune ⇒ Salinité	–	X	X	–	–
	Absence de gestion concertée (parc...)	X	–	–	–	–
Facteurs naturels	Climat méditerranéen	X	X	X	X	X
	Renouvellement de l'eau dans la lagune	X	X	X	X	X
	Alimentation en eau douce irrégulière	X	X	X	–	X
	Lagune peu profonde	X	X	X	X	–
	Erosion	–	X	–	–	–

Tableau I.3.2 – Les facteurs de pollution de l'eau recensés dans les lagunes du projet DITTY

En raison de l'importance de son bassin versant, de l'urbanisation et de l'industrialisation de son pourtour, l'Etang de Thau est soumis à de nombreux facteurs de pollution. Ce n'est pas une particularité française car les autres lagunes sont exposées aux mêmes risques.

Afin d'étudier la dynamique des différents facteurs de pollution précédents sur la concentration en éléments polluants, nous avons regroupé ces facteurs en six grandes catégories pertinentes au niveau des lagunes DITTY : cinq font référence aux activités anthropiques et le climat méditerranéen est mentionné à la fois en tant que puissant catalyseur de la pollution sur l'Etang de Thau et principal responsable de la pollution. Le tableau situé au début de la page suivante pointe les relations de responsabilité.

...Agit sur...	Matières organiques	Nutriments	Produits chimiques
Agriculture	X	X	X
Aquaculture	X	–	–
Industrie	X	–	X
Tourisme	X	-	X
Urbanisation mal contrôlée	X	X	X
Climat méditerranéen	X	X	–

Tableau I.3.3 – Les principaux responsables de la pollution de l'Etang de Thau

Chaque activité est donc à l'origine de plusieurs pollutions. Evaluer la valeur de l'eau ou de tout bien ou service lié à l'eau supposera donc de déterminer correctement la part de chaque élément dans le processus étudié.

Le tableau suivant nous permet d'indiquer avec plus de précisions les éléments qui contribuent à l'asphyxie des lagunes du projet DITTY :

Principaux types de polluants						
Matières organiques	Azote	X	X	X	X	X
	Coliformes fécaux	X	X	–	–	X
	Turbidité	X	–	–	X	X
Nutriments	Nitrates / Nitrites	X	X	X	X	X
	P ^{ts} synthétiques	X	X	X	X	X
	Phosphore	X	X	X	X	X
Produits chimiques	Métaux lourds	X	X	–	–	–
	Hydrocarbures	X	–	–	–	–

Tableau I.3.4 – Les principaux types de polluants détectés dans les lagunes du projet DITTY

Malgré les nombreux efforts consentis ces dernières années, l'Etang de Thau souffre le plus de la pollution. A titre de comparaison, les autres lagunes du projet DITTY souffrent des mêmes maux mais à des degrés divers. La pollution chimique est présente également sur le site espagnol de Mar Menor dont les caractéristiques sont très voisines de celles de Thau.

En résumé, l'Etang de Thau souffre comme tous ses semblables d'une pollution bactérienne et biologique. A ces pollutions fréquemment rencontrées autour des étendues d'eau, s'ajoute le problème des produits chimiques :

Pollution					
Bactérienne	X	X	X	X	X
Biologique	X	X	X	X	X
Chimique	X	X	–	–	–

Tableau I.3.4 – Résumé des différentes pollutions détectées dans les lagunes du projet DITTY

On notera que la tendance est à une régression sensible de la pollution chimique grâce à des cadres législatifs et réglementaires adaptés alors que les pollutions biologiques et bactériennes continuent d'affecter épisodiquement les lagunes.

Plus le nombre de facteurs impliqués dans la pollution d'une lagune est important et plus il est difficile d'évaluer les coûts de traitement des désordres et de préservation de la lagune en général. Les conséquences d'une forte concentration en éléments polluants sont aussi multiples. Comme nous allons le démontrer à présent, elles sont en particulier à l'origine de retour de bâton pour les activités polluantes qui deviennent des victimes de leur propre pollution.

Au cours de nos recherches sur le milieu qui s'est développé autour de la lagune, nous avons identifié cinq "cibles" potentielles de la pollution de l'eau :

- Les **activités récréatives** : pêche, nautisme, cyclisme, baignade, randonnées, etc.
- La **biodiversité**, c'est-à-dire la diversité biologique des espèces vivantes (faune et flore), des gènes et des écosystèmes. Elle se mesure notamment par le nombre d'espèces présentes dans un milieu.
- La **chaîne alimentaire** : si un maillon de la chaîne vient à disparaître ou à être contaminé, alors l'équilibre de la lagune est modifié. Dans tous les cas, ce sont les conchyliculteurs ou les pêcheurs qui en souffrent avec la disparition ou la toxicité des prises.
- L'**eau en tant que ressource** (eau potable, eau courante ou eau industrielle) dont l'extraction peut s'avérer plus délicate et plus coûteuse que dans un milieu sain.
- Même dans des régions attractives comme le Languedoc-Roussillon, le **prix du foncier**, c'est-à-dire le prix des terrains sur lesquels on érige des constructions (et par extension, le prix des maisons et des appartements), dépend sensiblement de la qualité du milieu ambiant.

Les liens traditionnels de cause à conséquence entre polluants et "cibles" de la pollution sont rassemblés dans le tableau ci-dessous :

...Agit sur...		Activités Récréatives	Ecosystème Biodiversité	Chaîne alimentaire Pêche	Eau ressource	Prix du foncier
Matières organiques	Azote	X	X	-	X	X
	Coliformes fécaux	X	-	-	X	X
	Turbidité	X	-	X	X	X
Nutriments	Nitrates / Nitrites	-	-	-	X	X
	P ^{ts} synthétiques	-	-	X	X	X
	Phosphore	-	-	-	X	X
Produits chimiques	Métaux lourds	-	X	X	X	X
	Hydrocarbures	X	X	X	X	X

Tableau I.3.5 – Les polluants et leurs menaces dans les lagunes méditerranéennes

Appliquée aux lagunes du projet DITTY, notre typologie confirme que les lagunes étudiées sont à l'heure actuelle menacées sur des aspects aussi différents que les activités récréatives ou la pêche :

Menaces					
Activités récréatives	X	X	-	X	X
Biodiversité	X	X	X	X	X
Chaîne alimentaire ⇒ Pêche	X	X	X	X	-
Eau ressource	X	X	-	X	X
Prix du foncier	X	X	X	X	X

Tableau I.3.6 – Résumé des menaces dans les lagunes du projet DITTY

Force est de constater que les principaux pollueurs sont à leur tour victimes de leurs actions. Pour illustrer nos propos, nous prendrons trois exemples constatés sur l'Etang de Thau :

- Les **industriels** et les **agriculteurs** (à l'exception des viticulteurs) qui utilisent beaucoup d'eau pour leur production voient leur ressource se raréfier et les prix progressivement rattraper la moyenne nationale.
- L'**activité conchylicole** se caractérise comme étant le dernier utilisateur des eaux continentales sur un bassin versant. Elle profite directement de l'effet fertilisant apporté par les eaux de ruissellement chargées en nutriments et les coquillages produisent à leur tour des matières organiques en suspension. En revanche, lorsque le milieu est saturé en matières organiques et/ou fécales, des algues toxiques contaminent un coquillage qui vit dans une eau souillée et présente à son tour une contamination. C'est pourquoi, fin 2004, à l'approche des fêtes de fin d'année, la production d'huîtres a n'a pu être écoulee, faute d'une qualité sanitaire suffisante.
- Le **tourisme**, omniprésent aux abords de Thau, est favorisé si la lagune est ouverte à des activités nautiques. Or, les stations d'épuration sont à saturation l'été et l'eau n'est pas épurée de tous ses germes fécaux, de sorte que la baignade est parfois interdite. Fort heureusement, le lido de Sète accueille les baigneurs qui se détournent alors durablement de la lagune.

L'Etang de Thau et les lagunes en général sont donc des milieux fragiles et régulièrement menacés par la conjugaison de facteurs naturels et anthropiques. Les activités pratiquées dans et autour des lagunes sont très diverses de sorte que les interactions entre les habitants et leur milieu sont complexes à appréhender. Cette difficulté se matérialise dans l'évaluation de la qualité de l'eau des lagunes. En effet, plusieurs études ont été réalisées portant à chaque fois sur l'évaluation d'un seul des aspects des lagunes que nous venons de présenter : la valeur de préservation de la biodiversité ou de la conchyliculture et la valorisation des activités récréatives sont les principaux thèmes étudiés. Nous n'avons pas la prétention de réaliser d'étude complète ou même partielle sur Thau mais nous souhaitons montrer au cours du chapitre suivant qu'un transfert de valeurs est possible et robuste si l'on connaît avec précision les caractéristiques du site d'évaluation.

II. Transfert d'évaluations sur l'Etang de Thau via l'utilisation de fonctions de méta-analyse existantes

Au cours des deux derniers chapitres de notre étude, nous allons présenter successivement les résultats des applications que nous avons menées en paramétrant des fonctions de méta-analyse existantes et en estimant à notre tour une fonction de méta-analyse consacrée à l'évaluation de la qualité de l'eau dans les lagunes. Le présent chapitre a pour objectif de réaliser un double transfert d'évaluations sur l'Etang de Thau et de tester sa validité. Pour ce faire, nous paramétrons en fonction des caractéristiques de l'Etang de Thau trois fonctions de méta-analyse issues des travaux de Brouwer *et al.* (1999a) et Woodward et Wui (2001). Les résultats obtenus par ces fonctions seront comparés à ceux de l'enquête originale réalisée par Rudloff (1997). Dans un premier temps, nous allons détailler les deux études que nous paramètrerons par la suite.

1. Les études à notre disposition

Pour réaliser un transfert d'évaluations, une seule étude peut évidemment suffire. Dans ce cas, la valeur obtenue sur le site d'étude est récupérée et appliquée telle qu'elle ou bien, dans le cas d'une fonction de transfert, cette dernière est paramétrée en fonction du site d'application. Dès lors, le problème est que l'on ne peut pas tester la validité du transfert. Pour que notre démarche soit la plus exhaustive possible, nous disposons d'une étude "originale" réalisée directement sur l'Etang de Thau il y a quelques années sous la forme d'une thèse effectuée au LAMETA. Nous pourrions donc comparer les résultats issus des deux fonctions de méta-analyse avec ceux obtenus sur le site même de l'application.

1.1 L'étude originale (Rudloff, 1997)

Pour réaliser un transfert d'évaluations à partir de fonctions méta-analytiques, l'idéal est de posséder une étude "originale" réalisée directement sur le site d'application. Ainsi, il est possible de paramétrer correctement le volet méthodologique des fonctions que l'on utilise pour l'évaluation.

Dans le cas présent, nous nous appuyerons sur la thèse de Marie-Anne Rudloff (1997) intitulée "La construction d'un marché contingent : application à la qualité de l'eau". La démarche de l'auteur consiste à créer un marché hypothétique pour valoriser la qualité de l'eau sur l'Etang de Thau. Dans ce cadre, deux fonctions de demande ont été modélisées séparément : la première porte sur les activités récréatives et la seconde sur les processus de production. Nous nous intéresserons spécifiquement à la première qui permet d'appréhender les comportements d'un grand nombre d'utilisateurs de la lagune. Cet aspect généraliste favorisera les comparaisons entre lagunes et permettra de valider le transfert avec plus de fiabilité. En effet, **l'objet de l'étude était de mesurer la "valeur attribuée à une diminution de la fréquence d'apparition des dystrophies lagunaires"**.

Pour ce faire, entre juillet et septembre 1992, 350 personnes ont été enquêtés aléatoirement sur le pourtour de l'Etang de Thau. Il leur a été demandé de choisir sur une carte le montant maximal qu'elles seraient prêtes à payer chaque année en supplément de leur facture d'eau. Les taux de réponse se sont avérés satisfaisant et compris entre 70 % et 85 % suivant les mois d'enquêtes. Parmi les personnes qui ont répondu, 20 % des enquêtes n'ont pas été exploitables par manque d'informations ou présence de "faux zéros".

Sans entrer dans les détails de l'échantillon et des procédures économétriques de révélation de la valeur, nous présentons ci-après l'estimation du consentement à payer par ménage, telle qu'elle a été obtenue par régression linéaire. Pour rendre le chiffre initial comparable et compréhensible, nous l'avons converti en US\$ de 1992 et en Euros pour le mois de juillet 2005.

Unité de mesure ⁸	FRF 1992	US\$ 1992	€ 07/2005
CAP / ménage	230	44,09	41,03

Tableau II.1.1 – Les résultats obtenus par M.-A. Rudloff

Les ménages fréquentant l'Etang de Thau pour des activités récréatives et culturelles seraient donc prêts à payer en 2005 plus de 40 € par an pour que la lagune soit assainie correctement et préservée des crises d'eutrophisation.

Nous présentons dans les deux paragraphes suivants trois fonctions de méta-analyse qui doivent nous permettre de retrouver une valeur voisine de celle mesurée par Rudloff.

1.2 Les deux fonctions de méta-analyse utilisées (Brouwer, 1999a ; Woodward, 2001)

Comme nous l'avons montré dans le chapitre cinq de la première partie, consacrée à la théorie du transfert d'évaluations, l'approche méta-analytique est celle qui donne les meilleurs résultats en termes de performance. De plus, nous voulions obtenir en priorité une évaluation globale de la qualité de l'eau pour la lagune de Thau. Ce type de résultat correspond très souvent à l'objet des méta-analyses. Nous avons donc recherché dans la littérature publiée (articles de revues, livres) et dans la littérature "grise" (thèses, documents de travail) des études portant sur l'évaluation des lagunes. Cette recherche sera présentée en détails dans le troisième chapitre.

⁸ Conversion : 1 US\$ 1992 = 5,22 FRF 1992 (d'après FMI)

Actualisation : 1 FRF 1992 = 1,22 FRF 2005 = 0,19 € 2005 (d'après INSEE - Indice français des prix à la consommation)

Parmi la cinquantaine d'études répertoriées par nos soins, trois méta-analyses font référence à l'évaluation économique des zones humides⁹, qualification générique dont font partie les lagunes. Ces fonctions sont directement utilisables pour une évaluation économique des lagunes puisqu'elles ont été élaborées en partie à partir de sites côtiers. L'étude de Woodward et Wui (2001) prévoit même un paramétrage en fonction de la nature côtière ou non de la zone humide. Nous présentons ci-après les deux études.

✓ L'étude de Brouwer *et al.* (1999a) intitulée "**A meta-analysis of wetland contingent valuation studies**" est parue dans la revue *Regional Environmental Change*.

- 30 études recelant plus de 100 estimations ont servi à l'estimation de la fonction de méta-analyse. Ces études sont caractérisées par l'usage exclusif de la méthode d'évaluation contingente pour évaluer des sites situés dans des pays développés.
- Les valeurs ont été normalisées pour l'année 1990 puis converties en Droits de Tirage Spéciaux¹⁰ (DTS ou SDR - *Special Drawing Rates* - en Anglais) de 1995.
- La méta-analyse s'appuie sur un grand nombre d'études d'évaluation contingente des zones humides dont elle examine trois fonctions en particulier : le contrôle des inondations (*flood control*), la purification de l'eau (*water generation*) et la qualité de l'eau (*water quality*). Les autres variables portent sur l'enquête (taux de réponse, format de révélation de la valeur et véhicule de paiement) et le pays de localisation de la lagune.
- Le modèle est estimé par Moindres Carrés Généralisés (GLS), ce qui est très important pour tester la validité du transfert par rapport à des études "originales".
- De plus, Brouwer effectue deux régressions. La première est standard alors que la seconde est corrigée : en effet, entrent dans le calcul plusieurs résultats issus d'une même vague d'enquêtes, ce qui atténue la variabilité de certains paramètres, dont le contexte.

✓ L'étude de Woodward et Wui (2001) intitulée "**The economic value of wetland services : a meta-analysis**" a été publiée dans la revue *Ecological Economics*. Cette méta-analyse s'attache donc à évaluer la valeur économique globale des services procurés par les zones humides.

- 39 études, représentant 65 évaluations, ont été utilisées pour estimer la fonction de méta-analyse. Leur origine est diverse : articles, thèses, documents de travail, *etc.*
- Les valeurs ont été normalisées en US\$ de 1990 en supposant leur constance dans le temps. On notera que la variable dépendante est exprimée en logarithme de la valeur de l'eau par acre¹¹.
- Les variables de l'équation de méta-analyse sont diverses. Elles portent sur les caractéristiques de la zone humide, les services procurés par cette dernière et la méthodologie avec des variables portant sur la qualité de l'étude (données, théorie et modélisation) et la méthode de révélation (évaluation contingente ou autre).
- Le modèle est lui aussi estimé par Moindres Carrés Généralisés (GLS), ce qui permettra une comparaison avec les résultats du modèle de Brouwer.

⁹ Selon l'article premier de la *Convention de Ramsar* (Iran, 1971), "les zones humides sont des étendues de marais, de fagnes, de tourbières ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris des étendues d'eau marine dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres".

Selon l'article 2 de la *loi sur l'eau* (France, 1992), "on entend par zone humide les terrains, exploités ou non, habituellement inondés ou gorgés d'eau douce, salée ou saumâtre de façon permanente ou temporaire ; la végétation, quand elle existe, y est dominée par des plantes hygrophiles pendant au moins une partie de l'année".

¹⁰ Les Droits de Tirage Spéciaux (DTS) sont un instrument de réserve internationale créé par le FMI en 1969 pour compléter les réserves officielles existantes des pays membres. La valeur des DTS était originellement "calée" sur le Dollar des Etats-Unis. Quand celui-ci est devenu flottant (1973), les DTS ont été "calés" sur un panier de monnaies de manière à en stabiliser la valeur par rapport aux fluctuations du Dollar. C'est la raison du choix des DTS par Brouwer *et al.*

¹¹ 1 acre = 0,405 hectares = 4.047 m².

Nous allons à présent paramétrer les deux fonctions de méta-analyse que nous avons présenté en fonction des caractéristiques de l'Etang de Thau et de l'enquête de M.-A. Rudloff afin de pouvoir tester la validité du transfert d'évaluations.

2. Les transferts d'évaluations

Au cours de cette section, nous détaillons la procédure du transfert d'évaluations pour les deux études que nous avons retenues. L'objectif est d'obtenir des valeurs paramétrées pour l'Etang de Thau mais aussi en adéquation avec le contexte de l'enquête de Rudloff (1997). C'est pourquoi les montants monétaires seront tous convertis en US\$ par ménage et actualisés pour l'année 1992.

2.1 Les transferts d'évaluations à partir du modèle de Brouwer *et al.* (1999a)

La fonction de méta-analyse et les calculs inhérents à l'évaluation sont présentés dans l'encadré situé à la page suivante. Dans ce paragraphe, nous souhaitons justifier nos choix concernant la paramétrisation des variables en tenant compte des contraintes mentionnés dans l'introduction et notamment des caractéristiques de l'étude de Rudloff :

- Les variables méthodologiques sont dominantes et associées à des coefficients élevés dans le modèle de Brouwer. Aussi, il convient de bien les renseigner. Le véhicule de paiement de Rudloff est une taxe sur le prix du m^3 d'eau. Ce prélèvement est assimilé par Brouwer à une taxe sur le revenu car ses effets sur le consentement à payer sont similaires. Le format de révélation de la valeur n'est pas ouvert dans l'enquête originale sur Thau, chaque personne enquêtée devant choisir sur une carte le montant qu'elle est prête à payer pour valoriser la qualité de l'eau. Comme nous l'avons vu en présentant l'enquête originale sur Thau, le taux de réponse, même en tenant compte des "faux-zéros", est supérieur à 50 %.
- Parmi les trois fonctions citées, l'Etang de Thau remplit uniquement la deuxième, c'est-à-dire un rôle d'approvisionnement et de réservoir en eau. En revanche, le modèle n'intègre aucune activité anthropique comme facteur explicatif de la valeur des zones humides.
- Une fois l'estimation calculée, nous l'avons convertie en US\$ au taux de conversion officiel du FMI pour 1995. Ensuite, nous avons déflaté la valeur obtenue à partir des statistiques américaines des prix à la consommation pour obtenir une valeur finale en US\$ de 1992.
- **Les fonctions de méta-analyse ainsi paramétrées nous donnent un consentement à payer par ménage compris entre 61 et 71 US\$ 1992.**

Encadré II.2.1 – Transferts d'évaluations à partir du modèle de Brouwer *et al.* (1999a)

Modèle 1 basique (Table 19, p.58) :

La variable dépendante est exprimée en logarithme du contentement à payer par ménage (DTS 1995).

Variables	Description	Valeurs pour l'étang de Thau	Coefficients	Calcul
Constante	Constante	1	3,356	3,356
Véhicule de paiement	1 = Taxe sur le revenu ; 0 = Autre	1	1,880	1,880
Format de révélation	1 = Ouvert ; 0 = Autre	0	-0,411	0
Pays	1 = Amérique du Nord ; 0 = Autre	0	1,861	0
Taux de réponse 1	1 = 30 < Taux < 50 % ; 0 = Autre	0	-2,253	0
Taux de réponse 2	1 = Taux > 50 % ; 0 = Autre	1	-1,904	-1,904
Contrôle des inondations	1 = Oui ; 0 = Non	0	1,477	0
Approvisionnement en eau	1 = Oui ; 0 = Non	1	0,691	0,691
Qualité de l'eau	1 = Oui ; 0 = Non	0	0,545	0

Log (CAP / Ménage) → 4,02

CAP / Ménage → 55,87

Modèle 2 prenant en compte les effets de variabilité entre études différentes (Table 20, p.61) :

La variable dépendante est exprimée en logarithme du contentement à payer par ménage (DTS 1995).

Variables	Description	Valeurs pour l'étang de Thau	Coefficients	Calcul
Constante	Constante	1	3,311	3,311
Véhicule de paiement	1 = Taxe sur le revenu ; 0 = Autre	1	1,576	1,576
Format de révélation	1 = Ouvert ; 0 = Autre	0	-0,376	0
Pays	1 = Amérique du Nord ; 0 = Autre	0	1,629	0
Taux de réponse 1	1 = 30 < Taux < 50 % ; 0 = Autre	0	-1,722	0
Taux de réponse 2	1 = Taux > 50 % ; 0 = Autre	1	-1,461	-1,461
Contrôle des inondations	1 = Oui ; 0 = Non	0	1,134	0
Approvisionnement en eau	1 = Oui ; 0 = Non	1	0,441	0,441
Qualité de l'eau	1 = Oui ; 0 = Non	0	0,659	0

Log (CAP / Ménage) → 3,87

CAP / Ménage → 47,80 \$

Résultats (exprimés en US\$ 1992 par ménage) :

Conversion : 1 DTS 1995 = 1,49 US\$ 1995 (données du FMI).

Actualisation : 1 US\$ 1992 = 0,86 US\$ 1995 sur la base de l'indice américain des prix à la consommation.

	DTS 1995	US\$ 1995	US\$ 1992
Modèle 1	55,87	83,24	71,37
Modèle 2	47,80	71,22	61,06

2.2 Le transfert d'évaluations à partir du modèle de Woodward et Wui (2001)

La fonction de méta-analyse et les calculs inhérents à l'évaluation sont présentés dans l'encadré situé à la page suivante. Pour cette évaluation plus que pour la précédente, nous devons justifier nos choix concernant la paramétrisation des variables en tenant compte des différentes caractéristiques mentionnées dans l'introduction :

- Ce modèle est facilement paramétrable pour l'Étang de Thau à partir des informations que nous avons mentionnées dans le premier chapitre et des indications sur l'enquête de Rudloff. L'année de référence est logiquement 1992. Parmi les fonctions de la lagune proposées (naturelles et anthropiques), nous avons retenu la recharge du milieu et de la nappe phréatique, la pêche récréative et commerciale et le rôle de la lagune comme écosystème pour les espèces aquatiques. Après une lecture attentive de l'article de Woodward et Wui, nous avons écarté les autres variables, soit parce qu'elles ne correspondent pas aux fonctions récréatives de la lagune de Thau (protection contre les inondations, les tempêtes ou l'érosion), soit parce que leur implication est discutable (l'imprécision de la variable "Amenity" est soulignée par Woodward), soit parce que ces activités ne se réfèrent pas directement au site de Thau mais à des sites voisins (observation et chasse des oiseaux dans les lagunes limitrophes, plus petites et plus sauvages).
- Concernant les caractéristiques de l'étude, nous nous référons à la méthodologie de Rudloff. Nous ne remettons pas en doute son travail qui s'inscrit dans le cadre d'une thèse partiellement publiée et qui a fait appel à diverses méthodes et techniques d'estimation reconnues. Dans le cas présent, nous cherchons à calculer un surplus du consommateur, surplus estimé à partir de la méthode d'évaluation contingente, de sorte que tous les coefficients, sauf le premier, sont posés égaux à zéro.
- Dans ce modèle qui prend davantage en compte que le précédent les spécificités du site étudié, la principale difficulté est venue de la nécessité de ramener la valeur estimée par le modèle à une estimation en Dollars par ménage et non plus par acre. Nous avons donc procédé par étapes.
 1. Nous avons converti la valeur obtenue initialement pour un acre d'eau de l'Étang de Thau en valeur globale en multipliant par le nombre d'acres que compte la surface de la lagune, soit 18.533 acres.
 2. Ensuite, nous avons ramené cette valeur au nombre de personnes fréquentant directement l'étang au cours de l'année puisque cette dimension temporelle figure dans le modèle Woodward et Wui. Les statistiques que nous avons recueillies pour l'Étang de Thau font état d'une fréquentation de l'ordre de 983.355 visiteurs pour des activités récréatives et culturelles auxquels nous devons rajouter les 129.595 résidents permanents (données issues du chapitre I de la partie courante). Au total, nous considérons que 1.112.950 personnes se rendent directement sur les bords de la lagune chaque année. Ce sont donc ces individus que l'on peut solliciter pour le site car ils profitent de ses avantages (beauté du paysage, possibilité de se promener près de chez soi, *etc.*) et supportent ses inconvénients (absence d'usage lors des crises d'eutrophisation, *etc.*). On notera que le chiffre de la fréquentation est cyclique mais qu'il reste relativement stable au fil du temps en raison des fortes capacités d'accueil présentes depuis les années 70.
 3. Pour que la conversion soit parfaite, nous avons regroupés les individus en ménages. Face à la carence de statistiques officielles, nous avons étudié le nombre et les capacités d'accueil des logements, ainsi que le profil des vacanciers et des résidents. Nous sommes ainsi parvenus à la moyenne de 2,6 habitants par logement. Nous supposons par la suite qu'un ménage correspond à un logement, ce qui nous permet d'obtenir le résultat final.
- **Après calculs, la fonction de méta-analyse nous donne un consentement à payer par ménage égal à 63,5 US\$ 1992.**

Encadré II.2.2 – Transfert d'évaluations à partir du modèle de Woodward et Wui (2001)

Modèle 3 complet (Table 2, p.267) :

La variable dépendante est exprimée en logarithme de la valeur de l'eau par acre (US\$ 1990).

Variables	Description	Valeurs pour l'étang de Thau	Coefficients	Calculs
Intercept	Constante	1	7,872	7,872
<i>Caractéristiques de la zone humide</i>				
Year	Année de l'étude (Référence = 1960)	32	0,016	0,512
LnAcres	Logarithme de la superficie de la lagune (en acres)	9,827	-0,286	-2,811
Coastal	Zone humide côtière	1	-0,117	-0,117
<i>Fonctions de la zone humide / Biens et services qui ont une valeur économique</i>				
Flood	Contrôle du flot d'eau des inondations et des tempêtes	0	0,678	0
Quality	Contrôle de la qualité de l'eau / Rétenion des nutriments	0	0,737	0
Quantity	Réservoir / Recharge de la nappe phréatique	1	-0,452	-0,452
RecFish	Pêche récréative	1	0,582	0,582
ComFish	Pêche commerciale	1	1,360	1,36
Birdhunt	Chasse des oiseaux	0	-1,055	0
Birdwatch	Observation des oiseaux	0	1,804	0
Amenity	Aménités qui se répercutent sur le foncier	0	-4,303	0
Habitat	Valeur d'existence d'une diversité des espèces aquatiques	1	0,427	0,427
Storm	Stabilisation des sédiments / Réduction de l'érosion	0	0,173	0
<i>Caractéristiques de l'étude</i>				
Publish	Etude publiée	1	-0,154	-0,154
Data	Qualité des données (= 1 si problème de fiabilité)	0	0,000	0
Theory	Qualité de la théorie (= 1 si problème de fiabilité)	0	-1,045	0
Metric	Qualité de l'estimation (= 1 si problème de fiabilité)	0	-3,186	0
PS	Valeur estimée en termes de surplus du producteur	0	-3,140	0
HP	Méthode des prix hédoniques	0	5,043	0
NFI	Net factor income	0	0,273	0
RC	Méthode des coûts de remplacement	0	2,232	0
TC	Méthode des coûts de déplacement	0	-0,341	0

Log (Valeur de l'eau / acre) → 7,22

Valeur de l'eau / acre → 1.365,66 \$

Superficie de l'Etang de Thau = 7.500 ha = 75 km² = 18.533 acres.

Actualisation : 1 US\$ 1992 = 1,07 US\$ 1990 sur la base de l'indice américain des prix à la consommation.

	US\$ 1990	US\$ 1992
Valeur / acre	1.365,66	1.466,55
Valeur totale	25.309.600	27.179.516

Nombre de personnes fréquentant la lagune chaque année : 1.112.950 personnes (cf. chapitre 1).

Nombre de personnes par ménages : 2,6 (d'après nos calculs).

Valeur totale / ménage	63,49 US\$ 1992
-------------------------------	------------------------

3. Tests de validation des transferts d'évaluations

Une fois les résultats du transfert convertis dans la même unité, nous allons pouvoir procéder aux tests de validations des transferts de bénéfiques que nous avons réalisés, nous allons confronter dans un premier temps les résultats obtenus par application des différents modèles et dans un second temps, nous proposerons une approche différente et qui a encore été peu pratiquée en comparant les valeurs transférées avec les montants des politiques réellement mises en place dans la lagune.

Le tableau ci-dessous présente un comparatif des valeurs originales et de celles obtenues par transfert en distinguant entre consentement à payer individuel, par ménage et total.

Unité : US\$ 1992 →		Valeur individuelle	Valeur par ménage (taux d'erreurs)	Valeur totale
Etude originale	<i>Rudloff</i>	16,22	44,09	18.051.120
Modèle 1	<i>Brouwer et al.</i>	27,45	71,37 (69 %)	30.551.937
Modèle 2	<i>Brouwer et al.</i>	23,49	61,06 (45 %)	26.138.991
Modèle 3	<i>Woodward et Wui</i>	24,42	63,49 (51 %)	27.179.516

Unité ¹² : € 07/2005 →		Valeur individuelle	Valeur par ménage (taux d'erreurs)	Valeur totale
Etude originale	<i>Rudloff</i>	15,78	41,03	17.565.265
Modèle 1	<i>Brouwer et al.</i>	26,71	69,45 (69 %)	29.729.617
Modèle 2	<i>Brouwer et al.</i>	22,85	59,42 (45 %)	25.435.447
Modèle 3	<i>Woodward et Wui</i>	23,76	61,79 (51 %)	26.447.967

Tableau II.3.1 – Comparaison des différentes valeurs obtenues

Dans le cadre de notre étude, les taux d'erreurs sont compris entre 44 % et 69 %. Une telle différence n'est pas surprenante si l'on considère la performance-même de chaque fonction de méta-analyse par rapport à sa conception. Ainsi, certaines des variables de l'étude de Woodward et Wui qui a pour but d'estimer la part de chaque activité dans l'évaluation globale de l'eau des lagunes, présentent des intervalles de confiance acceptables très larges. Si l'on se place d'un point de vue extérieur, nous avons montré dès la première partie consacrée à la théorie du transfert d'évaluations que cette méthode n'est pas une science exacte. Les taux d'erreurs que nous obtenons pour notre application sont tout à fait comparables à ceux constatés dans des études publiées portant sur d'autres biens environnementaux (cf. Tableau V.3.1, p.29).

¹² Conversion : 1 US\$ 1992 = 5,22 FRF 1992 (d'après FMI).

Actualisation : 1 FRF 1992 = 1,22 FRF 2005 = 0,19 € 2005 (d'après INSEE - Indice français des prix à la consommation).

Nous remarquons également que les valeurs obtenues par transfert sont toutes supérieures à celles obtenues sur le site de référence. Ce résultat peut s'expliquer par le fait que les deux méta-analyses sélectionnées font référence de manière générale aux zones humides et proposent une évaluation globale de l'eau de la lagune. Or, nous avons pu constater que si le tourisme est une activité essentielle de l'étang de Thau, il cohabite notamment avec la conchyliculture et le thermalisme qui sont d'autres activités majeures et essentielles d'un point de vue économique. Les revenus générés par les activités anthropiques peuvent donc expliquer en partie l'écart de l'ordre de 50 % entre valeur originale et valeurs transférées.

A contrario, nous pouvons nous interroger sur les vertus des transferts réalisés. En effet, à partir de l'étude de Rudloff, nous avons évalué à **17,5 M€** actuels les efforts de préservation de l'eau alors que le transfert d'évaluations donne des valeurs comprises entre **25 et 30 M€**. Or plusieurs éléments semblent indiquer que les valeurs transférées sont assez proches de la réalité. Pour le prouver, nous faisons appel à un argument original et véridique : celui des fonds publics réellement dépensés pour l'amélioration de la qualité de l'eau sur l'Etang de Thau. L'argument est simple : nous nous proposons de comparer le montant que les individus enquêtés ont déclaré vouloir payer pour améliorer la qualité de l'eau et les valeurs obtenues par transfert avec la réalité des moyens mis en œuvre sur le terrain.

C'est ainsi qu'en novembre **1990**, le Contrat pour l'Etang de Thau a été signé pour une durée de 5 ans. Son but était d'améliorer la qualité de l'eau par des travaux conséquents d'assainissement pour un coup total de **36 M€** répartis sur 5 ans. La réduction du nombre et de la durée des épisodes d'eutrophisation (ou malaïgue) qui est l'aspect visible du problème de la qualité de l'eau s'inscrit dans le cadre de cette démarche.

En mai **2005**, près de **50 M€** ont été engagés pour lutter contre les nuisances et les pollution de l'eau (assainissement et rejets de toutes natures) dans le cadre du "Contrat qualité de la Lagune de Thau" (Volet I.A) engagé pour une durée de 5 ans. Il s'agit cette fois de reclasser l'Etang de Thau en catégorie A ("Eau conforme de bonne qualité").

Naturellement, les travaux réalisés sont bénéfiques pour l'ensemble des activités liées à l'Etang de Thau mais nous constatons que les sommes investies sont très proches des montants transférés. En particulier pour la période voisine 1990-1995 dans laquelle s'inscrit l'enquête, les montants coïncident.

Sous réserve de l'incertitude inhérente au transfert d'évaluations, nous pouvons en déduire que les valeurs transférées représentent une approximation correcte des moyens que mettent régulièrement en place les pouvoirs publics pour améliorer la qualité de l'eau de l'Etang de Thau.

Les résultats auxquels nous sommes parvenus sont par conséquent encourageants quant à la possibilité de mener une analyse similaire sur les quatre autres lagunes du projet DITTY. De plus, ce travail s'inscrit dans un programme plus ambitieux visant à estimer une fonction de méta-analyse spécifiquement paramétrée par rapport aux lagunes. Nous comptons ainsi obtenir une fonction applicable pour la majorité des lagunes et qui donnera des résultats plus fiables et plus ciblés par rapport à une fonction qui évalue des zones humides en général. Ces perspectives de recherche sont présentées au chapitre suivant.

III. L'estimation d'une fonction de méta-analyse dédiée à l'évaluation économique de la qualité de l'eau dans les lagunes méditerranéennes

Au cours du chapitre précédent, nous avons mis à profit deux études reconnues pour estimer la valeur de l'eau dans l'Etang de Thau. La comparaison avec les données de l'enquête réalisée quasiment à la même époque par M.-A. Rudloff directement sur le site de Thau s'est révélée fructueuse. Pour heureux qu'il soit, ce résultat n'était pas garanti à l'avance. En effet, les fonctions de méta-analyse mises à contribution se référaient à des zones humides, ce qui est un cadre très général recouvrant toutes sortes de cas particuliers : prairies humides, marais, marécages, fagnes, tourbières, lagunes, étendues d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, stagnantes ou courantes, douces, saumâtres ou salées, y compris des étendues d'eau marine dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres.

Nous voulons par conséquent créer un cadre d'analyse spécifique aux lagunes. A la suite de nombreux économistes, Ruijgrok (2001) souligne la nécessité de distinguer les différents milieux étudiés pour obtenir un transfert d'évaluations plus performant. Notre nouvel outil tiendra donc compte davantage des spécificités des lagunes par rapport aux zones humides en général : activités récréatives, conchyliculture et proximité du littoral, protection contre les inondations, lagunage, *etc.*

L'objectif est de parvenir, pour la première fois, à estimer une fonction de méta-analyse à partir d'évaluations de sites lagunaires aux caractéristiques géographiques et environnementales voisines. Comme nous l'avons déjà expliqué, la méta-analyse est la méthode qui donne les transferts les plus fiables. En outre, nos recherches sur différents supports nous ont permis de collecter un nombre d'études suffisant pour obtenir des résultats significatifs. Nous présentons cet aspect de recherche ci-après.

1. Etapes préliminaires

Pour réaliser l'application que nous avons présentée au chapitre précédent, nous avons cherché à la fois des études originales et des méta-analyses. En raison de trop fortes spécificités locales et de variables difficiles à implémenter sur Thau dans les fonctions de transfert estimées sur les sites originaux, nous avons dû renoncer à l'usage de ces fonctions pour un transfert simple. En revanche, celles-ci vont trouver toute leur place dans l'étude que nous nous proposons de mener à bien au cours des sections suivantes.

1.1 La recherche des études

Notre documentation en évaluations portant sur la qualité de l'eau dans les lagunes, et zones humides côtières en général, se fonde sur diverses sources : les bases de données librement consultables sur Internet et les références contenues dans la littérature.

✓ **Les bases de données librement consultables sur Internet** : depuis 2002, trois grandes bases de données référencent des études relatives à l'évaluation de la qualité de l'eau. D'accès libre pour les chercheurs français, elles sont un moyen pratique de sélectionner les études qui nous intéressent directement dans le cadre d'un transfert d'évaluations.

- La plus connue est sans aucun doute EVRI¹³ (Environmental Valuation Reference Inventory), un site Internet canadien parrainé par les ministères de l'environnement de nombreux pays (Canada, Etats-Unis, France, *etc.*). Plus de 2000 études ont été progressivement intégrées à cette base de données internationale. La recherche s'effectue uniquement par mots-clefs (en anglais) et peut être sauvegardée. Pour l'entrée "lagunes", 8 études sont recensées par une fiche détaillée (contexte, méthode, résultats) et une trentaine pour les "*coastal wetlands*" (zones humides côtières). Il reste à alors à sélectionner plus précisément les études et à rechercher les articles originaux. Pour des raisons commerciales, le site ne peut indiquer de liens directs vers la majorité des études publiées, ce qu'il compense par une bibliographie abondante sur le transfert d'évaluations.
 - ENVALUE¹⁴ est une autre base de données gérée par le New South Wales Department of Environment and Conservation (Australie). Moins riche en études que EVRI, cette base recense en très grande majorité des études états-uniennes, britanniques et australiennes. D'une interface facile d'utilisation, elle distingue plusieurs types de biens et services environnementaux. Pour l'eau, quatre items sont proposés : salinité, eau potable, eau à usage récréatif et autres usages. Chaque étude fait l'objet d'une petite fiche localisant le site, indiquant ce que l'on cherche à mesurer, la méthode utilisée et le résultat. Dans un nombre limité de cas, l'étude est présentée en détail et les problèmes rencontrés (taux de réponse, difficultés d'estimation, *etc.*) sont notifiés de sorte que l'utilisateur de la base de données puisse apprécier la validité de l'étude. Bien que très restreinte concernant les espaces lagunaires, cette base de données présente un intérêt certain pour préparer l'estimation d'une fonction méta-analytique.
 - L'Office International de l'Eau¹⁵ propose une Base Dommages pour l'instant spécifiquement française (complétée par l'Agence Française de l'Eau) et consacrée exclusivement à l'évaluation économique de l'eau. Complémentaire à celle d'EVRI qui fait la part belle aux études états-uniennes, cette base est encore trop peu développée. Son interface est en revanche intéressante car elle procède par filtres innovants (bassins d'études, type d'eaux, *etc.*), ce qui nous a permis d'identifier une dizaine d'études qui s'intègrent à notre champ de recherche. Son défaut majeur est de référencer trop succinctement des études qui ne sont disponibles qu'en version papier dans le laboratoire qui les a financées.
- ✓ **Les références contenues dans le littérature** : cette ressource est capitale car les sites Internet que nous venons de présenter ne sont pas mis régulièrement à jour et ignorent de nombreuses études.
- Dans le cadre de notre étude sur le transfert d'évaluations, nous avons repéré dans la littérature une dizaine d'études spécifiquement consacrées à l'évaluation de la qualité de l'eau dans les lagunes et zones humides. En consultant la bibliographie de chacun de ces articles, nous avons été amenés à localiser d'autres travaux dont certains se sont avérés prometteurs.
 - Un autre apport provient des deux méta-analyses que nous avons sollicitées pour notre application. Outre les références des études, Woodward propose sur son site Internet¹⁶ une grille méthodologique et bon nombre de renseignements sur les études qui ont servi à l'estimation de sa fonction de méta-analyse. Ces indications sont naturellement réutilisables pour nous aider à créer notre propre grille de méta-analyse et pour documenter cette dernière avec des études en rapport avec les zones humides côtières.

¹³ <http://www.evri.ca>

¹⁴ <http://www.epa.nsw.gov.au/envalue/>

¹⁵ http://scripts.oieau.fr/base_dommages/

¹⁶ <http://agecon2.tamu.edu/people/faculty/woodward-richard/paps/>

Les opportunités de trouver des études sont donc satisfaisantes. Bien que bon nombre d'entre elles se retrouvent dans plusieurs bases de données, le croisement des informations permettra à notre méta-analyse de rééquilibrer, pour la première fois, la balance entre études américaines et non-américaines pour plus de représentativité. Dans cette lignée, notre étude se focalisera à la fois sur les pays à moyen et haut-revenu. Elle doit en effet se conformer aux caractéristiques des lagunes du projet DITTY qui sont européennes. De plus, dans les pays en développement, les problèmes liés à la qualité de l'eau sont sensiblement différents (démoustication, épidémies, *etc.*) et les référentiels monétaires (parités de pouvoir d'achat) ne sont plus en rapport avec les pays occidentaux, d'où des risques de forts biais.

Au final, nous disposons de 31 études, soit 66 observations directement exploitables et provenant de plusieurs pays à moyens et hauts-revenus. Grâce à l'exploitation directe d'études originales ou en complétant de manière fiable les informations parcellaires renseignées dans les bases de données à notre disposition, nous comptons obtenir une estimation robuste d'une fonction de transfert méta-analytique. La section suivante présente justement les variables que nous allons inclure dans notre analyse et qui la différencieront des approches actuelles.

1.2 Les variables de la méta-analyse

Le choix des variables pertinentes qui constitueront le corps de notre méta-analyse est une condition nécessaire pour l'efficacité de notre future modèle de transfert.

La grille que nous proposons au cours des deux pages suivantes peut paraître très détaillée. Elle est en effet le fruit d'un travail de recherche d'études en rapport avec l'évaluation des lagunes et des zones humides et d'un recoupement avec des fonctions de méta-analyse déjà estimées dans des domaines très variés. Les variables intégrées au modèle doivent être aussi exhaustives que possible de façon à pouvoir déterminer celles qui comptent dans la valorisation de la qualité de l'eau des lagunes. De même, plus la grille proposée sera complète et plus il sera possible de choisir entre différentes fonctions de méta-analyse pour déterminer celle qui expliquera au mieux le consentement à payer.

Nous nous proposons donc de mettre en œuvre une méta-analyse qui prenne en compte le plus grand nombre de variables possibles. Contrairement aux variables de Brouwer *et al.* (1999a) et Woodward et Wui (2001) qui privilégient respectivement la méthodologie des enquêtes et les activités *in situ*, nous voulons parvenir *in fine* à une approche plus exhaustive. Notre méta-analyse inclura donc les deux aspects précédemment cités ainsi que des variables socio-économiques et des indicateurs des menaces auxquelles font face les lagunes.

Nous avons également pu constater au cours de notre application (cf. chapitre II) que l'unité de mesure de la variable dépendante devait être soigneusement choisie. Brouwer *et al.* (1999a) ont choisi de convertir les données à leur disposition en US\$ par ménage alors que Woodward et Wui (2001) ont préféré les ramener en US\$ par acre. Comme nous l'avons souligné dans la première partie de ce rapport, notre préférence est orientée vers une estimation par unité de surface. Cependant, dans le cas d'une étude globale des lagunes sur un Etat américain, par exemple, il n'est pas possible d'obtenir la surface totale considérée. *A contrario*, certaines mesures ne sont exprimées qu'en unités de surface et ne font pas mention de la population concernée. En recherchant des données afférentes à certains sites mais non-disponibles dans les études, nous sommes parvenus à exprimer notre variable dépendante en US\$ par acre.

Encadré III.3.1 – Grille méta-analytique proposée

Type	Sous-type	Variable	Description variable	
Source		<i>Source</i>	<i>Pour information</i>	
		Publication	1 = Littérature blanche 0 = Littérature grise	
Site		USA	1 = USA 0 = Autre	
		Pays riche	1 = Pays à moyen-haut revenu 0 = Autre pays	
		Superficie considérée	En acres 1 acre = 0,405 ha 1ha = 2,471 acres	
		Environnement	1 = Rural 0 = Urbain	
		Côtier	1 = Site côtier 0 = Site non-côtier	
		Salinité	1 = Eau salée 0 = Eau douce	
		Substituts à proximité	1 = Oui 0 = Non	
	Enquête	Année	Année	En années (0 = 1960)
But		Amélioration du milieu	1 = Amélioration 0 = Préservation, statut-quo	
Etude		Primaire / Secondaire	1 = Primaire 0 = Secondaire	
Unités			<i>Unité initiale</i>	<i>Nom et année de la monnaie nationale</i>
			<i>Coefficient d'ajustement</i>	<i>Conversion en US\$ 07/2005</i>
Paiement			> <i>Paiement total</i>	<i>En monnaie nationale</i>
			> <i>Paiement / personne</i>	<i>En monnaie nationale</i>
			> <i>Paiement / ménage</i>	<i>En monnaie nationale</i>
			> <i>Paiement / acre</i>	<i>En monnaie nationale</i>
			Paiement retenu	En US\$ 07/2005
Surplus			Surplus du producteur	1 = Oui 0 = Non
			Surplus du consommateur	1 = Oui 0 = Non
Méthode d'estimation			Méthode d'estimation	1 = Préf. déclarées 0 = Préf. révélées
			> Evaluation contingente	1 = Oui 0 = Non
			> Choice Experiments	1 = Oui 0 = Non
			> Coûts de déplacement	1 = Oui 0 = Non
			> Coûts de remplacement	1 = Oui 0 = Non
			> Net Factor Income	1 = Oui 0 = Non
			> Prix hédoniques	1 = Oui 0 = Non
			> Valeur marchande	1 = Oui 0 = Non
Méthode d'enquête			Méthode d'enquête	1 = Direct (🗣️ 📞) 0 = Indirect (✉️ 💻)
			> Entrevue	1 = Oui 0 = Non
			> Téléphone	1 = Oui 0 = Non
			> Internet	1 = Oui 0 = Non
			> Courrier	1 = Oui 0 = Non
			> Relevés Expertises	1 = Oui 0 = Non
Méthode de révélation			Ouvert	1 = Oui 0 = Non
			Dichotomique	1 = Oui 0 = Non
			Itératif	1 = Oui 0 = Non
Véhicule de paiement			Taxe sur le revenu	1 = Oui 0 = Non
			Hausse des prix	1 = Oui 0 = Non
			Taxe à l'entrée	1 = Oui 0 = Non
Impressions sur l'étude			Fiabilité générale	1 = Oui 0 = Non
			> Fiabilité des données	1 = Oui 0 = Non
			> Fiabilité de la méthode	1 = Oui 0 = Non
			> Fiabilité de l'interprétation	1 = Oui 0 = Non

Encadré III.3.1 – Grille méta-analytique proposée (suite)

Type	Sous-type	Variable	Description variable
Variables socio-économiques		Population affectée	Nombre
		Sexe	Proportion d'hommes
		Age moyen	En années
		Années d'études	Nombre
		Taille du ménage	Nombre
		Nombre d'enfants / ménage	Nombre
		Revenu moyen / ménage	Nombre
Fonctions de la lagune	Ecologiques	Eau purification	1 = Oui 0 = Non
		Eau régulation crues, tempêtes	1 = Oui 0 = Non
		Eau réserve	1 = Oui 0 = Non
		Eau stockage inondations	1 = Oui 0 = Non
		Eau écosystème	1 = Oui 0 = Non
		> Réserve naturelle	1 = Oui 0 = Non
	Economiques	Activités dépendant de la lagune	1 = Oui 0 = Non
		> Conchyliculture	1 = Oui 0 = Non
		> Crustaciculture	1 = Oui 0 = Non
		> Pêche commerciale	1 = Oui 0 = Non
		> Pisciculture	1 = Oui 0 = Non
		Activités influant sur la lagune	1 = Oui 0 = Non
		> Agriculture	1 = Oui 0 = Non
		> Industrie	1 = Oui 0 = Non
		> Thermes	1 = Oui 0 = Non
	Récréatives et culturelles	Loisirs / Culture	1 = Oui 0 = Non
		> Baignade	1 = Oui 0 = Non
		> Chasse	1 = Oui 0 = Non
		> Culture	1 = Oui 0 = Non
		> Esthétisme	1 = Oui 0 = Non
> Nautisme		1 = Oui 0 = Non	
> Observation des espèces		1 = Oui 0 = Non	
> Pêche récréative		1 = Oui 0 = Non	
> Promenade		1 = Oui 0 = Non	
Menaces	Généralités	Menaces	1 = Oui 0 = Non
	Anthropiques	> Conflits d'usages	1 = Oui 0 = Non
		> Eutrophisation	1 = Oui 0 = Non
		> Pollution de l'eau Rejets	1 = Oui 0 = Non
		> Salinité	1 = Oui 0 = Non
		> Urbanisation	1 = Oui 0 = Non
	Naturelles	> Comblement	1 = Oui 0 = Non
		> Erosion	1 = Oui 0 = Non
		> Renouvellement de l'eau	1 = Oui 0 = Non

La grille que nous proposons est donc très large. Nous l'avons organisée en plusieurs champs, eux-mêmes subdivisés pour plus de clarté :

- ✓ En premier lieu, et pour situer l'étude, viennent naturellement le **titre** et la **nature de l'étude**.
- ✓ Ensuite, nous nous intéressons aux **caractéristiques intrinsèques du site**. En incluant dans la méta-analyse un grand nombre d'études non-américaines, nous espérons que la variable relative à la nationalité aura sa raison d'être. La superficie est quant à elle capitale pour pouvoir homogénéiser l'unité des valeurs relevées. Concernant les variables relatives à l'environnement, nous avons pu constater dans certaines études que la distinction est nette entre sites urbains et ruraux, d'où la présence d'une variable spécifique.
- ✓ Les **variables relatives à l'enquête** sont une des particularités de la méta-analyse et nous proposons une large revue qui inclut notamment l'année d'évaluation, les montants moyens proposés, la nature de l'enquête et ses caractéristiques. La méthode d'estimation est un champ à renseigner obligatoirement car des valeurs estimées par évaluation contingente ou coûts de déplacement, par exemple, ne sont pas directement comparables. Enfin, si cela est possible, nous porterons une appréciation sur la qualité de l'enquête.
- ✓ Les **variables socio-économiques** sont très diverses mais aussi très difficiles à obtenir pour l'ensemble des sites : absence d'informations précises dans les études originales, difficulté de trouver par ailleurs des renseignements précis sur le contexte d'études réalisées de nombreuses années auparavant, *etc.* Cela étant, nous nous efforcerons d'en inclure quelques unes dans le modèle final.
- ✓ Les **fonctions de la lagune** sont subdivisées comme dans le reste de notre étude en fonctions écologiques, économiques ainsi que récréatives et culturelles. Chacune est détaillée pour correspondre avec précision aux caractéristiques de la lagune considérées dans l'étude originale.
- ✓ Enfin, nous distinguons les **menaces** qui planent sur la lagune selon leur nature : naturelle ou anthropique. C'est la classification développée au premier chapitre de la présente partie qui nous sert de référence.

Une fois les champs de cette grille méta-analytique renseignés pour les observations à notre disposition, nous avons procédé à une série d'estimations afin de repérer les variables déterminantes dans l'évaluation du prix de la qualité de l'eau des lagunes méditerranéennes. Cette analyse et les résultats sont présentés dans la section suivante.

[2. Estimation de la fonction de méta-analyse](#)

Une fois la base de données nécessaire à l'estimation d'une fonction de méta-analyse constituée, nous pouvons passer à l'élaboration, puis à l'estimation et, enfin, aux tests du modèle économétrique. Pour que la fonction de transfert soit la plus précise possible, il convient de sélectionner le modèle le plus complet mais aussi le plus robuste statistiquement. Les trois paragraphes qui suivent synthétisent les étapes mises en œuvre.

[2.1 Procédures de détermination du modèle](#)

La procédure consiste à estimer plusieurs modèles successifs à partir de notre base de données. Compte-tenu de notre grand nombre de variables réparties en cinq grandes catégories (site, enquête, variables socio-économiques, fonctions de la lagune, menaces), nous avons dû subdiviser ces dernières et créer à chaque fois une variable représentative, si possible binaire, pour chacun des sous-types. Les différentes méthodes d'enquête ont donc été regroupées en 2 catégories selon que la valeur a été obtenue après un contact direct (entrevue ou appel téléphonique) ou indirect (autres cas) avec les personnes concernées.

Dès lors, nous avons pu estimer un modèle global qui comportait une vingtaine de paramètres. La procédure de régression pas à pas descendante (*backward stepwise regression*) nous a permis de sélectionner les variables les plus représentatives des spécificités du site et des différentes fonctions de l'eau.

2.2 Le modèle méta-analytique retenu

Le modèle finalement retenu compte 16 variables plus une constante. La variable dépendante (la valeur de la qualité de l'eau en US\$ par acre) ainsi que la variable indicatrice de la superficie sont exprimées en logarithme en raison de leur variance trop importante. Tous les autres indicateurs, à l'exception de la variable "Référence", sont binaires ce qui permet de calculer sans grande difficulté l'équation sur le site d'application.

Les coefficients de détermination de notre modèle, plus communément appelés R^2 sont les suivants :

- ✓ $R^2 = 0,67$
- ✓ R^2 ajusté = 0,56

Leur valeur relativement élevée est un signe du bon ajustement de notre modèle. Pour confirmer cette intuition et valider définitivement le modèle, nous procéderons au cours de la section suivante à divers tests standards.

	Coefficients	Probabilité	Interprétations économiques possibles
Constante	5.18	0.00	177 \$ / acre = 350 € / ha
Ln(Superficie)	-0.60	0.00	Utilité marginale ↘
Publication	-1.24	0.20	Précision des études publiées
USA	3.34	0.00	Concorde avec les autres études
Rural	3.12	0.00	Préservation de l'environnement
Substituts près de la lagune	1.11	0.15	Inclusion de ces substituts dans le prix
Référence (1969=0)	0.20	0.02	Préoccupation pour l'environnement ↗
Etude primaire	-1.26	0.40	Précision
Surplus du producteur	-2.46	0.01	Biais stratégique
Surplus du consommateur	0.60	0.60	Valorisation des consommateurs ↗
Fiabilité du modèle	0.57	0.46	Précision
Eau = Régulation	3.17	0.01	Intuitif
Eau = Réserve	2.61	0.00	Intuitif
Eau = Contrôle des inondations	-7.51	0.10	Dégradation de l'écosystème
Eau = Ecosystème	1.91	0.11	Intuitif
Loisirs / Culture	-1.40	0.11	Un aspect peu important de la valeur
Menaces sur la lagune	-1.36	0.17	Dégradation de l'écosystème

Tableau III.2.1 – Le modèle méta-analytique retenu

Sans préjuger de la validité de notre modèle, étudiée dans la section suivante, notre interprétation des coefficients de la méta-analyse s'appuiera sur les points suivants :

- ✓ Les résultats de la modélisation tendent à **confirmer la théorie microéconomique fondamentale et ses prolongements expérimentaux**, en particulier l'utilité marginale décroissante lorsque la superficie de la lagune croît. Nous pouvons également distinguer à travers le coefficient associé à la variable "Substituts" le fameux biais d'inclusion car la personne interrogée sur sa valorisation de la qualité de l'eau d'une lagune donnée a tendance à inclure inconsciemment dans sa réponse les lagunes limitrophes. Ce phénomène s'explique par l'absence d'habitude d'une telle évaluation et le sentiment d'agir pour une bonne cause. Un autre biais est également perceptible : le biais stratégique. Utilisateurs privilégiés des lagunes mais aussi pollueurs, les pêcheurs et les conchyliculteurs peuvent redouter que l'enquête qui leur est soumise n'aboutisse à un système de taxation. La conséquence, bien perceptible au niveau de l'enquête de Rudloff (1992), est qu'ils révèlent un consentement à payer nettement inférieur à leurs préférences réelles, d'où le signe (et la significativité !) du coefficient associé au surplus du producteur.

✓ Second point intéressant, **il existe une réelle similitude entre les résultats de notre modèle et ceux de Brouwer *et al.* (1999a) et Woodward et Wui (2001)**. Cette convergence se retrouve pour l'utilité marginale décroissante ainsi que pour la surévaluation des résultats des études américaines et la préoccupation croissante pour l'environnement, matérialisée par la variable "Référence".

✓ **Les coefficients obtenus présentent l'avantage d'être plutôt intuitifs**. Nous l'avons constaté au cours des deux points précédents et nous le retrouvons pour trois des principales fonctions de l'eau des lagunes dont le coefficient associé est positif. Il en va de même pour les lagunes situées en milieu rural pour lesquelles la valeur de préservation est supérieure à celle des milieux urbains.

✓ **Notre modélisation présente cependant quelques surprises**. La première vient de la fonction de l'eau en tant que prévention et contrôle contre les inondations. Contrairement aux autres études, le résultat est clairement négatif. Ce résultat surprenant est sans doute à mettre en parallèle avec celui des menaces. Le coefficient négatif signifierait alors que les inondations et les autres menaces dégradent la qualité de l'eau et donc sa valeur intrinsèque. La seconde interrogation se pose au sujet de la variable indiquant la présence d'activité touristiques et culturelles sur le site. Son coefficient, bien que peu significatif, est curieusement négatif.

Afin d'être utilisable pour évaluer la qualité de l'eau dans les lagunes méditerranéennes, notre régression doit être légèrement adaptée. Le point critique porte sur les unités qui ne sont pas adaptées au contexte européen, ce qui nécessite de procéder comme suit :

✓ **Calculer la valeur de l'eau** directement à partir des coefficients du modèle et des valeurs correspondant aux caractéristiques du site étudié.

✓ Comme celle-ci est exprimée en logarithme népérien, il faut calculer son **exponentielle**.

✓ Pour la **conversion des acres en hectares**, le résultat précédent doit être multiplié par 0,405.

✓ Quant au **passage du Dollar à l'Euro** pour le mois de juillet 2005, nous avons retenu le taux de change suivant : 1 Euro = 0,82 US\$.

✓ Il est enfin possible d'**actualiser** cette valeur dans le passé et le futur à partir des indices des prix à la consommation¹⁷.

Naturellement, les résultats ainsi obtenus ne présagent en rien de la validité de notre modèle. Celle-ci va donc être examinée à la section suivante.

3. Tests de validation du modèle et perspectives de recherche

Dans cette section, nous allons successivement présenter les différents tests statistiques auxquels nous avons soumis le modèle retenu. Ces tests étant validés, nous envisagerons divers prolongements à notre analyse.

3.1 Tests de validation du modèle

Pour être définitivement retenu, notre modèle doit être passé au crible de plusieurs tests économétriques. Dans un souci de clarté, nous allons présenter simplement à la page suivante les différents points que la théorie économétrique standard évalue et les résultats obtenus pour notre modèle.

¹⁷ Pour la France et les pays de la zone Euro, ils sont disponibles à cette adresse : <http://www.indices.insee.fr>

✓ **Nullité des paramètres de la régression (β_i)** : le test de Student à 5 % (la probabilité de rejet est indiquée dans la colonne homonyme du tableau précédent) nous indique que 8 variables sur 17 (en rouge) sont affectées d'un coefficient significativement différent de zéro. Nous constatons également que 3 variables (en orange) peuvent être considérées comme significatives si nous relevons notre intervalle de confiance au voisinage de 10 %. Les autres variables sont non-significatives, soit à cause d'une légère colinéarité (par ex. la variable du surplus du consommateur est négativement corrélée avec celle du surplus du producteur), soit en raison de leur faible influence dans la détermination de la valeur (par ex. les menaces sur la lagune). Pour autant, ces variables ne sont pas inutiles. En effet, un modèle expurgé de ces dernières serait plus faiblement explicatif et passerait plus difficilement le test suivant.

✓ **Nullité du coefficient de détermination (R^2)** : il s'agit de vérifier, grâce à un test de Fisher, le bon ajustement du modèle. Comme la valeur plutôt élevée du R^2 nous le laissait présager, le modèle ajuste bien la variable expliquée, à savoir la valeur de l'eau par unité de surface.

✓ **Test des termes d'erreur** : après avoir réalisé des tests sur les paramètres, nous allons considérer les propriétés des résidus de la régression. La **normalité des résidus** est testée par la procédure mise au point par Jarque et Bera (1980). Celle-ci indique très clairement que les termes d'erreurs suivent une loi Normale centrée réduite, ce qui est le résultat recherché. Nous n'étudierons pas l'**autocorrélation des résidus** qui est spécifique aux modèles de séries temporelles mais nous allons vérifier l'**hétéroscédasticité des résidus** (variance des erreurs non constante) qui est typique des modèles en coupe, c'est-à-dire estimés pour un instant particulier. Une observation graphique confortée par le test de Breusch-Pagan (1979) a révélé cette anomalie qui est venue fausser les probabilités de significativité des paramètres de la régression. Pour contrecarrer les effets de l'hétéroscédasticité, nous avons fait appel à la matrice de White (1980). Les probabilités inscrites dans le tableau III.2.1 sont donc corrigées de l'hétéroscédasticité.

Le dernier "test" auquel nous allons soumettre notre modèle relève de la validation de la méthode du transfert d'évaluation. Comme nous l'avons fait au chapitre II.3 pour les fonctions de méta-analyse de Brouwer *et al.* (1999a) et Woodward et Wui (2001), nous allons comparer les résultats prédits par le modèle avec les résultats déterminés *in situ* par Rudloff (1997).

✓ En rapportant **les résultats de M.-A. Rudloff** à une unité monétaire par unité de surface, nous trouvons une valorisation égale à 1340 \$ / acre, soit 4140 € / ha pour l'Étang de Thau.

✓ L'estimation par **notre modèle** est de 840 \$ / acre, soit 2600 € / ha. La différence est donc de l'ordre de 59 %.

L'erreur de transfert obtenue en utilisant notre fonction est donc comparable avec celles calculées à la section 3 du deuxième chapitre de ce rapport. Notre méta-analyse spécifiquement centrée sur l'évaluation économique de la qualité de l'eau des lagunes n'a donc pas amélioré la précision du transfert par rapport à des études plus générales. Pour autant, sa précision est appréciable rapportée aux taux d'erreurs constatés par ailleurs.

Au cours du paragraphe suivant, nous allons exposer certaines pistes en vue d'améliorer notre méta-analyse. Ces perfectionnements sont appelés à être insérés au sein du projet DITTY mais aussi dans le cadre d'évaluations ultérieures de lagunes françaises et européennes.

3.2 Perspectives de recherche

La fonction de méta-analyse que nous venons de détailler constitue donc un outil d'évaluation économique de la qualité de l'eau dans les lagunes méditerranéennes. Bien que robuste statistiquement, cet instrument est cependant perfectible. Nous insisterons sur les trois points suivants :

- ✓ **La base de données ayant servi à l'estimation doit être étoffée.** L'idéal serait de renforcer son exhaustivité en renseignant davantage d'estimations en provenance de lagunes européennes en général et méditerranéennes en particulier. Par rapport aux pays engagés dans le projet DITTY, le fichier actuel ne rassemble que des données françaises (sur les Etang de Thau et de Canet) et italiennes (sur la lagune de Venise). Il faut donc intégrer dans la base des évaluations provenant des quatre autres sites. L'étape suivante sera naturellement de tester la validité de notre modèle par rapport à ces sites et l'on peut espérer que les estimations par la fonction méta-analytique ajustée devraient être plus précises.
- ✓ De même, **le modèle retenu dans ce rapport peut être revu afin de mieux cerner l'évaluation de certains aspects de la lagune.** Ce rapport considère l'évaluation de l'eau d'un point de vue général mais les renseignements contenus dans la base de données sur le contexte socio-économique, les activités et les menaces liées de la lagune doivent permettre d'obtenir des évaluations ciblées. De telles combinaisons sont d'ores et déjà possibles mais il conviendra de vérifier leur validité statistique.
- ✓ Nous percevons dès lors que les prolongements de notre étude dépassent le cadre du projet DITTY et ont une vocation plus élargie. **Le travail effectué peut par conséquent être diffusé et étendu à l'ensemble des lagunes situées dans les pays industrialisés et menacées par diverses sources de pollution.**

Conclusion générale

L'étude que nous venons de mener a été axée sur deux points complémentaires : un aspect théorique, la théorie du transfert d'évaluations, et un aspect pratique, son application à la valorisation de la qualité de l'eau dans l'étang de Thau et, par extension, son applicabilité aux autres lagunes méditerranéennes. A chaque étape du raisonnement, nous avons veillé à mettre en lumière les différents processus qui entrent en compte dans le cadre d'un transfert d'évaluation, de la conception de l'enquête originale sur le site d'étude aux procédures de tests visant à valider le transfert.

Le transfert d'évaluations est une méthode maintenant expérimentée depuis près de 15 ans mais dont les résultats manquent toujours de fiabilité. La mise en œuvre de transferts par fonction puis par méta-analyse ont apporté des améliorations sensibles mais les taux d'erreurs restent très souvent de l'ordre de 50 %, si les évaluations économiques originales sont fiables. Nos résultats indiquent des taux d'erreurs voisins de ce nombre, ce qui n'est pas surprenant tant les lagunes méditerranéennes sont un milieu complexe et fragile dans lequel l'intervention humaine est source de profondes et multiples mutations : les rejets incontrôlés liés à l'urbanisation croissante du secteur, à la viticulture et à l'industrie, ainsi qu'aux élevages conchylicoles et mytilicoles, sont sources de pollutions graves dont le summum est atteint lors des crises d'eutrophisation avec pour conséquence une mise en péril des exploitations liées aux lagunes. Or, pour évaluer ces actifs, les agents n'ont ni références marchandes, ni repères objectifs, de sorte que leurs évaluations individuelles varient souvent de 1 à 10, sinon plus. Aussi, nous pourrions légitimement estimer qu'une variation de l'ordre de 50 % peut constituer un résultat à prendre en considération.

Pour fiabiliser la valeur attribuée à la qualité de l'eau des lagunes, une première solution est naturellement d'améliorer la mesure du consentement à payer des résidents (dont font partie les viticulteurs et les exploitants de fermes aquatiques) mais aussi des touristes pour une amélioration des conditions de leur séjour au bord de la lagune. La seconde approche qui nous a particulièrement intéressé au cours de cette étude est de déterminer les variables qui comptent dans le processus de révélation de la valeur. Le consentement à payer dépend naturellement de la méthodologie mise en œuvre, ce que capte une approche méta-analytique (cf. l'application avec les fonctions de Brouwer *et al.*, 1999a). Dans le cas des lagunes, notre modélisation met en évidence l'influence des caractéristiques spatio-temporelles et surtout le rôle central des fonctions de l'eau dans l'évaluation. En comparaison, les activités pratiquées sur la lagune et les menaces sont apparemment des critères moins essentiels.

Les résultats que les fonctions de méta-analyse nous ont procuré, leur correspondance toute relative avec une enquête réalisée sur l'Etang de Thau et leur adéquation prononcée avec les montants engagés sur le terrain pour la résorption du problème de l'eutrophisation ne sont pas une fin en eux-mêmes. Une base de données détaillée sur les lagunes a été constituée. Celle-ci doit être étoffée afin de renseigner davantage de lagunes européennes. Ainsi, les estimations par une fonction méta-analytique pourraient être affinées. De même, il est possible d'améliorer le modèle afin de mieux cerner l'évaluation de certains aspects de la lagune. Ce rapport considère l'évaluation de l'eau d'un point de vue général mais les renseignements contenus dans la base de données doivent permettre d'obtenir des évaluations ciblées. Les prolongements de notre étude dépassent donc le cadre du projet DITTY et ont une vocation plus élargie car le travail effectué peut être étendu à l'ensemble des lagunes situées dans les pays industrialisés et menacées par diverses sources de pollution.

Glossaire

Ce glossaire porte sur des notions désormais stabilisées en économie. Il est à l'usage des lecteurs non-économistes qui travaillent dans le cadre du projet DITTY.

- ✓ **Consentement à payer (Willingness to pay)** : Le consentement à payer pour bénéficier des aménités liées à la qualité de l'eau correspond à la somme des avantages économiques induits par une meilleure qualité. On le mesure en additionnant les dépenses réelles engagées dans une amélioration de la qualité de l'eau et la valeur économique nette, soit le montant que les gens seraient prêts à payer en plus de ce qu'ils ont dépensé pour continuer à bénéficier de ces aménités.
- ✓ **Consentement à recevoir (Willingness to receive)** : Approche inverse de la précédente. Il s'agit dans ce cas de dédommager les personnes affectées par la détérioration prévisible de la qualité de l'eau.
- ✓ **Coûts de déplacement (Travel Costs)** : Dans le cadre environnemental, cette méthode consiste à mesurer la dépense que des individus effectuent pour se rendre dans une zone protégée. Des études mesurent par exemple à l'aide de statistiques de fréquentation le coût de la visite (trajet, hébergement, etc.) à un parc naturel pour obtenir une mesure de la valeur que les individus accordent à l'environnement.
- ✓ **Evaluation contingente (Contingent Valuation)** : Méthode d'évaluation qui repose sur un questionnaire visant à estimer la disposition à payer (ou à recevoir) des individus pour la fourniture d'un bien non marchand. Dans notre cas, des individus ont été interrogés sur le montant qu'ils seraient prêts à payer pour bénéficier d'une protection accrue contre le risque de dégradation de la qualité de l'eau.
- ✓ **Méta-analyse (Meta-Analysis)** : Méthode d'analyse systématique qui utilise des techniques statistiques afin de combiner des résultats en provenance d'études différentes. Dans notre cas, l'objectif est de déterminer, par l'estimation d'une fonction, l'effet global de chacune des caractéristiques des lagunes et des études menées sur le consentement à payer des individus. Cette approche est supposée délivrer des résultats plus robustes que toutes les autres méthodes de transfert, du fait du nombre et de la diversité des études ayant servi à l'estimation de la fonction de transfert.
- ✓ **Prix hédoniques (Hedonic Prices)** : Cette approche repose sur la comparaison des prix de biens différenciés par la qualité du milieu ambiant. La différence entre les prix de biens immobiliers similaires entre un milieu préservé et un milieu pollué permettra ainsi d'estimer, sous réserve d'un nombre suffisant de comparaisons possibles, ce que les individus sont prêts à payer pour vivre dans un environnement de meilleure qualité.
- ✓ **Site d'application (Policy Site)** : Site dans lequel sont transférés les résultats issus du site d'étude. Pour que la procédure soit fiable, les caractéristiques environnementales et socio-économiques de ce lieu doivent être les plus proches possibles du site d'étude.
- ✓ **Site d'étude (Study Site)** : Site dans lequel a été réalisée une enquête originelle servant de support au transfert.
- ✓ **Transfert d'évaluations (Valuations or Benefits Transfer)** : La mise en application des différentes méthodes de valorisation des actifs environnementaux est généralement longue et coûteuse. Les économistes ont donc eu l'idée d'utiliser les résultats d'études réalisées sur certains sites pour mener des évaluations concernant d'autres sites, dans d'autres lieux ou à d'autres moments. Pour ce faire, soit la valeur obtenue sur le site d'étude est directement appliquée (**transfert de valeurs**), soit il est fait appel à une fonction d'évaluation estimée directement sur le site d'étude mais paramétrée en fonction des caractéristiques du site d'application (**transfert par fonction, méta-analyse**).

Bibliographie

- Bateman, I., Brainard, J. et Lovett, A. (1995): Modelling Woodland Recreation Demand Using Geographical Information Systems: A Benefit Transfer Study. Working paper for the Centre for Social and Environmental Research on the Global Environment, UEA. CSERGE Working Paper GEC 95-06.
- Bergland, O., K. Magnussen, et al. (1995): Benefit Transfer: Testing for Accuracy and Reliability, Discussion Paper #D-03/1995. The Agricultural University of Norway.
- Bergland, O., K. Magnussen, et al. (1998): Benefit Transfer: Testing for Accuracy and Reliability, Department of Economics and Social Sciences, The Agricultural University of Norway.
- Bergland, O., K. Magnussen, et al. (2002): Benefit transfer: testing for accuracy and reliability. in "Comparative Environmental Economic Assessment". R. J. G. M. Florax, P. Nijkamp and K. G. Willis. Cheltenham, UK, Northampton, MA, USA, Edward Elgar.
- Boisson, J.-M. et M.-A. Rudloff (1999): Second-thoughts on Long Term and Supra-long term Valuation of Natural Assets in a CVM: Application to the Filling of a Coastal Lagoon, Working Paper, Université de Montpellier I.
- Boyle, K. J. et J. C. Bergstrom (1992): Benefit Transfer Studies - Myths, Pragmatism, and Idealism. *Water Resources Research* 28(3): 657-663.
- Breusch T. et A. Pagan (1979): A simple test for heteroskedasticity and random coefficient variation. *Econometrica* 47: 1287-1294. Brookshire, D. S. et H. R. Neill (1992): Benefits transfer: conceptual and empirical issues. *Water Resources Research* 28(3): 651-655.
- Brouwer, R., I. H. Langford, et al. (1999a): A meta-analysis of wetland contingent valuation studies. *Regional Environmental Change* 1(1): 47-57.
- Brouwer, R. et F. A. Spaninks (1999b): The Validity of Environmental Benefits Transfer: Further Empirical Testing. *Environmental and Resource Economics* 14: 95-117.
- Brouwer, R. (2000): Environmental value transfer: state of the art and future prospects. *Ecological Economics* 32(1): 137-152.
- Brouwer, R. et I. J. Bateman (2005): Benefits transfer of willingness to pay estimates and functions for health-risk reductions: a cross-country study. *Journal of Health Economics* 24: 591-611.
- Carson, R. T., N. E. Flores, et al. (1996): Contingent valuation and revealed preference methodologies: comparing the estimates for quasi-public goods. *Land Economics* 72: 80-99.
- Chow G. (1960): Tests of Equality Between Sets of Coefficients in Two Linear Regressions. *Econometrica* 28: 591-605.
- Desvousges, W. H., M. C. Naughton, et al. (1992): Benefit Transfer: Conceptual Problems in Estimating Water- Quality Benefits Using Existing Studies. *Water Resources Research* 28(3): 675-683.
- Downing, M. et T. Ozuna (1996): Testing the Reliability of the Benefit Function Transfer Approach. *Journal of Environmental Economics and Management* 30: 316-322.
- Durbin J. et G.S. Watson (1971): Testing for Serial Correlation in Least Squares Regression III. *Biometrika* 58: 1-19.
- FAO (2004): Economic valuation of water resources in agriculture. From the sectoral to a functional perspective of natural resource management. *FAO Water Reports* 27.
- Hanley, N., S. Mourato, et al. (2001): Choice Modelling Approaches: a Superior Alternative for Environmental Valuations? *Journal of Economic Surveys* 15(3): 435-462.
- International Monetary Fund (2001): IFS CD-ROM. Washington, DC, The International Monetary Fund.
- Jarque, C. M. et A. K. Bera (1980): Efficient tests for normality, homoskedasticity and serial independence of regression residuals. *Economics Letters* 6: 255-259.
- Kirchhoff, S., B. G. Colby, et al. (1997): Evaluating the Performance of Benefit Transfer: An Empirical Inquiry. *Journal of Environmental Economics and Management* 33: 75-93.
- Koppelman, F. et C. Wilmot (1985): The Effect of Omission of Variables on Choice Model Transferability. *Transport Research* 20B: 205-213.
- Kristofersson, D. et S. Navrud (2005): Validity Tests of benefits Transfer - Are We Performing the Wrong Tests? *Environmental and Resource Economics* 30: 279-286.

- León, C. J., F. J. Vazquez-Polo, et al. (2003): Elicitation of Experts Opinion in Benefits Transfer of Environmental Goods. *Environmental and Resource Economics* 26: 199-210.
- Loomis, J. B. (1992): The Evolution of a More Rigorous Approach to Benefit Transfer - Benefit Function Transfer. *Water Resources Research* 28(3): 701-705.
- Loomis, J. B., B. Roach, et al. (1995): Testing transferability of recreation demand models across regions: A study of corps of engineer reservoirs. *Water Resources Research* 31(3): 721-730.
- Loomis, J. B. et D. White (1996): Economic benefits of rare and endangered species: Summary and meta-analysis. *Ecological Economics* 18(3): 197-206.
- Lovett, A. A., J. S. Brainard, et al. (1997): Improving benefit transfer demand functions: A GIS approach. *Journal of Environmental Management* 51(4): 373-389.
- Muthke, T. et K. Holm-Mueller (2004): National and International Benefit Transfer : Testing with a Rigorous Test Procedure. *Environmental & Resource Economics* 29: 323-336.
- Opaluch, J. J. et M. J. Mazzotta (1992) : Fundamental issues in benefit transfer and natural resource damage assessment. in "Benefits Transfer: Procedures, Problems and Research Needs". Workshop Proceedings, Association of Environmental and Resource Economists, Snowbird, UT, June 1992.
- Parsons, G. R. et M. J. Kealy (1994): Benefits transfer in a random utility model of recreation. *Water Resources Research* 30(8): 2477-2484.
- Pearce D.W. et A. Markandya (1999): L'évaluation monétaire des avantages des politiques de l'environnement, OCDE, Paris.
- Piper, S. et W. E. Martin (2001): Evaluating the accuracy of the benefit transfer method: A rural water supply application in the USA. *Journal of Environmental Management* 63(3): 223-235.
- Poulos, C. (2000): Improving the Reliability of the Benefit Transfer Method: A New Approach and Application to Malaria Prevention. Center for Environmental and Resource Economic Policy. North Carolina State University.
- Rey-Valette H. , Brisard J. et A. d'Artigues (2004): Situation de référence des activités anthropiques et des usages au niveau de la lagune de Thau et de son bassin versant. Rapport Projet de recherche européen DITTY, Development of an Information Technology Tool for the Management of European Southern Lagoons. 114 p.
- Rosenberger, R. S. et J. B. Loomis (2000): Using meta-analysis for benefit transfer: In-sample convergent validity tests of an outdoor recreation database. *Water Resources Research* 36(4): 1097-1107.
- Rozan, A. et A. Stenger (2000): Intérêts et limites de la méthode du transfert de bénéfices. *Economie et statistique* 336: 69-78.
- Rozan, A. (2004): Benefit Transfer: A Comparison of WTP for Air Quality between France and Germany. *Environmental and Resource Economics* 29: 295-306.
- Rudloff, M.-A. (1997): La construction d'un marché contingent: une application à la qualité de l'eau. Thèse de Sciences Economiques. U.F.R. de Sciences Economiques, Université de Montpellier 1.
- Ruijgrok, E. C. M. (2001): Transferring economic values on the basis of an ecological classification of nature. *Ecological Economics* 39: 399-408.
- Shrestha, R. K. et J. B. Loomis (2001): Testing a meta-analysis model for benefit transfer in international outdoor recreation. *Ecological Economics* 39(1): 67-83.
- Shrestha, R. K. et J. B. Loomis (2003): Meta-analytic benefit transfer of outdoor recreation economic values: Testing out-of-sample convergent validity. *Environmental & Resource Economics* 25(1): 79-100.
- Smith, V. K. et J.-C. Huang (1995): Can Markets Value Air Quality? A Meta-Analysis of Hedonic Property Value Models. *Journal of Political Economy* 103(1): 209-227.
- Smith, V. K. et Y. Kaoru (1990a): Signals or Noise? Explaining the Variation in Recreation Benefit Estimates. *American Journal of Agricultural Economics* 72: 419-433.
- Smith, V. K. et L. Osborne (1996): Do contingent valuation estimates pass a 'scope' test? A meta-analysis. *Journal of Environmental Economics and Management* 31: 287-301.
- Sturtevant, L. A., F. R. Johnson, et al. (1995): A Meta-analysis of Recreational Fishing. Durham, NC, Triangle Economic Research.

- Valette F. et H. Rey-Valette (2004): Contribution à la définition d'une politique de gestion intégrée de la zone de Thau: Etude prospective des scénarios. Rapport Projet de recherche européen DITTY, Development of an Information Technology Tool for the Management of European Southern Lagoons. 55 p.
- Walsh, R. G., D. M. Johnson, et al. (1992): Benefit transfer of outdoor recreation demand studies, 1968-1988. *Water Resources Research* 28(3): 707-713.
- White H. (1980): A heteroskedastic-consistent covariance matrix estimator and a direct test for heteroskedasticity. *Econometrica* 48: 817-838.
- Willinger, M. (1996): La méthode d'évaluation contingente : de l'observation à la construction des valeurs de préservation. *Natures, Sciences et Sociétés* 4 (1): 6-22.
- Woodward, R. T. et Y.-S. Wui (2001): The economic value of wetland services: a meta-analysis. *Ecological Economics* 37: 257-270.

Table des illustrations

Première partie - Le transfert d'évaluations : théorie et pratique

Figure I.2.1 – Illustration du principe du transfert.....	10
Encadré I.3.1 – Protocole du transfert d'évaluations.....	12
Figure II.1.1 – Origine de la valeur environnementale.....	13
Tableau II.1.2 – Fonctions remplies par l'écosystème des zones humides et bénéfiques socio-économiques associés	14
Figure II.2.1 – Valeurs économiques à transférer.....	15
Figure III.1.1 – Relation schématique entre coût et taux de visite.....	17
Figure III.1.2 – Modification du taux de visite lorsqu'un prix d'entrée est instauré	18
Figure III.1.3 – Relation entre le prix des habitations et la qualité de l'environnement	18
Tableau III.3.1 – Valeurs environnementales et méthode de révélation couramment utilisées.....	21
Figure IV.1.1 – Les différents types de transferts d'évaluations.....	22
Tableau IV.3.1 – Liste non exhaustive des méta-analyses réalisées dans le champ environnemental	25
Tableau V.3.1 – Erreurs de transfert dans les études originales testant la validité d'un transfert d'évaluations dans le champ environnemental.....	29
Tableau VI.0.1 – Typologie des transferts d'évaluations.....	31

Deuxième partie - Adaptabilité de la méthode du transfert d'évaluations au problème de l'évaluation de la qualité de l'eau dans les lagunes méditerranéennes

Figure 0.1.1 – Image satellite de l'Etang de Thau.....	34
Schéma I.1.1 – Situation des lagunes du projet DITTY	35
Figure I.1.2 – Cartes de localisation de l'Etang de Thau.....	36
Figure I.1.3 – Caractéristiques géographiques de la lagune de Thau	36
Encadré I.1.4 – Présentation des lagunes méditerranéennes du projet DITTY	38
Tableau I.2.1 – Activités principales de l'Etang de Thau et des autres lagunes du projet DITTY	39
Figure I.2.2 – Localisation des exploitations conchylicoles de l'Etang de Thau	40
Encadré I.3.1 – Les mécanismes à l'œuvre dans le processus d'eutrophisation.....	43
Tableau I.3.2 – Les facteurs de pollution de l'eau recensés dans les lagunes du projet DITTY	45
Tableau I.3.3 – Les principaux responsables de la pollution de l'Etang de Thau	46
Tableau I.3.4 – Les principaux types de polluants détectés dans les lagunes du projet DITTY	46
Tableau I.3.4 – Résumé des différentes pollutions détectées dans les lagunes du projet DITTY	46
Tableau I.3.5 – Les polluants et leurs menaces dans les lagunes méditerranéennes	47
Tableau I.3.6 – Résumé des menaces dans les lagunes du projet DITTY	47
Tableau II.1.1 – Les résultats obtenus par M.-A. Rudloff	49
Encadré II.2.1 – Transferts d'évaluations à partir du modèle de Brouwer et al. (1999a).....	52
Encadré II.2.2 – Transfert d'évaluations à partir du modèle de Woodward et Wui (2001).....	54
Tableau II.3.1 – Comparaison des différentes valeurs obtenues.....	55
Encadré III.3.1 – Grille méta-analytique proposée.....	60
Tableau III.2.1 – Le modèle méta-analytique retenu	63

Table des matières

Introduction générale.....	5
Première partie - Le transfert d'évaluations : théorie et pratique.....	8
I. Présentation de la méthode du transfert d'évaluations	8
1. Aux sources du transfert d'évaluations	8
2. La dynamique du transfert d'évaluations	9
3. Protocole du transfert d'évaluations	11
II. Le problème de la valeur environnementale.....	13
1. Les origines de la valeur environnementale.....	13
2. Quelles valeurs transfère-t-on en économie de l'environnement ?	15
III. Les méthodes d'évaluation mises à contribution dans le cadre d'un transfert d'évaluations environnementales	16
1. Les méthodes de préférences révélées	17
1.1 Les "Coûts de Déplacement" (<i>Travel Costs</i>)	17
1.2 Les "Prix Hédoniques" ou "Hédonistes" (<i>Hedonic Prices</i>)	18
2. Les méthodes de préférences déclarées	19
2.1 Les fondements théoriques : les consentements	19
2.2 L'Evaluation Contingente (<i>Contingent Valuation Method</i>)	19
2.3 Les "Choice Experiments"	20
3. Récapitulatif de l'usage des différentes approches.....	21
IV. Types de transferts d'évaluations et mise en œuvre.....	21
1. Transferts de valeur <i>versus</i> transferts par fonction	21
2. Transferts par l'intermédiaire d'une valeur.....	22
3. Transferts par l'intermédiaire d'une fonction	23
3.1 Transfert d'une fonction de bénéfices ou de demande	23
3.2 Méta-analyse	24
V. Tests de validation et de performance des transferts d'évaluations	26
1. Tests de validité	26
1.1 Test d'égalité des transferts des valeurs moyennes des CAP	26
1.2 Test d'égalité des fonctions de transfert entre deux sites	26
1.3 Test d'une limite de tolérance des erreurs	27
1.4 Analyse des coefficients de corrélation	28
2. Test de performance.....	28
2.1 L'approche par les taux d'erreurs.....	28
2.2 L'approche par les valeurs extrêmes	29
3. Exemples de tests réalisés	29
VI. Résumé des avantages, inconvénients et améliorations possibles de la méthode du transfert d'évaluations.....	30
1. Avantages indéniables.....	31
2. Limites potentielles	31
2.1 Les risques d'ordre général.....	32
2.2 Les risques méthodologiques	32
2.3 Les risques de non-correspondance entre site d'étude et site d'application	32
3. Améliorations méthodologiques envisageables	33

Deuxième partie - Adaptabilité de la méthode du transfert d'évaluations au problème de l'évaluation de la qualité de l'eau dans les lagunes méditerranéennes34

I. l'Étang de Thau et les lagunes du projet DITTY35

1. Situation des lagunes de DITTY 35
 - 1.1 L'Étang de Thau 35
 - 1.2 Les autres lagunes du projet DITTY 37
2. Les activités liées aux lagunes et leurs enjeux 39
 - 2.1 Les activités spécifiques dépendant directement de la lagune : conchyliculture et pêche... 39
 - 2.2 Les activités liées à l'eau : agriculture et industrie 40
 - 2.3 Les activités résidentielles, le tourisme et le thermalisme 40
3. Typologie des principaux problèmes rencontrés par les lagunes 41
 - 3.1 Les principaux types de polluants et indicateurs de la qualité de l'eau 41
 - 3.2 Analyse de la dynamique de la pollution et de ses conséquences 44

II. Transfert d'évaluations sur l'Étang de Thau via l'utilisation de fonctions de méta-analyse existantes48

1. Les études à notre disposition 48
 - 1.1 L'étude originale (*Rudloff, 1997*) 49
 - 1.2 Les deux fonctions de méta-analyse utilisées (*Brouwer, 1999a ; Woodward, 2001*) 49
2. Les transferts d'évaluations 51
 - 2.1 Les transferts d'évaluations à partir du modèle de *Brouwer et al. (1999a)* 51
 - 2.2 Le transfert d'évaluations à partir du modèle de *Woodward et Wui (2001)* 53
3. Tests de validation des transferts d'évaluations 55

III. L'estimation d'une fonction de méta-analyse dédiée à l'évaluation économique de la qualité de l'eau dans les lagunes méditerranéennes57

1. Etapes préliminaires 57
 - 1.1 La recherche des études 57
 - 1.2 Les variables de la méta-analyse 59
2. Estimation de la fonction de méta-analyse 62
 - 2.1 Procédures de détermination du modèle 62
 - 2.2 Le modèle méta-analytique retenu 63
3. Tests de validation du modèle et perspectives de recherche 64
 - 3.1 Tests de validation du modèle 64
 - 3.2 Perspectives de recherche 66

Conclusion générale67

Glossaire68

Bibliographie.....69

Table des illustrations72