



HAL
open science

Méthode de transfert de bénéfices : revue de littérature et application aux zones humides françaises. Rapport intermédiaire

N. Dumax, Sylvie Morardet

► To cite this version:

N. Dumax, Sylvie Morardet. Méthode de transfert de bénéfices : revue de littérature et application aux zones humides françaises. Rapport intermédiaire. [Rapport de recherche] irstea. 2010, pp.66. hal-02596507

HAL Id: hal-02596507

<https://hal.inrae.fr/hal-02596507>

Submitted on 15 May 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.



Convention Cemagref – ONEMA. Année 2010

Action N°30.2

Méthode de transfert de
bénéfices : revue de littérature et
application aux zones humides
françaises

Rapport intermédiaire

Décembre 2010

Nathalie Dumax
Sylvie Morardet

UMR G-EAU "Gestion de l'Eau, Acteurs et Usages"

Cemagref, 361 rue Jean François Breton, BP 5095

34196 Montpellier Cedex 5 – France

Table des matières

Liste des tableaux	4
Liste des encadrés	4
Liste des abréviations	5
Introduction	6
Partie I : Revue de la littérature relative au transfert de bénéfices.	7
1. Définition	7
2. Trois approches de transfert	8
2.1. Transférer des valeurs unitaires non ajustées	8
2.2. Transférer des valeurs unitaires ajustées	8
2.3. Transférer des fonctions de bénéfices	9
3. Problèmes inhérents au transfert de bénéfices	10
3.1. Différences de mesures du bien-être	11
3.2. Erreurs de mesure de la valeur	12
3.3. Biais inhérents au choix des études primaires :	12
3.4. Hétérogénéité :	12
3.5. Problèmes spécifiques du transfert de bénéfices à partir d'évaluations contingentes	13
4. Comparaison des modes de transfert	15
4.1. Les tests de validité	15
4.2. Comparaison des différentes approches de transfert	18
4.2.1. Transfert direct vs. transfert de fonction :	18
4.2.2. Transfert par méta-analyse :	19
4.3. Comparaison des différentes méthodes d'évaluation	21
4.3.1. Transfert de bénéfices à partir d'évaluations contingentes	21
4.3.2. Transfert de bénéfices à partir d'analyses conjointes :	21
5. Le transfert de bénéfices pour l'évaluation des services écosystémiques	24
6. Recommandations pour un transfert valide	26
7. Conclusion :	30
Partie II : Utilisation d'une méta-analyse pour le transfert de bénéfices appliqué aux zones humides	32
8. Revue des méta-analyses appliquées aux zones humides	32
8.1. Modèle général :	33
8.2. Trois approches de méta-analyses	33
8.3. Méthodologie d'une méta-analyse :	35
8.4. Méta-régressions	38

9. Construction d'une méta-analyse pour le transfert de bénéfices appliqué aux zones humides françaises	39
Conclusion	44
Références bibliographiques	45
Annexe 1 : Principales caractéristiques et résultats des meta-analyses appliquées aux zones humides	48
Annexe 2 : Liste des zones humides françaises retenues pour la méta-analyse	61

Liste des tableaux

Tableau 1 : Principales caractéristiques des trois approches de méta-analyse	34
Tableau 2 : Méthodes d'évaluation et mesures du bien-être associées	37
Tableau 3 : Synthèse des méta-analyses traitant de zones humides.....	41
Tableau 4 : Variables et nomenclatures utilisées dans les méta-analyses traitant de zones humides	43

Liste des encadrés

Encadré 1. Types de mesures du bien-être associées aux différentes méthodes d'évaluation	11
Encadré 2. Variabilité des attributs estimés	13
Encadré 3. Source de l'erreur de généralisation	13
Encadré 4. Tests de convergence et d'équivalence.....	16
Encadré 5. Tests de validité	17
Encadré 6. Le transfert par fonction, plus performant que le transfert direct	18
Encadré 7. Une validité non confirmée du transfert par fonction	19
Encadré 8. Test empirique de la fiabilité de la méta-analyse pour le transfert de bénéfices..	20
Encadré 9. Test des transferts de bénéfices par évaluation contingente	21
Encadré 10. Test des transferts de bénéfices par analyse conjointe	22
Encadré 11. Modèle logit à paramètres aléatoires.....	23
Encadré 12. Processus, fonctions, services et bénéfices écosystémiques	24
Encadré 13. Méthode d'évaluation des services écosystémiques.....	25
Encadré 14. Cartographie des services écosystémiques et transfert de bénéfices.....	25
Encadré 15. Critères additionnels proposés par Brouwer (2000).....	28
Encadré 16. Critères de sélection des sites d'étude	28
Encadré 17. Vérification de l'ampleur des biais	29
Encadré 18. Critères spécifiques à l'évaluation des services écosystémiques	30

Liste des abréviations

CAP : consentement à payer

DCE: Directive Cadre Européenne sur l'Eau

EPA : Environmental Protection Agency

INSEE: Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques

MEA : Millennium Ecosystem Assessment

NSUT : NON-Structural Utility Theoretic

SSUT : Strong Structural Utility Theoretic

TB-MA : transfert de bénéfices par méta-analyse

TEEB : The Economics of Ecosystems and Biodiversity

WSUT : Weak Structural Utility Theoretic

ZH : zone humide

Introduction

La Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE) impose d'atteindre le bon état des masses d'eau d'ici à 2015. Certaines des mesures envisagées pour atteindre cet objectif sont coûteuses, en particulier les mesures visant à la restauration des fonctionnalités écologiques des milieux. Si les coûts sont jugés disproportionnés au regard des bénéfices attendus, une dérogation de délai ou d'objectif peut être demandée.

Face au coût et au délai de réalisation des évaluations économiques primaires des services écosystémiques, il est de plus en plus envisagé de faire appel aux méthodes de transfert de valeurs. Cependant de nombreuses difficultés méthodologiques restent à résoudre pour une utilisation opérationnelle de cette approche.

Du fait de la multiplicité des services écosystémiques qu'elles rendent et du nombre d'évaluations économiques dont elles ont déjà fait l'objet, les zones humides constituent un bon cas d'application des méthodes de transfert de valeur.

La première étape de cette étude consiste à réaliser un bilan des méthodes de transfert de valeurs utilisées pour l'évaluation des services écosystémiques, sans se restreindre à un type d'écosystème particulier.

Les méthodes les plus avancées de transfert de bénéfices reposent souvent sur des méta-analyses, qui consistent à estimer la valeur d'un type de bien en fonction de variables descriptives des études antérieures. Dans le cas des zones humides, plusieurs méta-analyses récentes à l'échelle mondiale (Brander *et al.*, 2006 ; Ghermandi *et al.*, 2007 et 2008) ont permis de recenser de façon quasi-exhaustive la littérature économique existante et d'identifier les variables qui ont un impact le plus significatif sur les valeurs estimées.

Dans une seconde étape, nous utiliserons les résultats de ces méta-analyses et les appliquerons aux sites français ayant déjà fait l'objet d'évaluation économique, et qui ont été identifiés en 2008-2009 (Morardet, 2009), ainsi qu'aux sites qui ont l'objet d'évaluations économiques récentes financées par les agences de l'eau et le ministère chargé de l'écologie.

L'objectif de ces deux étapes est d'identifier les informations disponibles pouvant servir de base au transfert de valeur (caractérisation de la zone humide et des services fournis, caractérisation de la population interrogée, caractéristique de la méthode utilisée) et les conditions d'application des méthodes de transfert. Enfin, ces deux étapes permettront de mettre en perspective les résultats des études en cours dans les différentes agences de l'eau.

Ce rapport intermédiaire présente les résultats de la revue de littérature. La première partie présente les différentes approches utilisées pour le transfert de valeurs, détaille les difficultés qu'elles posent et introduit les tests de validité qui permettent de comparer ces approches entre elles et avec les valeurs estimées directement. Elle se conclue par des recommandations pour améliorer la validité du transfert de bénéfice. La seconde partie passe en revue les méta-analyses qui ont été appliquées au cas particulier des zones humides afin d'identifier les variables pertinentes pour le transfert.

Dans un second temps, l'une de ces méta-analyses sera utilisée pour le transfert de bénéfices appliqué aux zones humides françaises et ses résultats seront comparés aux valeurs estimées directement. Si le nombre d'études existantes le permet, une méta-analyse spécifique des zones humides françaises pourra être réalisée. L'ensemble de ces résultats seront présentés dans le rapport final.

Partie I : Revue de la littérature relative au transfert de bénéfices.

Les vingt dernières années témoignent d'un développement des analyses coûts – bénéfices, à la fois comme méthode d'évaluation de projets et comme outil d'aide à la décision concernant les politiques publiques. La prolifération des analyses et des méthodes d'évaluation qui s'y rattachent a été concomitante à un intérêt croissant porté au potentiel du transfert de bénéfices. En effet, du fait des budgets restreints et du temps généralement limité dont disposent les analystes, l'*Environmental Protection Agency (EPA)* suggère la première en 1982, lorsque cela est possible, que les coûts et les bénéfices soient déterminés à partir de résultats provenant d'études existantes (Desvousges *et al.*, 1992). Plus récemment, les groupes de travail internationaux comme le *Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005)* et, à sa suite, *The Economics of Ecosystems and Biodiversity (Sukhdev, 2008)*, recommandent également l'utilisation du transfert dans le cadre, plus spécifique, de l'évaluation des services écosystémiques.

Comme nous le verrons, le coût, aussi bien financier qu'en termes de temps nécessaire, requis pour mener une évaluation de biens et services environnementaux, le plus souvent non marchands, est élevé. C'est pourquoi le transfert de bénéfices, plus économique et plus rapide, constitue un mode d'évaluation alléchant. Loin d'être évidente, son application a fait couler beaucoup d'encre, notamment concernant les limites des différentes méthodes de transfert et, en conséquence, des résultats obtenus. L'objectif de ce document consiste à faire le point sur l'avancée des recherches relatives aux différentes méthodes de transfert de bénéfices, notamment dans le cadre de l'évaluation des services écosystémiques, afin d'identifier la méthode a priori la plus indiquée. Dans un second temps, cette méthode sera testée empiriquement.

1. Définition

L'objet du transfert de bénéfices, en économie de l'environnement, est l'évaluation monétaire de la variation du bien-être liée à la modification d'un bien ou service environnemental, à partir de résultats d'études antérieures portant sur des modifications similaires de systèmes environnementaux similaires. Le transfert de bénéfices, également appelé transfert de valeurs, a ainsi été défini comme le « transfert d'estimations provenant d'études existantes de valeurs non-marchandes vers un nouveau site d'étude différent de l'étude pour laquelle les valeurs ont été estimées à l'origine » (Boyle et Bergstrom, 1992) et, plus généralement, comme « une application d'un ensemble de données développées pour un usage particulier à une application alternative distincte » (Brookshire et Neill, 1992).

Il s'agit donc, en fonction de la méthode de transfert choisie, de transposer les valeurs environnementales estimées sur un site (site d'étude) via des techniques d'évaluation fondées ou non sur le marché, à un autre site (site d'application) où les estimations sont nécessaires pour évaluer une variation de la qualité environnementale du système (Desvousges *et al.*, 1992). La pratique du transfert environnemental est basée sur l'hypothèse selon laquelle il existe des modèles applicables similaires pour des valeurs environnementales révélées ou exprimées par les agents via des techniques d'évaluation économique (Brouwer, 1998). Il est alors possible d'effectuer une évaluation environnementale sur un site pour lequel il n'existe que peu de données (Downing et Ozuna, 1996).

Le transfert de bénéfices est devenu une méthode largement discutée depuis la fin des années 1980. Les bénéfices transférés d'un site à l'autre peuvent être mesurés à l'aide de techniques d'évaluation directes (évaluation contingente, analyse conjointe) ou indirectes (coûts de transport, prix hédonistes). Étant donnés les coûts et le temps nécessaires pour mener des études d'évaluation originales avec ces techniques, l'utilisation des études existantes pour estimer la valeur monétaire d'impacts environnementaux de projets ou de politiques constitue une alternative d'évaluation intéressante (Brouwer *et al.*, 1997). Néanmoins, cette économie de temps et de financements coïncide souvent avec une perte de précision et de validité (Colombo *et al.*, 2007). Le transfert peut alors générer un coût social provenant d'estimations de faible qualité conduisant à des choix politiques biaisés (Desvousges *et al.*, 1992). Cela étant dit, l'intérêt et le potentiel de cette méthode sont tels que, malgré les limites identifiées, les recherches se poursuivent afin d'identifier des méthodologies raisonnablement fiables en fonction du contexte de l'évaluation. Outre le contexte de l'étude, chaque méthodologie est dépendante de l'approche de transfert choisie ainsi que des méthodes d'évaluation utilisées dans les études primaires sur lesquelles elle se fonde.

2. Trois approches de transfert

Une revue des études de transfert montre qu'il n'existe pas de méthodologie unique et universellement adoptée. Trois grandes catégories d'approches peuvent être identifiées (Bateman *et al.*, 2000) :

2.1. Transférer des valeurs unitaires non ajustées

L'approche la plus simple pour transférer des bénéfices d'un site à un autre consiste à appliquer la valeur unitaire estimée sur le site d'origine directement au site d'application. Des valeurs unitaires très variées peuvent ainsi être transférées, les plus classiques étant les mesures médiane ou moyenne de consentement à payer. Il est alors supposé que la variation de bien-être subie par la personne moyenne ou médiane sur le site d'étude est la même que celle subie par la personne moyenne ou médiane sur le site d'application (Colombo *et al.*, 2007).

Bien qu'ayant l'avantage d'être simple, l'hypothèse de valeurs unitaires identiques entre les deux sites est difficile à soutenir dans la pratique. En effet, un tel transfert n'apparaît *a priori* valable que si le système d'application est analogue à celui de référence en termes d'objet environnemental évalué, de caractéristiques socio-économiques des populations pertinentes et de taille du marché, de caractéristiques physiques des deux sites, de degré de variation dans la qualité environnementale des deux sites ainsi qu'en ce qui concerne les conditions de marché comme la présence de substituts (Genty, 2005). Les conditions idéales au transfert direct sont donc difficiles à obtenir et le choix de l'étude de référence constitue ici la seule opportunité de flexibilité. C'est pourquoi les valeurs transposées peuvent faire l'objet d'ajustements.

2.2. Transférer des valeurs unitaires ajustées

Le transfert de valeurs ajustées tente d'améliorer le transfert en ajoutant des informations concernant les caractéristiques démographiques ou socio-économiques des bénéficiaires du site d'application (Colombo *et al.*, 2007). Trois stratégies d'ajustement peuvent être identifiées au sein de cette seconde approche de transfert :

- Le jugement d'expert : bien que cette approche soit moins présente de nos jours, au cours des années 1970-1980, les analystes des deux côtés de l'Atlantique appliquaient fréquemment les jugements d'experts pour ajuster les valeurs

transférables. Deux modes opératoires peuvent être distingués, le premier s'appuie sur un jugement *ex ante* recourant à des valeurs d'experts recommandées a priori. Ce premier mode est le plus simple et le plus ancien, il ne permet pas de tenir compte de la spécificité du site étudié ou de la population concernée et n'appréhende généralement qu'une modification environnementale binaire. Le second mode opératoire est la réunion d'un panel d'experts qui formule une valeur (ou une fourchette) relative à la modification environnementale étudiée. Contrairement aux autres techniques présentées, l'adaptation des valeurs est ici implicite. Cette approche est bien plus complexe qu'il n'y paraît, puisque le panel intègre, par un modèle tacite, de nombreuses informations du système d'intérêt (Genty, 2005). Bien qu'il puisse y avoir certains cas pour lesquels ce type d'ajustement est acceptable, l'avis d'experts reste *a priori* plus subjectif qu'une procédure statistique et des techniques d'ajustement plus objectives sont clairement préférables.

- Une seconde analyse des échantillons des études existantes de façon à identifier des sous-échantillons de données, adaptés au transfert en question : les données du site d'étude peuvent être analysées une seconde fois afin de définir de nouveaux sous-échantillons d'observations. Des valeurs unitaires peuvent alors être estimées pour ces sous-échantillons dans un objectif spécifique de transfert. Les possibilités de subdivision dépendent de façon cruciale de la taille de l'échantillon initial. De plus, une telle approche ne permet que des ajustements en fonction des facteurs liés aux personnes interrogées et, à moins que des études concernant plusieurs sites ne soient disponibles, ces approches ne permettent pas de tenir compte directement des facteurs liés au site étudié.
- La méta-analyse¹ : il s'agit d'effectuer une analyse statistique de résultats provenant d'études empiriques existantes dans le but d'identifier les variables ayant une influence significative sur la valeur de l'objet que l'on souhaite estimer. Une fois les causes de la variabilité des résultats entre études explicitées, il est possible de comprendre les schémas sous-jacents d'hypothèses, de relations et de causalités puis d'en dériver des généralisations. Ces dernières sont utiles en cela qu'elles donnent des indications sur les ajustements à apporter.

Effectuer un ajustement systématique des valeurs provenant du site d'étude nécessite de procéder avec précaution. La clé de cette procédure est de connaître les données socio-économiques du site d'application et les effets de ces variables sur les valeurs estimées sur le site d'étude.

2.3. Transférer des fonctions de bénéfices

Au lieu d'utiliser des valeurs unitaires, ajustées ou non, les analystes ont la possibilité de transférer la fonction de bénéfices dans son ensemble depuis le site d'étude jusqu'au site d'application. Dans ce cas, c'est la fonction de demande entière qui est estimée par une analyse de régression et qui comprend l'impact des variables indépendantes sur le consentement à payer (Muthke et Holm-Mueller, 2004).

L'intérêt de cette approche repose sur le fait qu'elle permet de transférer un plus grand nombre d'informations. Le principe consiste à estimer une fonction de demande, par exemple en utilisant la méthode zonale des coûts de transport, pour des sites d'étude similaires au site d'application. Dans un second temps, les coefficients des variables

¹ Il existe plusieurs types de méta-analyse, la forme présentée ici est à distinguer des modèles de méta-analyse utilisés dans la troisième approche de transfert : le transfert de fonction.

explicatives estimés pour le site d'étude sont associés aux données relatives à la population et aux caractéristiques du site d'application afin d'obtenir une estimation raisonnable des bénéfices du projet sur le site d'application (Rambonilaza, 2004 ; Rozan et Stenger, 2000). L'hypothèse sous-jacente suppose donc une similitude entre les systèmes de référence et d'application, ainsi qu'entre les préférences des individus sur les deux sites.

Ainsi, les transferts par fonction combinent les paramètres estimés à partir de modèles existants avec des attributs provenant du site d'application et des caractéristiques relatives aux utilisateurs concernés afin de générer des estimations de bénéfices. Dans l'approche traditionnelle, les paramètres estimés combinés aux attributs sont directement obtenus à partir d'une étude source unique. D'après Moeltner *et al.* (2007), cette approche est valide tant que les contextes physique et temporel, de même que la composition des différentes parties prenantes, restent similaires entre le site d'étude et le site d'application. Cependant, si ces éléments viennent à différer de façon notable, alors le transfert par fonction peut conduire à des prédictions de bien-être erronées (Downing et Ozuna, 1996).

Le degré approprié de proximité entre les sites d'étude et d'application étant difficile à obtenir, les chercheurs ont exploré des approches alternatives afin d'obtenir les paramètres estimés nécessaires à la fonction de transfert. Les modèles issus de méta-analyses constituent l'approche favorisée en cela qu'elle utilise des sources multiples. En effet, ces modèles synthétisent les informations sur les mesures de bien-être à partir d'un ensemble d'études. Cela permet à chaque étude source d'apporter un certain poids dans l'estimation des paramètres ce qui devrait, en théorie, conduire à un transfert plus robuste.

Outre l'approche sélectionnée, les résultats obtenus par une méthode de transfert quelle qu'elle soit sont inextricablement liés aux méthodes d'évaluation utilisées dans les études primaires sur lesquelles elle se fonde (Brookshire and Neill, 1992). En effet, un transfert ne peut être plus précis que l'estimation initiale des bénéfices. Ainsi, les problèmes associés aux évaluations non marchandes seront amplifiés dans les applications de transfert. C'est pourquoi il est important, au moment de choisir une méthode de transfert, de tenir compte des problèmes empiriques et méthodologiques associés aux différentes méthodes d'évaluation. Ceci dit, il ne s'agit là que d'un des nombreux problèmes identifiés par les chercheurs qui se sont penchés sur la question de la validité des méthodes de transfert.

3. Problèmes inhérents au transfert de bénéfices

Les étapes nécessaires pour mener à bien un transfert de bénéfices comprennent, si l'on suit le cadre conceptuel retenu par Boyle et Bergstrom (1992) :

- La spécification des valeurs devant faire l'objet de l'estimation sur le(s) site(s) d'étude,
- L'identification de(s) site(s) d'étude pertinent(s),
- La vérification du caractère transférable des valeurs obtenues sur le(s) site(s) d'étude,
- La vérification de la qualité des transferts effectués,
- L'identification des données additionnelles à collecter si nécessaire sur le site d'application.

L'objectif étant d'obtenir une méthode de transfert raisonnablement efficace, c'est-à-dire une méthode grâce à laquelle l'utilisation de valeurs provenant d'un site différent du site d'application conduirait à une bonne approximation des valeurs que l'on aurait obtenu sur ce site via l'application directe de la même méthode d'évaluation ; tout élément contrevenant à cet objectif constitue un problème qui doit être résolu ou, tout au moins, minimisé. Chacune des étapes susmentionnées génère des problèmes inhérents au transfert de bénéfices.

La question de la validité et de la fiabilité du transfert de bénéfices environnemental peut être abordée selon deux perspectives (Brouwer, 2000). La première, qui domine la littérature, ne remet pas en cause les valeurs environnementales utilisées pour le transfert, mais uniquement la fiabilité des méthodes de transfert. Dans ce cas, réussir un transfert de qualité devient plus ou moins un problème « technique ». Une autre perspective s'avère plus critique au regard des valeurs estimées sur le site d'étude. Sous cet angle, même lorsqu'un transfert statistiquement valide peut être effectué, la pertinence des valeurs environnementales obtenues reste à démontrer. En effet, bien que faible, la variabilité des valeurs provenant des études d'origine reste en grande partie inexpliquée. Comment peut-on utiliser ces valeurs alors qu'on ignore ce qu'elles contiennent ? La question soulevée ici traite du processus, plus philosophique, de formation de la valeur. Notre objectif étant d'identifier la méthode de transfert la plus efficace, la validité du transfert en tant que tel ne sera pas étudiée².

Une fois le parti pris d'accepter le principe du transfert, d'autres problèmes concrets restent à résoudre. D'après Brouwer (2000), il est important de comprendre les différences sous-jacentes motivant la variabilité des valeurs estimées. Cela devrait permettre de mieux expliquer cette variabilité et ainsi de construire un modèle au pouvoir explicatif suffisamment puissant pour transférer de façon fiable et valide des valeurs estimées entre deux sites et entre populations distinctes.

3.1. Différences de mesures du bien-être

En fonction de la méthode d'évaluation utilisée, les estimations effectuées ne mesurent pas la même chose. En effet, Johnston *et al.* (2006) ont démontré que les estimations de consentement à payer (CAP) varient systématiquement selon la méthodologie (voir encadré 1). Cette variation s'observe non seulement d'une méthode d'évaluation à une autre, mais également au sein de chaque méthode, en fonction des approches choisies pour déterminer la valeur estimée, des taux de participation, des méthodes économétriques employées etc. (Loomis et Rosenberger, 2006).

Encadré 1. Types de mesures du bien-être associées aux différentes méthodes d'évaluation

Méthode d'évaluation	Mesure de bien-être associée
Évaluation contingente	Surplus équivalent ou compensateur
Coût de transport	Surplus du consommateur
Prix hédonique	Surplus du consommateur
Fonction de production	Surplus du consommateur et du producteur
Facteur de revenu net	Surplus du producteur
Coût de remplacement	Valeur supérieure au coût d'approvisionnement
Coût d'opportunité	Surplus du consommateur, du producteur ou revenu total de la seconde meilleure alternative
Prix de marché	Revenu total

Tableau inspiré de Brander *et al.* (2003).

² À ce sujet, voir l'article de Boyle et Bergstrom (1992).

3.2. Erreurs de mesure de la valeur

Quelle que soit la méthode utilisée, mesurer une valeur comporte nécessairement son lot d'erreurs (Rosenberger et Stanley, 2006). De nombreuses décisions sont fondées sur le simple jugement du chercheur, ce qui peut affecter les résultats des études primaires. C'est d'ailleurs en partie de là que découle la variabilité observée par Desvousges *et al.* (1992) dans la qualité des résultats. Les erreurs de mesure se produisent lorsque les décisions du chercheur affectent la précision du transfert des valeurs. Les choix méthodologiques faits par les chercheurs dans les études primaires ont un impact statistiquement significatif sur les résultats obtenus. Il va sans dire que même les meilleures études contiennent des erreurs qui seront probablement magnifiées par le transfert. Néanmoins, ces erreurs d'estimation peuvent être gérées, par exemple via l'utilisation d'échantillons plus grands et plus représentatifs dans les études primaires.

3.3. Biais inhérents au choix des études primaires :

L'identification des sites d'étude s'effectue *a priori* par une exploration rigoureuse de la littérature. Cependant, cette démarche peut s'avérer plus hasardeuse qu'il n'y paraît à première vue (Boyle et Bergstrom, 1992).

- Accessibilité des études : comme le nombre et la diversité des évaluations augmentent, de nombreuses études pertinentes pourraient ne pas être identifiées par les procédures de recherche traditionnelles. Cette littérature difficile à obtenir comprend les rapports de recherche ne contenant pas suffisamment de nouveautés pour être publiés, les études récentes non encore publiées ou encore un ensemble de publications spéciales qui ne circulent pas librement. Pourtant, étant donné que la qualité des valeurs estimées est critique pour la qualité du transfert, la préférence doit être donnée aux études récentes utilisant les procédures les plus adaptées à ce jour.
- Biais de sélection : Rosenberger et Stanley (2006) soulignent en outre que la littérature empirique ne constitue pas un échantillon non biaisé des preuves empiriques. En effet, au regard des articles dont la publication est acceptée, une préférence peut être mise en évidence vis-à-vis de ceux présentant des résultats statistiquement significatifs ou se conformant aux attentes théoriques. Or, ce biais contraint significativement les évaluations et les résultats disponibles pour le transfert. Toutefois, comme pour l'erreur de mesure, il est possible d'intégrer ce biais à la méthode de transfert.

3.4. Hétérogénéité :

Plusieurs auteurs mettent en lumière la vaste hétérogénéité existant entre les différentes études primaires et ce à différents niveaux :

- Tout d'abord, la qualité des estimations varie en fonction des études et certaines d'entre elles n'estiment pas tous les paramètres nécessaires.
- Le type de valeur estimé (usage, non-usage, option, existence), peut également être différent³.
- Les attributs pris en compte dans les études primaires sont également hétérogènes ou mesurés différemment (voir encadré 2).

³ Les valeurs d'existence, par exemple, sont difficiles à prendre en compte dans un exercice de transfert car il y a peu d'études disponibles tentant de les estimer (Desvousges *et al.*, 1992).

Encadré 2. Variabilité des attributs estimés

Cette variabilité rend difficile la sélection des études primaires et l'accès aux données requises pour une évaluation pertinente du site d'application. Le transfert peut, dans ce cas, nécessiter un ajustement aux conditions ou hypothèses posées dans les études d'origine. Par exemple, l'ajustement du niveau de revenu de la population est souvent critique dans un exercice de transfert afin de garantir l'adéquation avec la théorie économique (Bergstrom et Taylor, 2006). Cependant, cette information socio-économique de base peut ne pas être mesurée de façon uniforme ou rapportée dans les études d'origine. De même, le contexte biophysique et la présence de substituts peuvent différer considérablement d'un site à un autre (Bateman *et al.*, 2009 ; Troy et Wilson, 2006). Quand ces conditions et hypothèses ne sont pas rapportées ou ajustées, cela peut constituer une source d'erreur importante sur les résultats du transfert (Wilson et Hoehn, 2006).

- Erreur de généralisation : elle se produit lorsque des sites d'étude sont utilisés pour des sites d'application non similaires (voir encadré 3). Elle provient du fait que l'on considère identiques des sites qui n'ont en fait que quelques caractéristiques communes. Ces erreurs sont inversement corrélées avec le degré de correspondance entre les sites.

Encadré 3. Source de l'erreur de généralisation

Le transfert de bénéfices suppose qu'il existe une fonction sous-jacente liant les valeurs d'une ressource (comme les zones humides) ou d'une activité (par exemple de loisir) aux caractéristiques des marchés et des sites. Si les sites d'études sont vus comme étant des échantillons de cette fonction sous-jacente, alors la fonction devient une enveloppe contenant un ensemble de fonctions liant les valeurs du site aux caractéristiques et attributs qui lui sont associées (y compris celles relatives au marché, aux caractéristiques physiques et spatiales du site, au temps etc.). Cette erreur est d'autant plus importante lorsque sont extrapolés de façon linéaire des bénéfices qui ne sont pas linéaires. Bien que le degré selon lequel ces facteurs vont influencer la précision du transfert de bénéfices reste une question d'ordre empirique, il est possible de supposer qu'une plus grande correspondance entre les sites devrait minimiser cette erreur de généralisation.

3.5. Problèmes spécifiques du transfert de bénéfices à partir d'évaluations contingentes

Les recherches méthodologiques concernant l'évaluation contingente indiquent qu'en plus des caractéristiques du bien environnemental et du site, la façon dont l'enquête est construite a un impact significatif sur les résultats obtenus. Par ailleurs, les perceptions propres à chaque population peuvent également jouer un rôle non négligeable.

- Différences dans la forme de l'enquête⁴ touchant à : la quantité d'information relative à l'objet environnemental fournie dans le questionnaire ; l'utilisation de photographies couleur en plus d'une description verbale dans certaines enquêtes ; la méthode utilisée pour déterminer le consentement à payer ; la taille de l'échantillon ou encore l'utilisation de mécanismes incitatifs variés dans le but d'augmenter le taux de réponse.
- Distinction entre les attributs que les personnes interrogées associent à l'objet environnemental évalué et ses attributs « réels » : ces perceptions étant construites sur l'expérience des consommateurs et l'information dont ils disposent, il est possible qu'ils évaluent un même bien différemment sur le site d'étude et sur le site d'application.
- *Itemizing* : il arrive souvent que les consommateurs valorisent l'objet environnemental indépendamment de son contexte d'utilisation.
- *Distance-decay* : ce phénomène traduit la diminution du consentement à payer en fonction de la distance des personnes interrogées à l'objet évalué. Cet effet est différent pour les valeurs d'usage (obtenues surtout auprès des utilisateurs du site) et les valeurs de non-usage (qui concernent plutôt les personnes situées loin du site). Tester ces effets de distance aide, dans une évaluation contingente, à définir la population pertinente bénéficiant des biens et services environnementaux évalués et fournit également des informations importantes concernant les valeurs de non-usage attribuables à ces biens et services.

Des recherches récentes ont démontré que l'incorporation de questions psychologiques et sociologiques, en plus des variables socio-économiques standards, peut améliorer substantiellement la capacité des évaluations contingentes à expliquer les préférences des individus et, de ce fait, la qualité du transfert.

Ainsi, un facteur important affectant la validité du transfert est le degré de similitude entre les sites d'étude et d'application (Loomis et Rosenberger, 2006). Ce point est également souligné par Kirchoff *et al.* (1997) dont les recherches indiquent que des différences dans les caractéristiques des sites peuvent causer des biais substantiels dans les valeurs estimées par transfert de bénéfices. Effectivement, les résultats empiriques montrent globalement que les erreurs de transfert sont plus faibles pour des transferts intra-région que pour des transferts inter-régions voire internationaux. Cela est probablement dû au fait que les sites localisés au sein d'une même région partagent de nombreux attributs, notamment en termes de population, ce qui les rend similaires en structure et en fonction. Toutefois, une proximité physique ou écologique des sites n'est pas suffisante pour garantir une faible erreur de transfert. Jiang *et al.* (2005) ont trouvé une précision plus importante lorsque les sites et les populations affectées partagent des expériences et des attitudes communes. Ainsi, les attitudes, les croyances et les perceptions des populations affectées peuvent constituer parfois des éléments importants dans la minimisation des erreurs de transfert (Adamowicz *et al.*, 1997).

La revue de la littérature indique donc un ensemble d'avantages et de limites à l'utilisation des méthodes de transfert de bénéfices. Chaque méthode présente, outre les problèmes inhérents au principe même du transfert, ses propres avantages et inconvénients. C'est pourquoi il n'existe pas de méthodologie globale simple de transfert. Cette méthodologie doit être développée au cas par cas, en fonction des bénéfices que l'on souhaite estimer et des informations disponibles. Pour savoir quelle méthode est la plus adaptée, penchons-nous sur les comparaisons parues dans la littérature, avant de voir celle traitant spécifiquement de l'évaluation des services écosystémiques.

⁴ L'influence de la forme du questionnaire sur les résultats obtenus a été confirmée empiriquement par Brouwer *et al.* (1997).

4. Comparaison des modes de transfert

Avant d'étudier la littérature comparant les différentes approches de transfert et les méthodes d'évaluation à utiliser au sein de ces approches, il convient d'expliquer brièvement les tests sur lesquels se fondent les auteurs pour vérifier la fiabilité de ces méthodes.

4.1. Les tests de validité

Le travail effectué par Genty (2005) à cet égard étant tout à fait pertinent, nous nous contenterons d'en rapporter les éléments essentiels et de préciser certains points. Ainsi convient-il tout d'abord de distinguer plusieurs concepts relatifs à la qualité d'un transfert :

- **La validité** : la validité d'une méthode de mesure recouvre deux notions distinctes ; la validité interne renvoie à la cohérence des résultats, tandis que la validité externe se réfère à leur justesse. Dans le cadre d'un transfert, ces deux notions se confondent. En effet, pour qu'une méthode de transfert soit déclarée cohérente, il faut que les mesures obtenues par une évaluation *in situ* soient équivalentes à celles obtenues grâce au transfert. La validité externe d'une méthode indique quant à elle sa capacité à produire des estimations identiques aux vraies valeurs. Pour un transfert, la question est la suivante : les valorisations par transfert sont-elles semblables à celles que l'on obtiendrait dans le cadre d'une étude *in situ* ? Ce qui ramène le problème à une validation interne. Le transfert est donc valide si, en moyenne, la valeur par transfert est égale à celle trouvée directement sur le site.
- **La reproductibilité** : une méthode est reproductible si elle fournit des résultats semblables dans des conditions de mesure identiques. En d'autres termes, il s'agit de vérifier si différentes équipes de recherche aboutiraient aux mêmes valorisations. Contrairement à la validité qui est dichotomique (vraie ou fausse), le caractère reproductible d'une méthode est graduel : elle peut être plus ou moins reproductible.
- **La fidélité** : une méthode de mesure est fidèle lorsque ses estimations sont précises. Dans le cadre du transfert, il s'agit d'évaluer si les erreurs de transfert sont globalement proches les unes des autres. Comme pour la validité externe, on prendra comme référence les valeurs relevant d'études *in situ*. Le transfert est déclaré fidèle si la variance de son erreur est faible.
- **La fiabilité** : cette notion correspond à la conjonction de deux notions précédentes, la validité et la fidélité. Ainsi, un transfert sera jugé fiable s'il est exact, c'est-à-dire valide (juste) et fidèle (précis). Il est important de préciser que validité et fidélité sont deux notions indépendantes. Une méthode peut être très fidèle mais biaisée et inversement.

La qualité du transfert s'appréhende par l'étude de sa fiabilité à travers différents cas. Cela revient à analyser la distribution de l'erreur de transfert. La validité s'attache à l'espérance de cette dernière tandis que la fidélité est axée autour de sa variance. Voyons à présent les outils utilisés pour tester la qualité d'une méthode de transfert.

La fiabilité du transfert ayant été peu analysée dans la littérature, l'analyse de Genty se focalise sur les tests de validité. Concrètement, évaluer la validité d'une méthode de transfert consiste à réaliser en parallèle, pour une même variation dans l'objet environnemental évalué, une double valorisation : *in situ* et par transfert. Genty souligne que le transfert doit, bien sûr, être effectué à partir d'étude(s) primaire(s) utilisant un protocole expérimental aussi proche que possible de celui mis en œuvre lors de la valorisation directe. Les résultats obtenus par ces deux approches sont ensuite comparés.

Le jugement s'opère sur la base du calcul de la marge d'erreur entre les valeurs par transfert et *in situ* complété par une règle de décision d'acceptation du transfert (marge d'erreur inférieure à un certain seuil). Il peut alors s'agir d'analyser soit la cohérence (tests de

corrélation) soit la justesse du transfert (tests de régression). Cependant, dans la pratique, les tests s'attachent généralement à vérifier simplement l'égalité statistique entre les valeurs des deux approches pour un cas d'étude particulier (tests de convergence ou d'équivalence). Ces tests ont toujours pour objectif le rejet de l'hypothèse nulle testée.

- Tests de corrélation ou de régression : dans les tests de corrélation, on cherche notamment à savoir si les deux valorisations sont corrélées positivement (une augmentation de la valeur par transfert implique-t-elle un accroissement de la valorisation directe ?). Ceci peut s'effectuer sur la base du coefficient de corrélation linéaire (coefficient de Pearson). Le transfert est cohérent si le coefficient est strictement positif. Les tests de régression testent la justesse via des modèles de régression.
- Tests de convergence et d'équivalence (voir encadré 4) : contrairement aux précédents, ces tests se fondent uniquement sur l'étude d'une double valorisation particulière. Les auteurs analysant généralement plusieurs cas en même temps, les résultats sont donnés en pourcentage de tests validés ou non. Les tests de convergence, qui représentent l'essentiel des études de validité (Downing et Ozuna, 1996 ; Kirchhoff *et al.*, 1997), ont été présentés par Bergland *et al.* (1995), tandis qu'une alternative plus récente, les tests d'équivalence, n'a encore été que rarement mise en application (Muthke et Holm-Muller, 2004).

Encadré 4. Tests de convergence et d'équivalence

Les tests de convergence portent sur l'erreur de transfert d'un cas particulier. Il s'agit d'évaluer la performance du transfert de bénéfices en estimant les valeurs non-marchandes sur les sites d'étude et d'application en utilisant des données primaires sur les deux sites. Les bénéfices estimés sont ensuite comparés avec ceux issus du transfert de bénéfices. Si les deux ensembles de bénéfices ne sont pas statistiquement différents, alors la validité convergente du transfert de bénéfices est acceptée (Kirchhoff *et al.*, 1997).

Le test de la validité convergente est généralement conduit en posant comme hypothèse nulle qu'il n'y a pas de différence entre les résultats obtenus par l'analyse primaire et par le transfert. Pour Muthke et Holm-Müller (2004) cette procédure est viciée car le rejet de cette hypothèse nulle prouve l'absence de validité du transfert de bénéfice, mais le non-rejet de l'hypothèse ne prouve pas sa validité. Cela ne peut être fait qu'en rejetant l'hypothèse nulle selon laquelle les résultats entre les deux études sont différents. D'où la proposition alternative de tester l'équivalence. Pour ce faire, il faut spécifier un seuil de tolérance décrivant la différence maximale autorisée entre les valeurs mesurées. Le seuil de tolérance est une valeur externe fixée par l'analyste qui détermine le niveau d'erreur que celui-ci est prêt à tolérer pour son transfert de bénéfices. Le rejet de l'hypothèse conduit à valider le transfert, moyennant la marge d'erreur que l'on accepte.

Brouwer et Spaninks (1999) donnent une liste de tests pouvant être utilisés aussi bien pour tester la validité du transfert de valeurs unitaires que par fonctions. Les tests sont différents en fonction de l'hypothèse nulle que l'on souhaite tester (encadré 5).

Encadré 5. Tests de validité

Les hypothèses nulles étudiées sont celles recommandées par Bergland *et al.* (1995) qui préconisent de tester 4 hypothèses :

Null hypothesis	Test
1a. $\overline{WTP}_p = \overline{WTP}_s$	t-test / Mann-Whitney test
1b. Distribution $WTP_{p,i} =$ Distribution $WTP_{s,i}$	Kolmogorov-Smirnov test
2a. $b_p = b_s$	Lagrange Multiplier/Wald test
2b. $\hat{\sigma}_p^2 = \hat{\sigma}_s^2$	Chow / Likelihood Ratio test
3a. $\hat{b} = \hat{b}_p = \hat{b}_s$	Lagrange Multiplier/Wald test
3b. $\hat{\sigma}^2 = \hat{\sigma}_p^2 = \hat{\sigma}_s^2$	Chow / Likelihood Ratio test
4a. $\overline{WTP}'_p = f(\hat{b}_s, X_p) = \overline{WTP}_p$	t-test / Mann-Whitney test
4aa. Distribution $WTP'_{p,i} =$ Distribution $WTP_{p,i}$	Kolmogorov-Smirnov test
4b. $\overline{WTP}'_s = f(\hat{b}_p, X_s) = \overline{WTP}_s$	t-test / Mann-Whitney test
4bb. Distribution $WTP'_{s,i} =$ Distribution $WTP_{s,i}$	Kolmogorov-Smirnov test

Notes: \overline{WTP} = Average WTP at policy (p) or study (s) site. WTP_i = Observed WTP amounts.
 $WTP'_{p,i}$ = WTP amounts calculated at the policy site by multiplying the vector of coefficient estimates (\hat{b}_s) at the study site by the matrix of explanatory variable values (X_p) observed at the policy site. $\hat{\sigma}^2$ = Variance explained.

Source: Brouwer and Spaninks (1999)

Hypothèse 1a : égalité des montants de CAP moyens observés sur les sites d'étude et d'application.

Cette hypothèse peut être testée via des tests paramétriques (t-test) et/ou non paramétriques (test de Mann-Whitney pour deux échantillons indépendants ou de Kruskal-Wallis pour plus de deux échantillons indépendants).

Hypothèse 1b : un test plus rigoureux consiste à tester l'égalité des distributions des montants de CAP sur les deux sites. Cela peut également être fait de façon paramétrique (test du Chi-2) et/ou non paramétrique (test de Kolmogorov-Smirnov).

Hypothèse 2 : après avoir lié les montants de CAP déclarés à un nombre de variables explicatives, les CAP moyens sur le site d'application peuvent être calculés sur la base des paramètres estimés sur le site d'étude et des valeurs des variables explicatives sur le site d'application. Alors, les CAP moyens observés sur le site d'application et la distribution des montants de CAP peuvent être comparés avec les CAP calculés sur le site d'application et sa distribution via les tests déjà mentionnés.

Hypothèse 3 : pour les transferts par fonction, les paramètres estimés de la fonction de bénéfices sur les sites d'étude et d'application sont comparés. Les montants de CAP sur le site d'application sont calculés en utilisant les paramètres estimés sur le site d'étude et les valeurs des variables explicatives sur le site d'application. Les tests statistiques appropriés sont le test du multiplicateur de Lagrange, également appelé Score test, et le test de Chow.

Hypothèse 4 : il s'agit de vérifier si les fonctions de bénéfices estimées *in situ* et par transfert proviennent d'une fonction sous-jacente commune. On utilise le ratio de vraisemblance, la procédure est la même que celle du test de Chow. Tout d'abord, les données indépendantes sont rassemblées et un modèle unique est estimé. Ensuite, la base de données est divisée en 2 parties et le même modèle est estimé encore, mais cette fois pour chaque partie séparément. Comme le Score test, le test du ratio de vraisemblance est distribué comme une variable de Chi-2. Si l'échantillon est assez grand, ces deux tests devraient donner les mêmes résultats.

4.2. Comparaison des différentes approches de transfert

L'approche par transfert de fonction a été décrite comme une approche idéale. En théorie, cette approche est favorisée car elle permet de tenir compte du marché spécifique du site d'application. Toutefois, les résultats empiriques ne sont pas aussi unanimement favorables au transfert de fonction. Il est clair que le contexte de l'étude, de même que les données disponibles et l'objet du transfert, constituent des éléments clés dans le choix de la meilleure méthode.

4.2.1. Transfert direct vs. transfert de fonction :

Les enseignements que l'on peut retirer à partir des études sur la validité du transfert sont de plusieurs ordres. Comme le souligne Genty (2005), il existe une divergence entre théorie et pratique. Un consensus existe parmi les économistes pour dire que le transfert par fonction est supérieur au transfert direct de valeurs. Celui-ci repose sur des études qui, bien que présentant souvent des résultats mitigés, semblent plutôt favorables au transfert par fonction (voir encadré 6).

Encadré 6. Le transfert par fonction, plus performant que le transfert direct

Loomis (1992) teste la performance des transferts par fonction en utilisant la méthode des coûts de transport pour la pêche récréative dans les États de l'Oregon, Washington et l'Idaho. Son hypothèse de départ est qu'un transfert effectué via une fonction de demande provenant d'un site récréatif similaire devrait conduire à une estimation moins biaisée des bénéfices qu'un transfert direct. Cette hypothèse repose notamment sur le fait que les bénéfices estimés par la méthode des coûts de transport, comme par l'évaluation contingente, sont souvent des fonctions complexes des caractéristiques du site, des utilisateurs et autres attributs qui varient en fonction des lieux d'habitation des visiteurs. Quelle que soit la méthode choisie, les résultats obtenus rejettent la validité du transfert lorsque celui-ci est effectué d'un État à l'autre. Pour le transfert pratiqué dans les limites d'un même État, Loomis trouve effectivement une marge d'erreur plus faible pour le transfert par fonction.

Quelques années plus tard, Kirchhoff *et al.* (1997) effectuent une étude comparative de ces deux approches de transfert. L'analyse conduit à un rejet de la validité du transfert direct. Par ailleurs, bien que sa validité ne soit pas confirmée pour tous les cas de figure étudiés, le transfert par fonction semble quant à lui donner de meilleurs résultats. Ces résultats mitigés renforcent néanmoins l'intuition d'une nécessaire similarité entre les sites étudiés.

Cependant, l'approche empirique ne confirme pas toujours cet avis. Dans certains cas, le transfert de valeurs donne des résultats semblables, voire supérieurs, au transfert de fonction dont la validité n'est pas toujours confirmée (encadré 7).

Encadré 7. Une validité non confirmée du transfert par fonction

Bien que le consentement à payer moyen et la distribution statistique des consentements à payer obtenus par évaluation contingente soient les mêmes dans les deux études analysées, les résultats des tests effectués par Brouwer *et al.* (1997) rejettent la validité du transfert par fonction. Pourtant, les auteurs ont tenu compte des distorsions détectées et ont respecté les critères posés par Desvousges *et al.* (1992) pour un transfert valide (objet évalué et sites similaires, scénarios identiques). En outre, contrairement à ce qu'ils espéraient, le fait de prendre en compte les effets dus aux distorsions ne semble pas faire de différence quant à la validité du transfert. Les causes avancées pour cette défaillance résident majoritairement dans des différences observées dans la méthodologie de l'évaluation (utilisation de photos couleur, méthodes de détermination du consentement à payer, tailles des échantillons etc.). Bien que ces résultats soient en-deçà de ce que l'on aurait pu espérer, les auteurs ne remettent pas en cause le principe du transfert.

Les raisons avancées par Genty sont les suivantes : les procédures de test de validité utilisées dans les différentes études n'étant pas homogènes, on ne compare pas la même chose dans chacune d'elles. La taille des échantillons dans les études primaires servant de base au transfert, est également différente d'une étude à l'autre et parfois même hétérogène au sein d'une même étude. Enfin, la mauvaise qualité de certaines données primaires et un manque de rigueur dans l'étude sur la validité peuvent également être mises en cause dans certaines analyses.

Depuis peu, les espoirs se sont tournés vers une autre approche : le transfert par méta-analyse. Suite aux tests plutôt prometteurs effectués par Rosenberger et Loomis (2000) et Shrestha et Loomis (2003), Bergstrom et Taylor (2006) pensent qu'avec les progrès à venir dans ce domaine encore jeune, le transfert de bénéfices par méta-analyse pourrait s'avérer suffisamment efficace pour être utilisé. Tout du moins lorsque le degré de précision recherché n'est pas trop élevé, auquel cas une enquête primaire reste à favoriser.

4.2.2. Transfert par méta-analyse :

Les méta-analyses sont désormais courantes en économie de l'environnement, en particulier pour l'évaluation de biens non marchands. Malheureusement, peu d'entre elles s'intéressent à la façon dont les méta-analyses peuvent être utilisées pour améliorer les pratiques de transfert. Seules quelques études ont testé la validité et la fiabilité des transferts de bénéfices par méta-analyse (encadré 8).

Encadré 8. Test empirique de la fiabilité de la méta-analyse pour le transfert de bénéfices

Lindhjem et Navrud (2008) cherchent à tester la validité et la fiabilité des transferts de bénéfices fondés sur des méta-analyses. L'étude s'appuie sur une méta-analyse d'études contingentes menées en Norvège, Suède et Finlande. Les auteurs analysent l'erreur de transfert de quatre spécifications de modèles de méta-régression et utilisent les deux meilleurs modèles pour comparer le transfert par méta-analyse avec des techniques simples de transfert de valeurs unitaires. Une question clé est de savoir si les transferts par méta-analyse atteignent des gains de fiabilité justifiant l'effort supplémentaire qui doit être fourni au départ. Les résultats obtenus suggèrent que les transferts par méta-analyse ne donnent pas toujours des gains de fiabilité par rapport aux techniques simples de transfert, comme souvent proclamé dans la littérature relative aux méta-analyses. Toutefois, d'autres tests devraient être effectués pour d'autres biens environnementaux et d'autres pays avant d'écarter définitivement les méta-analyses comme outil pour le transfert.

L'utilisation d'une méta-analyse permet, *a priori*, de prendre en compte de façon plus stable les caractéristiques des sites d'étude et d'application. Cependant, d'après les résultats obtenus, notamment par Lindhjem et Navrud (2008), la plupart des méta-analyses sous-estiment les impacts potentiels des spécifications du modèle, de la valeur des variables méthodologiques ainsi que des autres choix incombant à l'analyste sur les performances du transfert. Par ailleurs, cette méthode comporte des écueils particuliers dont il convient de tenir compte. Ceux-ci résident principalement dans l'hétérogénéité des sites et des méthodologies de recherche des études primaires intégrées au sein d'une même méta-analyse. Face à ces limites, Moeltner *et al.* (2007) envisage la méta-analyse par régression bayésienne. Toutefois, si les résultats obtenus conduisent effectivement à des améliorations considérables dans l'efficacité prédictive du méta-modèle, ces avantages sont à mettre en regard d'une plus grande complexité de celui-ci⁵.

Pour conclure sur la question du choix de l'approche la plus efficace de transfert, nous pouvons nous pencher sur l'article plus récent de Bateman *et al.* (2009) dont l'objectif est justement de déterminer les principes régissant le choix à effectuer parmi les méthodologies disponibles. D'après les résultats obtenus, lorsque l'analyse n'utilise que des sites similaires, les erreurs de transfert semblent minimisées avec une méthode de transfert simple de valeur moyenne. Cependant, quand des sites dissemblables sont utilisés, alors l'approche par valeur moyenne génère les plus hauts niveaux d'erreur. Dans ces cas là, les approches par transfert de fonction intègrent mieux l'hétérogénéité et conduisent donc aux erreurs les plus faibles. Ces erreurs sont minimisées quand les fonctions sont spécifiées de sorte à inclure les variables génériques que les économistes s'attendent à trouver dans des fonctions d'utilité typiques⁶. Inclure des variables *ad-hoc* pour lesquelles la théorie n'a aucune attente semble, à l'inverse, conduire certes à une amélioration dans les statistiques de ces fonctions pour les données du site d'étude, mais également à des erreurs plus importantes lors du transfert de ces fonctions sur d'autres sites. Outre le choix de l'approche de transfert, celui de la méthode d'évaluation la plus appropriée se pose également.

⁵ Les modèles bayésiens retiennent également l'attention de Morrison et Bergland (2006) pour les transferts futurs. Théoriquement, ces modèles ont le potentiel de produire une distribution de bénéfices estimés pour différents attributs environnementaux, ce qui clarifie l'influence des différences de sites et populations sur les valeurs estimées. Cela pourrait fournir aux praticiens du transfert une méthode améliorant la précision du transfert dans les cas où des différences de contexte se produisent.

⁶ C'est-à-dire celles dont on peut expliquer théoriquement l'influence sur le CAP

4.3. Comparaison des différentes méthodes d'évaluation

Bien que le choix de la méthode d'évaluation soit régi en priorité par l'objet environnemental évalué, nous avons vu que l'utilisation d'une méthode plutôt qu'une autre a un impact non négligeable sur les résultats obtenus. Malheureusement, les tests menés jusqu'ici portent principalement sur l'évaluation contingente et l'analyse conjointe, très peu sur les autres méthodes.

4.3.1. Transfert de bénéfices à partir d'évaluations contingentes

Concernant l'évaluation contingente, les résultats obtenus par Downing et Ozuna (1996) sont loin d'être concluants (voir encadré 9). La majorité des fonctions transférables testées n'a pas donné de bénéfices estimés similaires, l'approche du transfert de bénéfices par fonction reposant sur des évaluations contingentes n'est donc pas jugée fiable par les auteurs. Les raisons supposées à ces résultats décevants sont la non-linéarité du modèle utilisé pour estimer les fonctions de bénéfices, ainsi que la non-linéarité des bénéfices estimés eux-mêmes. Cette dernière introduit des asymétries possibles conduisant à des divergences entre des fonctions de bénéfices statistiquement similaires et leurs bénéfices estimés respectifs. Les auteurs pensent que des résultats identiques risquent d'être obtenus lorsque le transfert est effectué via la méthode des coûts de transport car les bénéfices sont également des fonctions non-linéaires de variables aléatoires.

Encadré 9. Test des transferts de bénéfices par évaluation contingente

Downing et Ozuna (1996) testent la fiabilité du transfert de bénéfices par fonction reposant sur des évaluations contingentes. Pour ce faire, ils utilisent des données collectées par évaluations contingentes à choix dichotomiques sur des pêcheurs en eaux salées questionnés sur huit régions contiguës de la côte du Golfe du Texas sur trois périodes de temps distinctes (1987, 1988 et 1989). Afin de déterminer si des fonctions de bénéfices statistiquement similaires donnent des mesures de bien-être statistiquement identiques, les auteurs ont identifié les fonctions supposées transférables pour les différentes périodes de temps et ont vérifié la convergence statistique des bénéfices obtenus. Les résultats sont saisissants. Pour les cas portant sur les années 1987-1988, sur 5 fonctions transférables intra-région, aucune ne donne de mesures de bien-être statistiquement similaires. Sur les 28 fonctions de bénéfices transférables entre régions, seules trois conduisent à des mesures de bien-être statistiquement identiques. Des résultats similaires sont obtenus pour les années 1987-1989.

Les résultats obtenus pour les évaluations contingentes soulignent la complexité d'essayer de trouver des valeurs que les agents portent à des biens et services fournis par l'environnement. L'étendue selon laquelle ces valeurs diverses et subjectives peuvent être légitimement agrégées en une seule mesure objective comme cela est fait dans les évaluations contingentes ou les analyses conjointes, peut être questionnée.

4.3.2. Transfert de bénéfices à partir d'analyses conjointes :

Au cours des dix dernières années, les expériences de choix (ou analyse conjointe) ont été utilisées de plus en plus fréquemment pour évaluer économiquement les biens non marchands. L'intérêt est que les analyses conjointes permettent d'introduire des variations

dans la qualité environnementale ainsi que des divergences dans les caractéristiques socio-économiques lors du transfert. Pourtant, peu d'études publiées ont utilisé des estimations provenant d'expériences de choix pour transférer des valeurs du site d'étude à un site d'application, sans doute en raison de la relative « jeunesse » de cette méthode.

Les résultats obtenus par Morrison *et al.* (encadré 10) indiquent que le transfert de prix implicites générés par une modélisation de choix est valide la plupart du temps. Les transferts entre sites montrent une validité convergente plus importante qu'entre populations. D'après les auteurs, cette plus grande validité des transferts entre sites peut être expliquée par la capacité de la modélisation de choix à permettre des variations différentes de la qualité environnementale entre sites.

Encadré 10. Test des transferts de bénéfices par analyse conjointe

Morrison *et al.* (2002) utilisent une technique d'analyse conjointe, connue sous le nom de modélisation des choix, afin de voir si ces techniques sont appropriées au transfert. Deux tests de validité convergente sont effectués sur des sous-échantillons de manière à déterminer l'étendue de l'erreur rattachée d'une part aux transferts entre différents sites d'étude et, d'autre part, aux transferts entre différentes populations pour un même site d'étude. En comparant deux types de transfert, les auteurs cherchent à identifier les transferts pour lesquels les techniques conjointes subissent le moins d'erreur. L'étude de cas porte sur la valeur d'une amélioration environnementale concernant deux zones humides éphémères dans le New South Wales en Australie. L'objectif de l'étude étant de savoir si les techniques conjointes comme la modélisation de choix sont ou non adaptées au transfert de bénéfices, trois tests de validité convergente ont été conduits pour chaque type de transfert. Dans le premier test, l'égalité des deux modèles est examinée, ensuite, l'égalité des prix implicites est testée et, enfin, l'égalité des estimations de surplus compensateurs est testée.

Par ailleurs, une revue de la littérature effectuée par Morrison et Bergland (2006) suggère que les prix implicites générés en utilisant la modélisation de choix sont équivalents lorsque la population est relativement similaire et lorsque les sites évalués sont les mêmes ou, tout du moins, similaires. Cependant, si les sites ou les populations étudiées divergent, les prix implicites risquent d'être différents. Par exemple, des différences apparaîtront entre les préférences de ceux qui vivent dans la zone d'étude et ceux qui n'y vivent pas. Il y a donc une limite au-delà de laquelle les estimations par modélisation des choix ne peuvent plus être transférées de façon fiable. Les praticiens du transfert doivent avoir connaissance de toute différence pouvant être présente et de ses effets probables sur le transfert. Ainsi, des méthodes plus sophistiquées sont nécessaires pour des sites et des populations différentes. Les auteurs considèrent que les méta-analyses peuvent représenter une option intéressante, bien que leur utilisation dépende de la disponibilité d'un stock suffisant d'études sources, ce qui n'est pas le cas pour l'instant pour la modélisation des choix.

De la même manière, si les goûts varient parmi les personnes interrogées (préférences hétérogènes) les estimations classiquement utilisées (modèles logit conditionnels) ne devraient pas donner une description fiable de l'étendue des préférences, ce qui risquerait de conduire à des estimations de bien-être mal spécifiées. Les modèles avec préférences hétérogènes étant plus à même de capturer la variabilité des valeurs que les modèles classiques, il est possible de supposer raisonnablement qu'ils feront un meilleur travail de transfert de valeurs entre sites et populations, produisant des erreurs de transfert plus faibles. Cette hypothèse est testée par Colombo *et al.* (2007) puis par Baskaran *et al.* (2010) (voir encadré 11). Les résultats obtenus par Colombo *et al.* indiquent effectivement que le fait de permettre une certaine hétérogénéité des préférences en utilisant une approche par

paramètres aléatoires, comme le modèle logit à paramètres aléatoires (*random parameter logit*) réduit l'erreur de transfert entre sites. Les résultats obtenus par Baskaran *et al.* (2010) sont plus ambigus : il semblerait qu'évaluer à quel point le transfert de bénéfices est à même de prédire des valeurs sur de nouveaux sites et dans quelles conditions il est le plus efficace dépende du jugement professionnel de l'analyste, des données disponibles et des objectifs de l'étude.

Encadré 11. Modèle logit à paramètres aléatoires

Baskaran *et al.* (2010) reprennent la même technique par expérience de choix avec un modèle logit à paramètre aléatoire que celle utilisée par Colombo *et al.* (2007). Leur objectif consiste, d'une part, à estimer des valeurs pour des services écosystémiques sélectionnés associés à la viticulture et, d'autre part, à vérifier si le transfert des valeurs estimées pour les services écosystémiques en question entre des sites et des populations différentes est valable. Les enquêtes sont concentrées sur les deux plus grandes régions viticoles de Nouvelle Zélande, Marlborough et Hawk's Bay. La recherche traite chaque région à la fois comme site d'étude et comme site d'application ce qui permet à l'analyste d'estimer la précision des différents transferts. Le transfert direct et le transfert de fonction sont testés tous les deux. Malheureusement, les résultats des tests statistiques menés sont plutôt ambigus.

Si l'on en croit la revue de littérature effectuée par Morrison et Bergland (2006), dans la majorité des études menées, les résultats ne jouent pas en faveur de l'utilisation de l'évaluation contingente pour le transfert de bénéfices. Il y a plusieurs raisons possibles pour expliquer pourquoi les estimations ne sont pas équivalentes. Cela peut être dû aux différences entre les objets évalués, aux préférences variables des personnes interrogées sur chaque site ou encore aux différences de caractéristiques entre les personnes interrogées.

Les techniques multi-attributs, comme la modélisation de choix, ont été utilisées dans certains tests de transfert de bénéfices du fait de leur capacité à produire des estimations de variations marginales de la qualité environnementale. Ils sont donc potentiellement capables de composer avec au moins une des raisons empêchant le transfert par évaluation contingente. En produisant des estimations de la valeur marginale, les différences dans la taille de l'amélioration environnementale entre deux sites ne seront potentiellement pas une cause de divergence entre les estimations. Cependant, théoriquement, l'étendue de cet avantage de l'analyse conjointe dépendra de la proximité du niveau de base de la qualité environnementale dans les deux sites. Si ce niveau est différent, la similarité des estimations dépendra du fait que l'utilité marginale de variations dans la qualité de l'environnement est constante ou non. Pour finir, notons que dans le cadre d'une méta-analyse, il est possible d'utiliser des études employant des méthodes d'évaluation distinctes, à condition de tenir compte de cette diversité et de son influence éventuelle sur les résultats dans le méta-modèle.

Depuis quelques années, un nouveau concept a fait son apparition, celui des « services écosystémiques », nous pouvons donc nous interroger sur ce que l'introduction récente de ces services écosystémiques dans l'analyse relative à l'évaluation environnementale a changé pour le transfert de bénéfice.

5. Le transfert de bénéfices pour l'évaluation des services écosystémiques

Le processus consistant à identifier et à quantifier les services écosystémiques est de plus en plus reconnu comme étant un outil utile dans l'allocation efficiente des ressources environnementales (MEA, 2005). En estimant et en prenant en compte la valeur économique des services écosystémiques, des coûts et bénéfices sociaux qui autrement resteraient invisibles peuvent potentiellement être révélés et des informations vitales être internalisées. Cependant, atteindre un tel objectif nécessite une compréhension considérablement meilleure des services écosystémiques et des écosystèmes qui les fournissent (Troy et Wilson, 2006). Qu'est-ce que l'introduction des services écosystémiques a changé pour le transfert de bénéfice ?

Tout d'abord, l'incitation à une utilisation accrue du transfert de bénéfices se fait plus pressante lorsqu'il s'agit d'évaluer des bénéfices écosystémiques. L'absence de marché pour la plupart de ces bénéfices nécessite souvent de trouver des moyens créatifs d'obtenir des prix implicites adaptés. Or, les liens entre facteurs de stress environnementaux, impacts sur les écosystèmes et services écosystémiques sont complexes et souvent spécifiques aux sites étudiés (Iovanna et Griffiths, 2006). Aussi direct que le transfert de bénéfices puisse paraître, la sélection d'études existantes utilisables et l'ajustement puis l'application de leurs résultats présentent des challenges conséquents pour les analystes. Ces derniers ne peuvent pas faire grand chose lorsqu'une étude n'est pas suffisamment claire quant aux services et bénéfices évalués. Ce point est important car les études d'évaluation couvrent souvent de multiples services et bénéfices (voir encadré 12). Les exercices d'évaluation se concentrent typiquement soit sur un service écosystémique particulier et l'ensemble de bénéfices qu'il confère, soit sur un bénéfice particulier déterminé par un ensemble de services. Il est alors difficile de dégager de ces études précisément les informations requises pour le site d'application.

Encadré 12. Processus, fonctions, services et bénéfices écosystémiques

Processus et fonctions écosystémiques : les écosystèmes sont constitués de composants écosystémiques incluant des ressources comme l'eau de surface, les océans ou les différents types de couverture. Ces composants interagissent entre eux pour former des processus et fonctions, sources de services (Boyd et Banzhaf, 2007).

Services écosystémiques : les services écosystémiques finaux sont des composants de la nature, dont les humains profitent directement. Les services écosystémiques incluent l'organisation et la structure des écosystèmes ainsi que les processus et fonctions s'ils sont consommés ou utilisés de façon directe ou indirecte. Les fonctions et processus deviennent services si des humains en bénéficient (Fisher *et al.*, 2009)

Bénéfices écosystémiques : il s'agit du bien-être que les hommes retirent des services écosystémiques qu'ils consomment.

Utiliser le transfert de bénéfices pour estimer la valeur de services écosystémiques est *a priori* assez direct d'un point de vu conceptuel (voir encadré 13). C'est dans la 3^{ème} étape que le transfert de bénéfices peut être utilisé. Une méthode de plus en plus répandue pour ce faire est celle qui mesure la quantité des services écosystémiques avec des données spatiales puis utilise le transfert pour quantifier leur valeur monétaire. Connue sous le nom de cartographie des services écosystémiques, cette approche estime les valeurs des services écosystémiques pour un paysage donné.

Encadré 13. Méthode d'évaluation des services écosystémiques

Celle-ci se fait en 4 étapes (Plummer, 2009) :

1. Déterminer comment, et dans quelle mesure, une politique va modifier la structure d'un écosystème et sa fonction ;
2. Déterminer comment ces changements vont affecter les flux de services écosystémiques ;
3. Placer une valeur individuelle (consentement à payer) sur ces variations de flux de services écosystémiques ;
4. Agréger les valeurs individuelles de consentement à payer sur la population affectée par les changements.

La possibilité d'intégrer des données biophysiques ou relatives à l'évaluation des services écosystémiques est un phénomène relativement nouveau (Kreuter *et al.*, 2001). La désagrégation spatiale des services écosystémiques permet de visualiser le schéma et la distribution des éléments importants d'un paysage et de les superposer aux autres thèmes pertinents (Eade and Moran, 1996). En effet, des mesures agrégées de valeurs non marchandes, bien qu'utiles, peuvent obscurcir la nature hétérogène des ressources sous-jacentes qui fournissent ces services. Grâce à l'utilisation croissante des systèmes d'information géographique et de la disponibilité publique de données de bonne qualité concernant les couvertures terrestres, des entités biogéographiques comme les forêts ou les zones humides peuvent désormais être plus facilement reliées aux services écosystémiques qu'elles fournissent (Eade et Moran, 1996 ; Kreuter *et al.*, 2001). Cette approche complète les autres techniques de transfert mais rencontre de nombreux obstacles (voir encadré 14).

Encadré 14. Cartographie des services écosystémiques et transfert de bénéfices

Eigenbrod *et al.* (2010) étudient la cartographie des services écosystémiques par transfert de bénéfices. Ils remarquent une augmentation rapide du nombre d'études cartographiant la distribution spatiale des services écosystémiques depuis les travaux du MEA (2005). Du fait d'un manque en données primaires dans la plupart des lieux (Naidoo *et al.*, 2008), la cartographie de la distribution des services écosystémiques est principalement fondée sur des proxys. Or, le moyen le plus commun de produire ces proxys consiste à utiliser le transfert de bénéfices (Plummer, 2009 ; Troy et Wilson, 2006). Des applications récentes ont consisté à utiliser des estimations issues de petites régions et à les extrapoler à une zone plus vaste (Eade et Moran, 1996 ; Sutton et Costanza, 2002 ; Troy et Wilson, 2006). Toutefois, la valeur des services écosystémiques a des chances de varier de façon considérable en fonction des types de couverture. Par conséquent, la cartographie des valeurs de services écosystémiques basée sur des transferts de bénéfices peut conduire à des erreurs considérables, les implications de telles erreurs sur les conclusions tirées pour la décision publique ont été peu analysées.

À l'heure actuelle, la disponibilité d'études d'évaluation empiriques constitue une des limites les plus contraignantes au transfert de valeurs spatialement explicites. Un grand nombre de types importants de couverture n'ont pas encore fait l'objet d'évaluation économique et, pour ceux qui existent, un nombre limité de services a été évalué. Cette limitation dans la disponibilité des données d'évaluation est renforcée par le fait que seules les études économiques menées dans un contexte similaire doivent être utilisées (Desvousges *et al.*, 1992).

Dans son article, Plummer (2009) examine comment le transfert de bénéfices a été utilisé pour l'évaluation des services écosystémiques. La méthode en question applique une valeur estimée par hectare à toutes les zones proposant le même type de couverture terrestre ou le même type d'habitat. Plummer remarque que cette approche est particulièrement vulnérable aux erreurs de généralisation auxquelles nous avons déjà fait référence. Dans le cadre particulier d'une évaluation des services écosystémiques, Eigenbrod *et al.* (2010) séparent l'erreur de généralisation en trois composantes principales :

- L'erreur d'uniformité : une hypothèse majeure dans les applications récentes des cartographies fondées sur des transferts de bénéfices est que la valeur d'un service écosystémique est constante (uniforme) pour un type de couverture donné. L'erreur d'uniformité peut alors devenir un problème majeur car les écosystèmes n'ont pas de caractéristiques biophysiques constantes et les services fournis ne seront pas uniformes, même pour un type de couverture donné.
- L'erreur d'échantillonnage : l'impact potentiel de l'erreur d'échantillonnage est également important en raison du choix généralement très limité des sites d'étude pour estimer les valeurs de services écosystémiques (Rosenberger et Stanley, 2006). Au mieux plusieurs études sont disponibles (mais généralement une seule) dans lesquelles la valeur d'un service a été quantifiée pour un type de couverture terrestre particulier. Avoir un petit nombre de mesures disponibles augmente le risque d'erreur d'échantillonnage dans les valeurs estimées, même si les échantillons sont représentatifs.
- L'erreur de régionalisation : en plus d'être en petit nombre, les sites d'étude sont typiquement petits et géographiquement localisés dans les applications récentes de transfert, comparativement à la zone cartographiée, et peuvent donc ne pas être représentatifs de la région dans son ensemble. Généraliser d'une zone bien étudiée très localisée à une région plus grande peut introduire des problèmes d'extrapolation.

Si le transfert de bénéfices est de plus en plus favorisé dans l'analyse des services écosystémiques, il ne doit pas être appliqué à l'aveuglette. En effet, outre les restrictions déjà observées pour le transfert de bénéfices en général, des problèmes spécifiques à l'évaluation des services écosystémiques sont également à prendre en compte. À cet égard, l'utilisation de données spatiales, notamment via les systèmes de type GIS, semble prometteuse. Leur emploi, pour être efficace, nécessitera cependant au préalable d'effectuer davantage d'études primaires pour les couvertures terrestres les moins étudiées.

6. Recommandations pour un transfert valide

Face aux nombreuses limites rencontrées, les chercheurs ont déterminé un cadre méthodologique dans le but d'optimiser les résultats générés par le transfert quelle que soit la méthode choisie. Bien que datant principalement de 1992, les recommandations qui s'en suivent font encore autorité dans la littérature d'aujourd'hui.

Un transfert de bénéfices correct se fait généralement en 3 étapes (Bergstrom et Taylor, 2006) :

1. L'analyste décrit précautionneusement le site d'application et les actions proposées (en spécifiant les caractéristiques biologiques et physiques du site et comment les agents utilisent ce site ou y sont liés par des valeurs de non-usage). La population affectée doit également être identifiée.

2. À partir de ces éléments, l'analyste sélectionne les études existantes pertinentes pour fournir une base au transfert (des critères de correspondance doivent alors être respectés : retrouver un certain degré de similitude entre les sites sur plusieurs critères).
3. À partir de cet ensemble d'études jugées similaires, l'analyste dérive une estimation de la valeur économique de l'utilisation ou de la connexion en question puis l'applique sur le site d'application (soit directement soit via une fonction).

Idéalement, les études disponibles pour le transfert doivent être suffisamment riches pour inclure des études contenant des couvertures terrestres, politiques et populations identiques au site d'application de façon à limiter l'amplification des erreurs de mesure inévitablement présentes. Toutefois, les conditions idéales sont rarement respectées, l'art du transfert réside alors dans la capacité à minimiser les erreurs de transfert. Aussi convient-il, pour chaque étape, de prendre en compte un certain nombre de critères ou de précautions à respecter afin de s'assurer de la validité du transfert (Boyle et Bergstrom, 1992 ; Desvousges *et al.*, 1992, Brouwer, 2000).

Délimitation de la zone de marché (ou population concernée):

La zone géographique doit être définie de façon à ce que le surplus compensatoire des ménages à sa frontière soit égal à zéro. La taille du marché constitue une question critique dans la détermination d'un élément très important du processus de transfert : la taille de la population utilisée pour convertir les bénéfices par ménage en un bénéfice agrégé.

Détermination des valeurs du site d'application à estimer :

Il s'agit de spécifier la définition théorique des valeurs à estimer sur le site d'application. Les données socio-économiques représentent des aspects clés du site d'application devant être considérés lors de la détermination de la transférabilité des valeurs provenant d'un site d'étude. Cette information permet de vérifier si l'objet évalué et le groupe d'utilisateurs sont identiques, ou au moins similaires, sur les deux sites. Si des différences existent, la connaissance de ces variables pourra éventuellement permettre des ajustements systématiques des valeurs provenant du site d'étude de manière à ce qu'elles soient applicables au site d'application. Dans son article daté de 2000, Brouwer va plus loin dans la détermination de ces valeurs (voir encadré 15).

Identification des sites d'étude :

Cette étape implique la conduite d'une recherche bibliographique minutieuse. La qualité du ou des site(s) d'étude conditionnant de façon critique la qualité d'un transfert, une préférence évidente doit être donnée aux études récentes utilisant un mode de collecte des données et une procédure d'estimation fondées sur les dernières avancées de l'état de l'art en la matière. Pour réduire les difficultés liées au choix des sites d'études, Desvousges *et al.* (1992) ont déterminé cinq critères de sélection parmi les études disponibles (voir encadré 16).

En pratique, la plupart des études utilisées pour le transfert environnemental ne respectent pas ces cinq critères. Il s'agit plus d'une exception que d'une règle. En outre, même dans les cas où les études atteignent effectivement ces critères, aucun transfert ne peut être établi sans équivoque (Brouwer, 1998). Aussi la qualité des études constitue-t-elle un critère important. Celle-ci peut être estimée de différentes façons (Brouwer, 2000).

Encadré 15. Critères additionnels proposés par Brouwer (2000)

Définir les biens et services environnementaux : afin de garder l'analyse transparente et d'éviter les doubles comptes, les bénéfices préservés ou perdus doivent être identifiés. Une manière de le faire est de les séparer en bénéfices directs et indirects extractibles ou non. Dans l'objectif d'un transfert valide et fiable, l'identification de différents bénéfices économiques n'est pas suffisante. L'approvisionnement et les niveaux de qualité de ces bénéfices dans les situations cible et de référence sont tout aussi importants.

Identifier les parties prenantes : une fois que les bénéfices préservés ou perdus identifiés, les individus donnant une valeur à ces bénéfices pour ce qu'ils sont, les bénéficiaires ou parties prenantes, doivent être identifiés.

Identifier les valeurs détenues par les différents groupes de parties prenantes : un même bien ou service peut détenir différentes valeurs selon les individus. Lorsque les bénéfices provenant des biens et services environnementaux sont identifiés, il convient de déterminer les raisons pour lesquelles ces bénéfices sont pris en compte pas les différentes parties prenantes.

L'implication des parties prenantes comme déterminant de la validité des évaluations monétaires environnementales : un moyen pour être sûr que l'exercice de transfert génère des résultats socialement et politiquement acceptables est d'impliquer les parties prenantes affectées par la variation environnementale que les chercheurs vont questionner. Des groupes de parties prenantes ou leurs représentants, peuvent être interrogés quant à leur forme favorite de consultation en général et à la méthode de détermination de la valeur environnementale en particulier avant que tout structure ne leur soit imposée.

Encadré 16. Critères de sélection des sites d'étude

1. Les études considérées doivent être basées sur les données adéquates (identifiées lors des étapes précédentes), sur des méthodes économiques fiables et des techniques empiriques correctes ;
2. Le bien environnemental et ses différents niveaux d'approvisionnement sur les sites considérés doivent être similaires ;
3. Les résultats de la régression doivent décrire le consentement à payer comme une fonction de caractéristiques socio-économiques ;
4. Les sites d'étude et d'application devraient être similaires et avoir une population similaire ;
5. Les informations utilisables, les prix implicites substitués pour le site d'étude, les marchés pour les sites d'étude et d'application doivent être similaires.

Vérification de la qualité des estimations obtenues :

La valeur du site d'étude doit être étudiée en termes de choix de la valeur estimée, des procédures de collecte des données ainsi que des méthodes statistiques et de l'application de l'évaluation non marchande en elle-même. Cela ne signifie pas, à ce stade, que les estimations biaisées doivent être automatiquement exclues du transfert, mais qu'elles présentent des interrogations sérieuses concernant leur caractère transférable. Le principe est de tout faire pour obtenir des estimations non biaisées et, lorsqu'elles le sont, de vérifier

l'ampleur du biais (voir encadré 17). En effet, un biais raisonnable peut éventuellement être acceptable. Toutefois, une étude présentant de sérieux problèmes se traduisant par des biais importants devrait probablement être exclue.

Encadré 17. Vérification de l'ampleur des biais.

Tout d'abord, on peut regarder la validité interne des résultats de l'étude, soit l'étendue selon laquelle ces résultats correspondent à ce qui est théoriquement attendu (Brouwer, 2000). Les études devraient contenir suffisamment d'informations pour estimer la validité et la fiabilité de leurs résultats. Deuxièmement, le caractère approprié de la monétarisation des valeurs environnementales dans un contexte spécifique, via des consentements à payer individuels ou leur validité externe, peut être estimée en regardant le sens réel et le caractère interprétable des valeurs obtenues. Contrairement aux méthodes hédonique et de coût de transport, les évaluations contingentes permettent une estimation de la validité externe des consentements à payer donnés via le format social de l'enquête, c'est-à-dire via les taux de réponse, de réponses de protestation et des raisons pour lesquelles les personnes interrogées sont capables de donner un paiement spécifique. Ainsi, en plus de pré-test précis des formats d'enquête, il est recommandé qu'un débriefing post-enquête soit utilisé aussi bien pour les interviewer que pour les personnes interrogées, en groupe ou individuellement, afin de discuter du sens réel des réponses données dans le questionnaire. Une autre possibilité est de supposer que la qualité du transfert est satisfaisante si les valeurs non-marchandes sur le site d'étude sont statistiquement identiques à celles présentes sur le site d'application.

Collecte de données supplémentaires :

Le transfert peut nécessiter, ou tout du moins être amélioré, par une collecte simultanée de données primaires sur les sites d'étude et d'application. Cette étape a pour but d'identifier les informations relatives au site d'étude qui ne sont pas reportées dans les publications disponibles. Une collecte de données primaires peut également être nécessaire sur le site d'application afin de connaître les variables clés caractérisant les individus affectés. De telles informations peuvent être obtenues via une enquête avec des échantillons relativement petits et peuvent être utiles pour déterminer le caractère adéquat de l'étude pour le transfert ainsi que pour améliorer les ajustements possibles des valeurs du site d'étude de manière à ce qu'elles correspondent aux besoins liés au site d'application.

Tenir compte des effets de la méthode de détermination des valeurs :

Comme nous l'avons vu, différentes forme de recherche dans les méthodes d'évaluation environnementales telles que les coûts de transport, les méthodes hédoniques et les évaluations contingentes, donnent des résultats différents. Dans les deux premiers types de modèles, la plupart des différences semblent provenir des modèles spécifiques utilisés, des méthodes d'estimation statistique, de l'inclusion ou non de variables explicatives spécifiques, de la définition de ces variables et de la qualité des données. Dans les évaluations contingentes, les différents éléments d'enquête ont démontré de résultats différents quant aux consentements à payer obtenus. Un certains nombre d'effets liés à la forme de la recherche ont été étudiés par le passé, mode de paiement, format de détermination des consentements à payer, niveau d'information, sensibilité à l'échelle ou effet d'inclusion sont les plus importants.

Implication des parties prenantes dans l'agrégation des valeurs :

Une fois qu'une étude ou plus ont été sélectionnés et les valeurs trouvées, ces dernières peuvent être ajustées. Ces valeurs modifiées peuvent ensuite être discutées une nouvelle fois avant d'être extrapolées pour la population pertinente. Finalement, l'agrégat économique est inclus dans une analyse coûts - bénéfices avec les autres coûts et bénéfices économiques. Des critères additionnels, spécifiques à l'évaluation des services écosystémiques, sont proposés par Plummer (voir encadré 18).

Encadré 18. Critères spécifiques à l'évaluation des services écosystémiques

Concernant l'évaluation des services écosystémiques, le résultat du transfert peut être amélioré, selon Plummer (2009), par :

- Une meilleure caractérisation des actions affectant les services écosystémiques.

Évaluer un ensemble limité de services écosystémiques sur un site unique avec des limites naturelles bien définies peut être un moyen relativement aisé d'y parvenir. Cela sera probablement plus difficile pour un ensemble plus vaste de services sur une zone plus étendue.

- Une meilleure caractérisation de la façon dont les politiques considérées affectent les structures et fonctions écologiques et de comment ces effets vont modifier le flux de services écosystémiques.

Dans certains cas, le cadre politique sera du type « tout ou rien » (une zone humide sera entièrement comblée et remplacée par un parking par exemple). De nombreuses politiques ne sont pas aussi extrêmes et leurs effets sur les conditions écologiques doivent alors être précautionneusement décrits. La deuxième partie est tout aussi importante et nécessite d'étudier le problème de la métrique « simplement définir quoi mesurer et comment le mesurer ».

- Une meilleure identification des bénéficiaires des services écosystémiques.

La population affectée par un changement de politique altérant le flux de services écosystémiques dépendra du type de service (services marchands, services non marchands mais consommés sur le site, services non marchand en nature et produisant des effets écologiques hors site). Chaque type de service affectant différemment les populations, une grande attention doit être portée au moment d'agréger les valeurs des services écosystémiques individuelles.

7. Conclusion :

Le choix de la méthode de transfert la plus appropriée, et même celui de préférer une méthode de transfert à une étude primaire, dépend de l'objectif de l'étude. Si l'objectif de l'étude de transfert est d'obtenir plus de connaissances concernant certains bénéfices sur un site d'application ou de fournir une évaluation initiale de la valeur d'options politiques, alors un niveau de précision relativement faible est acceptable. Si l'objectif est d'aider à prendre une décision majeure, alors un degré plus précis est préférable. Dans de tels cas, des preuves patentes de la validité du transfert doivent exister ou une évaluation originale doit

Partie I : Revue de littérature relative au transfert de bénéfices

être demandée. D'un point de vue pratique, l'analyste doit considérer un arbitrage entre utiliser des estimations provenant de transfert de bénéfices et risquer de sous ou sur estimer les valeurs de consentement à payer à travers les sites et populations (et donc risquer de conduire à des erreurs de décision coûteuses) et gagner du temps et des ressources (Baskaran *et al.*, 2010).

Comme nous l'avons vu, le choix de la méthode de transfert optimale à utiliser dépend fortement de l'objectif de l'étude ainsi que des données disponibles. Il ressort néanmoins de cette analyse de la littérature, des éléments prometteurs vis-à-vis du transfert par méta-analyse. C'est pourquoi nous avons sélectionné cette méthode pour approfondir la question de la pertinence et de l'efficacité du transfert de bénéfices dans le cadre spécifique de l'évaluation des zones humides. Aussi, dans la seconde partie de ce document, après avoir détaillé davantage les spécificités du transfert par méta-analyse, nous emploierons-nous à tester l'efficacité de cette méthode à partir de données empiriques françaises.

Partie II : Utilisation d'une méta-analyse pour le transfert de bénéfices appliqué aux zones humides

8. Revue des méta-analyses appliquées aux zones humides

Les efforts entrepris pour préserver et créer des écosystèmes de zones humides dépendent de la reconnaissance de leur valeur écologique aussi bien qu'économique (Ghermandi *et al.*, 2008). L'évaluation des zones humides d'un point de vue économique nécessite une analyse anthropocentrique. La valeur d'un actif environnemental est déterminée par les opportunités de consommation et de production qu'il fournit aux hommes, c'est-à-dire ses impacts sur le bien-être humain. La logique économique derrière la conservation et la création d'écosystèmes de zones humides est donc liée aux biens et services qu'ils fournissent.

Toutefois, le caractère de bien public de la plupart des services fournis par les zones humides, fait que ces dernières sont souvent sous-estimées dans les décisions traitant de leur utilisation ou de leur conservation. En partie en réponse à cette situation, il existe désormais une littérature substantielle relative à l'évaluation des zones humides (Brander *et al.*, 2003). Les études empiriques en question varient grandement en termes de techniques d'évaluation utilisées, de produits et services évalués, de type de zone humide et de localisation géographique de ces zones. Cette grande hétérogénéité explique, notamment, le choix de la méta-analyse comme méthode d'évaluation.

C'est Glass qui, en 1976, utilise le premier le terme de « méta-analyse » pour décrire les méthodes utilisées pour résumer les résultats provenant d'études multiples. Il est également crédité de l'introduction dans les sciences sociales de cette méthode à l'origine utilisée en médecine et psychothérapie (Smith et Pattanayak, 2002 ; Brouwer *et al.*, 1999). La méta-analyse est une méthodologie permettant de résumer les résultats provenant d'études existantes. Elle estime les relations statistiques existant entre les valeurs obtenues dans différentes études en utilisant des variables explicatives capturant l'hétérogénéité au sein des études et entre études. L'objectif recherché par ces méta-analyses peut être de trois ordres (Bergstrom et Taylor, 2006) :

- a. Faire le point sur la littérature relative à un objet d'évaluation en particulier.
- b. Tester des hypothèses quant aux effets des variables explicatives sur la variable dépendante.
- c. Résumer la littérature dans le but de déterminer un modèle de transfert de bénéfices.

Les avantages généralement associés aux méta-analyses est qu'elles utilisent des informations provenant d'un plus grand nombre d'études que les autres méthodes de transfert, fournissant ainsi, *a priori*, des mesures plus rigoureuses de tendances centrales relatives à la valeur d'un bien ou d'un service environnemental (Rosenberger et Loomis, 2000). De plus, les différences méthodologiques peuvent être contrôlées lorsqu'une valeur est calculée à partir d'une fonction provenant d'une méta-analyse. En effet, en donnant aux variables indépendantes des valeurs spécifiques au site d'application, l'analyste peut potentiellement prendre en compte les différences entre le site d'étude et le site d'application. Enfin, les analyses multi-sites et multi-activités peuvent fournir des estimations pour des régions dans lesquelles aucune étude n'a été menée pour une activité donnée. Les méta-analyses peuvent alors projeter des estimations pour des activités nouvelles ou non étudiées. Un modèle général des méta-analyses est proposé par Bergstrom et Taylor (2006).

8.1. Modèle général :

Ce modèle général concerne l'estimation du consentement à payer pour un bien non marchand (Q) ou en ensemble de services (S) fournis par Q . La forme générale de la fonction d'utilité indirecte conditionnelle sous-jacente est :

$$V = V_j (P_j, M_j, Q_j, QUAL_j, SUB_j, H_j, I_j) \quad (1)$$

Où P_j = prix des biens marchands pour l'individu j , M_j = revenu du ménage pour j , Q_j = quantité du bien non-marchand disponible pour j , $QUAL_j$ = mesure de la qualité de Q disponible pour j , SUB_j = mesure des substituts de Q disponibles pour j , H_j = caractéristiques du ménage de j hors revenu, I_j = mesure de l'information disponible pour j .

En l'absence d'incertitude concernant l'offre et la demande, le consentement à payer pour une variation dans Q à partir d'un état de référence R à un état cible T , est défini par :

$$\Delta V = V_j (P_j^T, M_j - CAP, Q_j^T, QUAL_j^T, SUB_j^T, H_j, I_j) - V_j (P_j^R, M_j, Q_j^R, QUAL_j^R, SUB_j^R, H_j, I_j) \quad (2)$$

Résoudre l'équation (2) pour le consentement à payer donne la fonction générale :

$$CAP = f (P_j^T - P_j^R, Q_j^T - Q_j^R, QUAL_j^T - QUAL_j^R, SUB_j^T - SUB_j^R, H_j, I_j) \quad (3)$$

En cas d'incertitude sur l'offre ou la demande, les termes capturant les effets de cette incertitude doivent être inclus dans (2) et (3) et le consentement à payer dans (3) mesure alors le prix d'option. À partir de ce modèle général, trois approches peuvent être distinguées.

8.2. Trois approches de méta-analyses

Les fonctions d'utilité et de consentement à payer (1) et (3) forment la base de tout exercice de transfert de bénéfices par méta-analyse (TB-MA). L'approche la plus stricte est l'approche SSUT (Strong Structural Utility Theoretic). Elle implique de spécifier une forme structurelle de la fonction d'utilité indirecte (1). Le modèle est ensuite fondé sur la forme mathématique particulière de (3) dérivée de (1) et (2). Dans cette approche, les restrictions théoriques associées à (1) et (3) s'imposent au modèle de TB-MA⁷.

L'approche la moins stricte est l'approche NSUT (Non-Structural Utility Theoretic). Dans cette approche, le modèle de TB-MA contient généralement des variables explicatives liées à la théorie économique, mais les connexions entre ces variables et la fonction d'utilité sous-jacente ne sont pas spécifiées explicitement. Woodward et Wui (2001) soutiennent, par exemple, l'hypothèse selon laquelle il existe une fonction d'évaluation non observée qui détermine la valeur d'une zone humide en fonction de ses caractéristiques physiques, économiques et géographiques. Cette fonction n'est jamais écrite de façon explicite, elle ne peut donc pas influencer l'approche empirique en orientant le choix des variables explicatives. Le modèle empirique utilisé lie les valeurs des zones humides aux caractéristiques de la zone humide ainsi qu'à quelques caractéristiques de l'étude, mais aucune variable économique centrale suggérée par la théorie de l'utilité n'a été incluse.

⁷ Par exemple, le choix d'une fonction linéaire pour la fonction (1) indique que le revenu et les attributs du ménage sortent du modèle et ne seront pas inclus dans l'équation (3).

Partie II : Utilisation d'une méta-analyse pour le transfert de bénéfices appliqué aux zones humides

Entre l'approche SSUT et l'approche NSUT se trouvent les modèles de TB-MA où les connexions entre les variables explicatives et une fonction d'utilité sous-jacente sont explicitement spécifiées, mais seulement sous forme d'approximation. C'est l'approche WSUT (Weak Structural Utility Theoretic). Dans cette approche, les variables d'une fonction de consentement à payer empirique correspondent à l'équation (3) supposée dérivable d'une fonction d'utilité sous-jacente inconnue (1) et d'un modèle de différence d'utilité (2). Bien que les spécifications empiriques soient précisées par l'équation (3), le chercheur maintient une certaine flexibilité dans l'introduction de variables explicatives dans le modèle de consentement à payer qui ne proviendraient pas directement de la structure modélisée en (1) et (2)⁸.

Ainsi, les approches SSUT et WSUT (recommandées lorsque l'objectif de la méta-analyse est celui d'un transfert) indiquent que le modèle de TB-MA doit inclure des variables économiques centrales. La théorie économique suggère que ces variables comprennent des mesures de : prix, revenu, qualité, substituts et caractéristiques du ménage. Ces variables doivent être définies de façon cohérente à travers les études.

Tableau 1 : Principales caractéristiques des trois approches de méta-analyse

Approche	SSUT	WSUT	NSUT
Principe	Spécifie la forme structurelle de la fonction d'utilité indirecte Les variables explicatives utilisées dans la fonction de CAP découlent directement de la fonction d'utilité indirecte	Fonction d'utilité indirecte non spécifiée Les variables explicatives sont supposées provenir en partie de la fonction d'utilité indirecte	Fonction d'utilité indirecte non spécifiée Les relations entre variables explicatives du CAP et fonction d'utilité indirecte ne sont pas explicitées.
Variables explicatives	Dictées par la théorie économique (variables centrales)	Dictées en partie par la théorie économique et en partie par le contexte empirique de l'étude (variables centrales et empiriques)	Pas de variables économiques centrales, uniquement des variables liées au contexte empirique de l'étude (variables empiriques)
Estimations empiriques	Utilise les informations contenues dans les études sources pour estimer les paramètres de la fonction d'utilité, en déduire ceux de la fonction de CAP puis estimer ces derniers	Choix de la forme fonctionnelle de l'équation de CAP puis régression de cette équation afin d'estimer les paramètres des variables explicatives	Choix de la forme fonctionnelle de l'équation de CAP puis régression de cette équation afin d'estimer les paramètres des variables explicatives
Exemple	Smith et Pattanayak (2002)	Brander <i>et al.</i> (2003)	Woodward and Wui (2001)

⁸ Pour tester l'influence de choix méthodologiques sur les valeurs estimées, des variables relatives à la forme de l'étude peuvent être incluses dans le modèle empirique, ce qui ne serait pas approprié dans l'approche SSUT (Boyle *et al.*, 1994).

8.3. Méthodologie d'une méta-analyse :

La première chose à faire, selon Bergstrom et Taylor (2006), est de spécifier un protocole pour l'élaboration de la base de données. Il faut avant tout déterminer les objectifs du TB-MA, puis une stratégie de recherche pour l'identification des études potentiellement pertinentes avant de décrire le protocole de codage des données employé⁹.

Objectif

L'objectif de la méta-analyse doit être choisi en fonction du site d'application en question. Par exemple, l'agence X cherche à connaître la valeur récréative d'un site Y. L'objectif consiste alors à identifier toutes les études estimant la valeur de Z types d'activités récréatives pour des sites similaires à Y. Il faut alors développer un modèle de TB-MA pouvant être utilisé pour estimer la valeur d'activités récréatives sur le site Y.

Le consensus actuel est en faveur de l'exclusion d'un minimum d'études. Il semble, en effet, préférable de tenir compte de la qualité des études¹⁰, et des résultats afférents, plutôt que d'exclure les études de moindre qualité et d'écarter ainsi des informations. L'inclusion de la littérature grise permet de réduire le biais de publication. Cependant, l'erreur d'estimation risque d'en être augmentée la qualité des études n'étant plus garantie.

Critères de sélection

Identifier les études pertinentes peut être difficile quand on traite de biens et services environnementaux complexes. Certaines cohérences doivent être conservées :

- **Objet évalué :** l'objet Q évalué doit être à peu près le même entre les études. Cela peut s'avérer difficile, notamment dans le cas des zones humides lieux de processus écologiques complexes sources des services finaux diversifiés. Certaines études peuvent alors évaluer les services finaux tandis que d'autres évaluent les caractéristiques naturelles (processus, fonctions écologiques) qui en sont à l'origine. Il peut être difficile de grouper les estimations quand l'objet de l'évaluation est aussi difficile à définir et concilier entre études.
- **Échelle spatiale :** étendue géographique de Q et variation dans Q et S(Q) considérées.
- **Échelle temporelle :** intervalle de temps de la variation dans la ressource ou le service. Ces échelles sont supposées influencer le consentement à payer pour une variation dans Q et ses services et doivent donc être prises en compte dans le protocole de sélection.
- **Étendue de la variation dans la quantité de Q ou de ses services.** Des portées différentes devraient, en théorie, influencer le consentement à payer total de la protection d'une zone humide.
- **Les effets sur le consentement à payer des états final et de référence** doivent également être pris en compte.

⁹ Bergstrom *et al.* (2006) recommandent de faire valider ce protocole par des pairs en présentant une liste d'études potentielles qu'ils pourraient compléter.

¹⁰ Il est possible, par exemple, d'ajouter une variable explicative indicatrice de la qualité de l'étude.

Partie II : Utilisation d'une méta-analyse pour le transfert de bénéfices appliqué aux zones humides

Pour intégrer les incohérences potentielles, soit des ajustements doivent être faits dans les variables dépendantes, soit la source d'incohérence doit être prise en compte dans la partie droite de l'équation de TB-MA¹¹.

- Cohérence dans la mesure du bien-être : dans les approches de TB-MA, la variable dépendante correspond généralement au consentement à payer pour une variation dans la qualité, quantité ou service d'une ressource naturelle. La théorie économique indique que le consentement à payer pour une variation dans Q représente une mesure exacte de la mesure du changement de bien-être Hicksien défini dans l'équation (2). Pour satisfaire la cohérence de mesure de la variation de bien-être, les mesures de consentement à payer doivent représenter la même mesure Hicksienne. Or, cette mesure dépend de la méthode d'évaluation utilisée (cf. Tableau 2 ci-après). Il convient donc de vérifier ce qui est exactement mesuré dans chacune des études. En cas d'incohérences dans les mesures de bien-être, une calibration *ex post* peut être faite¹².

Codage des données :

Le protocole de codage comprend la sélection de l'information appropriée à extraire de chaque étude et la façon dont cette information doit être codée de sorte à donner une métrique numérique cohérente grâce à laquelle des études hétérogènes pourront être comparées systématiquement.

L'approche WSUT contient deux types d'information, celles utilisées dans l'équation (3) et celles nécessaires pour prendre en compte l'hétérogénéité entre études (qui n'est pas due aux différences dans les variables centrales présentées dans l'équation (3)). Pour les variables centrales (décrites dans la fonction théorique de consentement à payer), l'identification des variables à extraire est guidée directement par l'équation (3). En plus des mesures de l'objet évalué, Q , et des consentements à payer pour des variations de Q , un modèle général théorique de l'utilité nécessite généralement l'inclusion de mesures de revenu, des caractéristiques démographiques ainsi que des informations relatives aux biens substitués et compléments. Les variables prenant en compte l'hétérogénéité des études primaires se réfèrent à la construction de l'enquête (méthode d'évaluation, détermination du consentement à payer, méthode de calcul du consentement à payer etc.).

Estimation empirique :

À ce stade, les approches SSUT et WSUT divergent. L'approche WSUT (la plus couramment utilisée) traite les données collectées comme une base de données transversale ou de panel. Si plus d'une estimation est fournie par une étude, la donnée est une donnée de panel.

¹¹ Par exemple, Woodward et Wui (2001) ont pris en compte les différences dans la taille des zones humides en ajustant les variables dépendantes (le CAP est devenu un CAP/acre). Brouwer *et al.* (1999) ont intégré les différences dans la taille des zones humides en incluant des variables indicatrices pour les tailles des zones humides dans la partie droite de l'équation.

¹² Les évaluations contingentes mesurent le surplus du consommateur Hicksien, la méthode des coûts de transport mesure le surplus du consommateur Marshallien. Cette différence est à prendre en compte, à moins qu'elle ne soit estimée négligeable. Dans la plupart des cas, les informations nécessaires pour une calibration ne sont pas disponibles. Une solution est alors de n'inclure que les mesures de bien-être cohérentes (mais cela réduit la taille de l'échantillon). Une autre solution consiste à intégrer le problème de la cohérence de la mesure de la variation de bien-être dans la régression en utilisant une variable indicatrice du type de mesure du bien-être.

Tableau 2 : Méthodes d'évaluation et mesures du bien-être associées

Méthode d'évaluation	Description	Mesure du bien-être
Evaluation contingente	Questions hypothétiques pour obtenir le CAP	surplus compensatoire ou équivalent
Coûts de transport	Estimation de la demande (CAP) sur la base des coûts associés à la visite d'un site	surplus du consommateur
Prix hédoniques	Estimation du CAP sur la base de différences de prix et de caractéristiques de produits liés	surplus du consommateur
Fonction de production	Estimation de la valeur d'un intrant dans une fonction de production	surplus du consommateur et du producteur
facteur de revenu net	assigner une valeur en tant que revenu d'un (ou de plusieurs) produit(s) associé(s) nets des coûts des autres facteurs	surplus du producteur
Coût de remplacement	coût de remplacement de la fonction par une technologie alternative	valeur plus grande que le coût de production courant
Coût d'opportunité	valeur du meilleur usage alternatif des ressources (par exemple usage agricole de l'eau et de la terre)	surplus du consommateur, surplus du producteur, ou revenu total de la meilleure alternative
Prix de marché	assigner des valeurs égales au revenu de marché des biens et services	revenu total

(Source : traduit de Brander *et al.* (2003))

Comme nous l'avons vu, l'approche WSUT inclut deux ensembles de variables indépendantes : les variables économiques centrales et des variables de construction de l'étude. Ces dernières permettent de poser des hypothèses afin de tester les choix méthodologiques du chercheur sur les valeurs estimées. Ces tests d'hypothèse, plus que le transfert, peuvent être la motivation première d'une méta-analyse utilisant l'approche WSUT. Toutefois, en expliquant mieux l'hétérogénéité entre études, les variables liées à la construction de l'étude peuvent également améliorer le pouvoir prédictif d'un modèle de méta-analyse utilisé pour un transfert (la matrice de covariance doit alors être ajustée pour refléter les hypothèses de bonne pratique avant que le transfert ne soit effectué).

Enfin, une attention particulière doit être apportée au choix de la forme fonctionnelle dans un modèle WSUT empirique. Il convient de considérer les implications du choix de la forme fonctionnelle sur la cohérence économique des estimations de coefficient qui en résultent. Par exemple, une forme linéaire peut être simple à estimer, mais peut supposer des comportements non réalistes comme un consentement à payer positif pour une variation de qualité proche de zéro. Les modèles log-linéaires ou semi-log peuvent permettre des relations intéressantes entre la variable dépendante et les variables indépendantes, mais l'estimation de la variable dépendante est alors plus difficile à obtenir. Ce dernier point est

Partie II : Utilisation d'une méta-analyse pour le transfert de bénéfices appliqué aux zones humides

particulièrement important dans les TB-MA puisque l'objectif de ces modèles consiste justement à prédire des consentements à payer à partir d'un échantillon.

Dans une approche SSUT, le chercheur utilise l'information des études initiales pour estimer les paramètres d'une fonction d'utilité sous-jacente (Smith et Pattanayak, 2002).

8.4. Méta-régressions

La forme de méta-analyse la plus couramment utilisée est la méta-régression. Dans un transfert de bénéfices par méta-régression, les coefficients de l'équation de méta-régression estimés à partir des études existantes sont utilisés pour estimer les bénéfices sur un site non étudié. D'après Shrestha et Loomis (2001), pour effectuer un transfert de bénéfices à partir d'une méta-régression, il suffit d'activer les variables pertinentes pour le site d'application du modèle de méta-régression et de mettre toutes les autres variables égales à zéro. Malheureusement, dans le cadre d'une application empirique d'un tel modèle, certaines variables peuvent ne pas être connues pour le site d'application. Notamment celles relatives à la méthodologie puisque aucune étude n'existe pour ce site. Dans ce cas, les bénéfices estimés seront obtenus de deux manières différentes en :

1. Posant les variables d'activité et de caractéristiques du site pertinentes égales à 1, les variables non pertinentes égales à 0, et les variables relatives à la méthode à des niveaux reflétant les meilleures pratiques actuelles ;
2. Posant les variables applicables égales à 1 et les autres à leurs valeurs moyennes rapportées dans l'équation de méta-régression.

Dans le premier cas, cette façon de coder permettrait de mettre à jour les valeurs obtenues dans les études primaires en tenant compte des meilleures pratiques actuellement acceptées (sites substitués, format des questions, choix de la méthode d'évaluation etc.). Par contre, si le chercheur souhaite estimer une valeur pour le site d'application qui soit cohérente avec le mélange de méthodes d'évaluation présent dans la littérature, la seconde approche est préférable.

9. Construction d'une méta-analyse pour le transfert de bénéfices appliqué aux zones humides françaises

Pour construire une méta-analyse permettant de réaliser un transfert de bénéfices, il est nécessaire de faire un certain nombre de choix décrits ci-dessous.

Objectif : Notre objectif est d'effectuer un transfert de bénéfice par méta-analyse pour l'évaluation des zones humides françaises et de tester et analyser les résultats obtenus.

Choix des variables : plusieurs données sont nécessaires à la construction d'un modèle de méta-régression dans le but d'effectuer un transfert de bénéfices :

1. *La variable dépendante :* Il s'agit ici de déterminer ce que l'on cherche à estimer et la métrique à utiliser. D'après la littérature, il y a deux variables dépendantes possibles :
 - Le CAP moyen par ménage et par an pour préserver la zone humide, ou
 - la valeur de la zone humide par hectare et par an (en euro d'une année de référence à déterminer).

Nous retenons la **valeur de la zone humide par hectare par an en euro 2010** car certaines études de base ne donnent pas de valeur par ménage (méthodes basées sur les coûts par exemple), alors qu'on peut théoriquement transformer un CAP par ménage en valeur par hectare si l'on connaît l'étendue de la population concernée et la superficie de la zone humide étudiée.

2. *Les variables indépendantes ou explicatives* et le choix de la forme du modèle.

D'après la littérature, le modèle généralement utilisé est le suivant :

$$\ln(y_i) = a + b_s x_{si} + b_w x_{wi} + b_c x_{ci} + u_i$$

Où x_{si} sont les variables explicatives liées aux caractéristiques des études, x_{wi} celles associées aux zones humides et x_{ci} au contexte socio-économique des études. Les b correspondent aux coefficients de régression associés à ces variables.

Les caractéristiques retenues dans les méta-analyses passées traitant spécifiquement de zones humides sont présentées dans le Tableau 4 ci-après. Le Tableau 3 résume, quant à lui, les principales caractéristiques de ces études. Des informations plus détaillées sont données en annexe.

Notre choix de variables explicatives s'inspirera de ces deux tableaux. Pour chaque étude collectée, nous chercherons donc les informations suivantes ¹³:

- Auteur
- Dates de réalisation et de publication de l'étude

Caractéristiques des zones humides

- Type : dans un premier temps, nous retenons la typologie utilisée par Brouwer et al. (2003) et Ghermandi et al. (2008) : eau salée, eau salée marine, eau salée de lagune, eau salée de lac, eau douce, eau douce de rivière, eau douce lacustre, eau douce palustre, eau douce souterraine, eau douce et salée, créée par l'homme. Dans un second temps nous adopterons la typologie des zones humides proposée pour les SDAGE (Fustec et al., 2000).
- Taille : suivant Brouwer et al. (2003), nous retenons les catégories suivantes : très petite, petite, moyenne, grande, très grande
- Services/Fonctions : nous retenons dans un premier temps la typologie utilisée par Ghermandi et al. (2008) : protection (crues, tempêtes), approvisionnement

¹³ Cette liste de variables ainsi que les nomenclatures utilisées sont susceptible d'évoluer dans le rapport finale, en fonction des données disponibles dans les études de base.

Partie II : Utilisation d'une méta-analyse pour le transfert de bénéfices appliqué aux zones humides

en eau, qualité de l'eau, pêche, chasse (commerce), chasse récréative, pêche récréative, matériaux, bois, loisirs, esthétique, biodiversité. Dans une deuxième étape nous utiliserons la typologie des services écosystémiques proposée par TEEB (Sukhdev, 2008).

Caractéristiques de l'étude :

- Méthode d'évaluation : suivant Ghermandi *et al.* (2008) nous retenons les catégories suivantes : facteur de revenu net, coûts de transport, coûts de remplacement, évaluation contingente, prix hédoniques, coûts d'opportunité, prix de marché, fonction de production, expérience de choix.
- Type de valeur : suivant Brouwer *et al.* (2003) et Ghermandi *et al.* (2008) nous retenons les catégories : marginale, moyenne, usage, non usage, usage et non-usage
- Origine : dans notre cas toutes les études étant localisées en France, cette variable n'est pas pertinente car sa valeur sera identique pour toutes les études. Dans le cas où nous estimons notre propre fonction la localisation de la zone humide étudiée pourra être abordée soit par le grand bassin (6 bassins) soit par la région administrative (22 régions, un regroupement de régions pourra être envisagé).

Caractéristiques socio-économiques de la zone d'étude :

- PIB/Tête : toutes les études primaires étant situées en France, ce critère n'est pas pertinent. On utilisera plutôt le revenu fiscal moyen par ménage au niveau départemental (ou moyenne de plusieurs départements lorsque la population concernée s'étend sur plusieurs départements) (INSEE¹⁴).
- Densité de population : de la même façon on utilisera la densité de population moyenne par département (ou moyenne de plusieurs départements) (source INSEE¹⁵ :
- Densité des zones humides : Ghermandi *et al.* (2008) utilisent le nombre de zones humides dans un rayon de 100km autour de la zone considérée. Il nous faudra trouver une information équivalente pour les zones humides françaises.

La liste des études de zones humides françaises retenues pour la méta-analyse est donnée en annexe 2.

3. Les coefficients des variables indépendantes. Deux approches sont retenues : dans un premier temps les coefficients estimés par Ghermandi *et al.* (2008) seront utilisés et appliqués aux valeurs des variables indépendantes pour chacune des études françaises retenues. Les valeurs ainsi obtenues seront comparées aux valeurs estimées par les études directes. Dans un second temps, une nouvelle méta-analyse des études françaises de zones humides sera réalisée. Ses résultats seront comparés à ceux de Ghermandi *et al.* (2008). Enfin un transfert sera réalisé sur la base de cette nouvelle fonction pour chacune des études françaises de base.

4. Des données relatives aux variables indépendantes pour le site d'application.

Une base de données des caractéristiques des études françaises listée en annexe 2 est en cours d'élaboration, sous la forme d'un fichier Excel.

¹⁴ <http://www.insee.fr/fr/bases-de-donnees/default.asp?page=statistiques-locales.htm>

¹⁵ <http://www.statistiques-locales.insee.fr/esl/default.asp?page=statistiques-locales/chiffres-cles/recherche-zonage/choix-pdf&IdSelGeo=81&Niveau=DEP>

Partie II : Utilisation d'une méta-analyse pour le transfert de bénéfices appliqué aux zones humides

Tableau 3 : Synthèse des méta-analyses traitant de zones humides

Auteurs	Brouwer <i>et al.</i>	Brouwer <i>et al.</i>	Woodward et Wui	Brander <i>et al.</i>	Ghermandi <i>et al.</i>	Ghermandi <i>et al.</i>
Date de l'étude	1997	1999	2001	2003	2007	2008
Objectif *	Test d'hypothèses	Bilan de la littérature Test d'hypothèses	Test d'hypothèses	Bilan de la littérature Test d'hypothèses Test du TB	Test d'hypothèses	Test d'hypothèses
Approche	NSUT	NSUT	NSUT	SSUT	SSUT	SSUT
Etudes incluses	Croward et Turner (1996)	Croward et Turner (1996)			Brander <i>et al.</i> +	Brander <i>et al.</i> +
Nombre	30	30	39	80	155	167
Provenance	Pays développés	Pays développés	Amérique du Nord Europe	25 pays Tous les continents	Tous les continents (Développés et PED)	Tous les continents (Développés et PED)
Critères de sélection	Evaluations contingentes sauf : <ul style="list-style-type: none"> ▪ études non spécifiques aux fonctions de ZH ; ▪ études en zone non tempérée ou PED ; ▪ études expérimentales ; ▪ études redondantes ; ▪ études focalisés sur la demande récréative liée à l'eau ; ▪ études trop anciennes ; ▪ études à valeurs non comparables. 	Evaluations contingentes sauf : <ul style="list-style-type: none"> ▪ études non spécifiques aux fonctions de ZH ; ▪ études en zone non tempérée ou PED ; ▪ études expérimentales ; ▪ études redondantes ; ▪ études focalisés sur la demande récréative liée à l'eau ; ▪ études trop anciennes ; ▪ études à valeurs non comparables. 	Etudes présentant suffisamment de points communs pour être comparées dans une méta-analyse	Etudes présentant suffisamment de points communs pour être comparées dans une méta-analyse	Zones humides	Zones humides
Méthode d'évaluation	Evaluations contingentes	Evaluations contingentes	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Facteur de revenu net, ▪ coûts de transport, ▪ coûts de remplacement, ▪ évaluations contingentes, ▪ prix hédoniques 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Facteur de revenu net, ▪ coûts de transport, ▪ coûts de remplacement, ▪ évaluations contingentes, ▪ prix hédoniques, ▪ coûts d'opportunité, ▪ prix de marché, ▪ fonction de production 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Facteur de revenu net, ▪ coûts de transport, ▪ coûts de remplacement, ▪ évaluations contingentes, ▪ prix hédoniques, ▪ coûts d'opportunité, ▪ prix de marché, ▪ fonction de production, ▪ expérience de choix 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Facteur de revenu net, ▪ coûts de transport, ▪ coûts de remplacement, ▪ évaluations contingentes, ▪ prix hédoniques, ▪ coûts d'opportunité, ▪ prix de marché, ▪ fonction de production, ▪ expérience de choix

* Les objectifs font ici référence aux trois objectifs possibles d'une méta-analyse cités précédemment dans le texte, à savoir : faire un bilan de la littérature, tester des hypothèses quant aux effets des variables explicatives sur la variable dépendante ou transférer des valeurs.

Partie II : Utilisation d'une méta-analyse pour le transfert de bénéfices appliqué aux zones humides

Auteurs	Brouwer <i>et al.</i>	Brouwer <i>et al.</i>	Woodward et Wui	Brander <i>et al.</i>	Ghermandi <i>et al.</i>	Ghermandi <i>et al.</i>
Type de ZH	Tempérées	Tempérées	N.A.	Naturelles (toutes)	Naturelles et créées	Naturelles et créées
Variable dépendante	CAP moyen par ménage par an	CAP moyen par ménage par an	Valeur annuelle par acre en \$US90	Valeur annuelle en \$US95 par hectare	Valeur annuelle en \$US03 par hectare	Valeur annuelle en \$US03 par hectare
Variables explicatives	Caractéristiques de la zone humide					
	Type, fonction, taille	Type, fonction, taille	Service, localisation, taille	Taille, localisation, type, fonction, Ramsar	Taille, services, type, degré de pression	Type, taille, urbaine/rurale, services, pression
	Caractéristiques de l'étude					
	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Méthode d'enquête, ▪ véhicule de paiement, ▪ détermination des CAP, ▪ période de publication, ▪ type de valeur estimée 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Type de valeur, ▪ véhicule de paiement, ▪ détermination des CAP 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Méthode d'évaluation, ▪ date, ▪ publication 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Méthode d'évaluation, ▪ type de valeur 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Méthode d'évaluation, ▪ évaluation complète ou partielle 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Méthode d'évaluation, ▪ année de publication, ▪ valeur marginale ou moyenne
	Caractéristiques socio-économiques					
Région d'origine	Région d'origine	N.A.	PIB/tête, densité de population	<ul style="list-style-type: none"> ▪ PIB/tête, ▪ densité de population, ▪ proximité des autres ZH 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ PIB/tête, ▪ densité de population, ▪ proximité des autres ZH 	
Résultats	Toutes les caractéristiques sont significatives, sauf la distinction entre les types de valeur estimés	Toutes les caractéristiques sont significatives, sauf la distinction entre les types de valeur estimés	Pas d'influence de la qualité des études, du fait qu'elles aient été publiées ou non ou de la taille des ZH. Influence de la méthode d'évaluation utilisée et du type de service étudié	Importance du PIB/tête et de la densité de population; estimations issues des évaluations contingentes plus élevées; marais d'eau douce moins bien évalués que les autres types de ZH; aucune relation claire observée entre la taille de la ZH et sa valeur; l'amélioration de la qualité de l'eau est la fonction la plus valorisée; zones humides américaines et sites Ramsar évalués plus faiblement	Importance du type et de la taille des ZH ainsi que des fonctions évaluées; contexte socio-économique et géographique pertinent; méthodes d'évaluation non significatives sauf prix hédoniques; idem pour l'indice de pression	Importance du type et de la taille des ZH ainsi que des fonctions évaluées; contexte socio-économique et géographique pertinent; méthodes d'évaluation non significatives sauf prix hédoniques; idem pour l'indice de pression

Tableau 4 : Variables et nomenclatures utilisées dans les méta-analyses traitant de zones humides

Auteurs	Brouwer <i>et al.</i>	Brouwer <i>et al.</i>	Woodward et Wui	Brander <i>et al.</i>	Ghermandi <i>et al.</i>	Ghermandi <i>et al.</i>
Date de l'étude	1997	1999	2001	2003	2007	2008
Caractéristiques de la zone humide	Type de zone humide					
	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Eau salée marine, ▪ Eau salée de lagune, ▪ Eau salée de lac, ▪ Eau douce de rivière, ▪ Eau douce lacustre, ▪ Eau douce palustre, ▪ Eau douce souterraine, ▪ Eau douce inconnue, ▪ Eau douce et salée 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Eau salée, ▪ Eau salée marine, ▪ Eau salée de lagune, ▪ Eau salée de lac, ▪ Eau douce, ▪ Eau douce de rivière, ▪ Eau douce lacustre, ▪ Eau douce palustre, ▪ Eau douce souterraine, ▪ Eau douce et salée 	N.A.	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mangroves, ▪ Marais salants, ▪ Marais d'eau douce, ▪ Forêts, ▪ Sans végétation 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Estuaire, ▪ Marine, ▪ Riverine, ▪ Palustre, ▪ Lacustre 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Estuaire, ▪ Marine, ▪ Riverine, ▪ Palustre, ▪ Lacustre ▪ Faites par l'homme
	Fonctions					
	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Contrôle des inondations, ▪ Approvisionnement en eau, ▪ Qualité eau, ▪ Biodiversité 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Contrôle des inondations, ▪ Approvisionnement en eau, ▪ Qualité eau, ▪ Biodiversité 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Quantité eau, ▪ Qualité eau, ▪ Productivité (chasse, pêche) ▪ Pêche récré., ▪ Habitat, ▪ Obs. Oiseaux, ▪ Chasse, ▪ Protection inondations, ▪ Protection tempêtes, ▪ Agrément 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Contrôle des inondations, ▪ Approvisionnement en eau, ▪ Qualité de l'eau, ▪ Habitat/nurserie, ▪ Chasse, ▪ Pêche, ▪ Matériaux, ▪ Bois, ▪ Aménités, ▪ Biodiversité 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Protection (crues, tempêtes), ▪ Approvisionnement en eau, ▪ Qualité eau, ▪ Pêche, chasse (commerce) ▪ Chasse récré., ▪ Pêche récré., ▪ Matériaux, ▪ Bois, ▪ Loisirs, ▪ Esthétique, ▪ Biodiversité 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Protection (crues, tempêtes), ▪ Approvisionnement en eau, ▪ Qualité eau, ▪ Pêche, chasse (commerce) ▪ Chasse récré., ▪ Pêche récré., ▪ Matériaux, ▪ Bois, ▪ Loisirs, ▪ Esthétique, ▪ Biodiversité
Autres						
	Taille	Taille	Taille, localisation	Taille, localisation, Ramsar	Taille, pression	Taille, pression, urbaine/rurale
Caractéristiques de l'étude	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Méthode d'enquête, ▪ Véhicule de paiement, ▪ Détermination CAP, ▪ Période publication, ▪ Type de valeur 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Véhicule de paiement, ▪ Détermination CAP, ▪ Type de valeur 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Méthode d'évaluation, ▪ Publication, ▪ Date 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Méthode d'évaluation, ▪ Type de valeur 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Méthode d'évaluation, ▪ Complète/partielle 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Méthode d'évaluation, ▪ Date de publication, ▪ Valeur marginale /moyenne
Caractéristiques socio-économiques	Région d'origine	Région d'origine	N.A.	PIB/Tête, Densité population	PIB/Tête, Densité population, Proximité autres ZH	PIB/Tête, Densité population, Proximité autres ZH

Conclusion

L'analyse de la littérature concernant le transfert de bénéfices a montré les difficultés inhérentes à cette méthode et les débats toujours vifs entre les économistes concernant sa validité et sa précision.

Les développements récents concernant la méta-analyse et son utilisation possible pour le transfert de bénéfices nous ont conduits à tester son intérêt dans le cas de l'évaluation des zones humides françaises. Après avoir analysé les méta-analyses appliquées aux zones humides à l'échelle internationale, nous avons entamé la constitution d'une base de données sur les zones humides françaises ayant fait l'objet d'une évaluation économique de façon à pouvoir i) leur appliquer la fonction de valeur estimée par méta-analyse par Ghermandi et al. (2008) sur une base de données étendue de zones humides de tous les continents ; et ii) réaliser une méta-analyse spécifique de ces études françaises. La liste des évaluations économiques de zones humides françaises établie en 2009 s'est considérablement enrichie avec la réalisation d'études financées par les agences de l'eau et le ministère chargé de l'écologie (Artois-Picardie, Adour-Garonne, Seine-Normandie). Les résultats de ces analyses seront présentés dans le rapport final prévu dans le courant du premier trimestre 2011.

Références bibliographiques

- Adamowicz, W., Swait, J., Boxall, P., Louviere, J., Williams, M. (1997), Perceptions versus objective measures of environmental quality in combined revealed and stated preference models of environmental valuation, *Journal of Environmental Economics and Management*, 32, pp.65-84.
- Baskaran, R., Cullen, R. and Colombo, S. (2010), Testing different types of benefit transfer in valuation of ecosystem services : New Zealand winegrowing case studies, *Ecological Economics*, 69, pp.1010-1022.
- Bateman, I., Jones, A., Nishikawa, N. and Brouwer, R. (2000), Benefits transfer in theory and practice : a review, *Center for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), University of East Anglia, UK*.
- Bateman, I., Brouwer, R., Ferrini, S., Schaafsma, M., Barton, D., Dubgaard, A., Hasler, B., Hime, S., Liekens, I., Navrud, S., De Nocker, L., Sceponaviciute, R. and Semeniene, D. (2009), Making benefit transfers work : deriving and testing principles for value transfers for similar and dissimilar sites using a case study of the non-market benefits of water quality improvements across Europe, *Center for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), University of East Anglia, UK*.
- Bergland, O., Magnussen, K. and Navrud, S. (1995), Benefit transfer: testing for accuracy and reliability, *Discussion paper, vol.3/95, Department of Economics and Social Sciences, Agricultural University of Norway*.
- Bergstrom, J. and Taylor, L. (2006), Using meta-analysis for benefits transfer : theory and practice, *Ecological Economics*, 60, pp.351-360.
- Boyd, J. and Banzhaf, S. (2007), What are ecosystem services ? The need for standardized environmental accounting units, *Ecological Economics*, 63, pp.616-626.
- Boyle, K.J. and Bergstrom, J.C. (1992), Benefit transfer studies : myths, pragmatism, and idealism, *Water Resource Research*, 28, pp.657-663.
- Boyle, K.J., Poe, G.L. and Bergstrom, J.C. (1994), What do we know about groundwater values ? Preliminary implications from a meta-analysis of contingent valuation surveys, *American Journal of Agricultural Economics*, 76, pp.1055-1061.
- Brander, L., Florax, R. and Vermaat, J. (2003), The empirics of wetland valuation: a comprehensive summary and meta-analysis of the literature, *Environmental and Resource Economics*, 33, pp.223-250.
- Brookshire, D. and Neill, H. (1992), Benefit transfers : conceptual and empirical issues, *Water Resource Research*, 28, pp.651-655.
- Brouwer, R., Langford, I., Bateman, I., Crowards, T. and Turner, R. (1997), A meta-analysis of wetland contingent valuation studies, *Center for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), University of East Anglia, UK*.
- Brouwer, R. and Spaninks, F. (1997), The validity of transferring environmental benefits: further empirical testing, *Center for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), University of East Anglia, UK*.
- Brouwer, R. (1998), Future research priorities for valid and reliable environmental value transfer, *Center for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), University of East Anglia, UK*.
- Brouwer, R., Langford, I., Batemen, I. and Turner, R. (1999), A meta-analysis of wetland contingent valuation studies, *Regional Environmental Change*, 1, pp.47-57.
- Brouwer, R. (2000), Environmental value transfer : state of the art and future prospects, *Ecological Economics*, 32, pp.137-152.

Références bibliographiques

- Colombo, S., Calatrava-Requena, J. and Hanley, N. (2007), Testing choice experiment for benefit transfer with preference heterogeneity, *American Journal of Agricultural Economics*, 89, pp.135-151.
- Desvousges, W., Naughton, M. and Parsons, G. (1992), Benefit transfer : conceptual problems in estimating water quality benefits using existing studies, *Water Resources Research*, 28, pp.675-683.
- Downing, M. and Ozuna, T. (1996), Testing the reliability of the benefit function transfer approach, *Journal of Environmental Economics and Management*, 30, pp.316-322.
- Eade, J. and Moran, D. (1996), Spatial economic valuation : benefit transfer using geographical information systems, *Journal of Environmental Management*, 48, pp.97-110.
- Eigenbrod, F., Armsworth, P., Anderson, B., Heinemeyer, A., Gillings, S., Roy, D., Thomas, C. and Gaston, K. (2010), Error propagation associated with benefits transfer-based mapping of ecosystem services, *Ecological Economics*, *In Press*.
- Fisher, B., Turner, R. and Morling, P., 2009, Defining and classifying ecosystem services for decision making, *Ecological Economics*, 68, pp.643-653.
- Genty, A. (2005), Du concept à la fiabilité de la méthode du transfert en économie de l'environnement : un état de l'art, *Cahier d'économie et sociologie rurales*, 77, pp.5-34.
- Ghermandi, A.; J. C. J. M. van den Bergh; L. M. Brander; H. L. F. de Groot and P. A. L. D. Nunes (2008): *The Economic Value of Wetland Conservation and Creation: A Meta-Analysis*. Fondazione Eni Enrico Mattei Working Papers Paper 238.Fondazione Eni Enrico Mattei.
- Glass, G.V. (1976), Primary, secondary and meta-analysis of research, *Educational Resource*, pp.3-8.
- Heckman, J. (1979), Sample selection bias as a specification error, *Econometrica*, 47, pp.153-161.
- Iovanna, R. and Griffiths, C. (2006), Clean water, ecological benefits, and benefits transfer : a work in progress at the U.S. EPA, *Ecological Economics*, 60, pp.473-482.
- Jiang, Y., Swallow, S. and McGonagle, M. (2005), Context-sensitive benefit transfer using stated choice models : specification and convergent validity for policy analysis, *Environmental and Resource Economics*, 31, pp.477-499.
- Johnston, R., Besedin, E. and Ranson, M. (2006), Characterizing the effects of valuation methodology in function-based benefits transfer, *Ecological Economics*, 60, pp.407-419.
- Kirchhoff, S., Colby, B. and LaFrance, J. (1997), Evaluating the performance of benefit transfer an empirical inquiry, *Journal of Environmental Economics and Management*, 33, pp.75-93.
- Kreuter, U., Harris, H., Matlock, M. and Lacey, R. (2001), Change in ecosystem service values in the San Antonio area, Texas, *Ecological Economics*, 39, pp.333-346.
- Lindhjem, H. and Navrud, S. (2008), How reliable are meta-analyses for international benefit transfers ?, *Ecological Economics*, 66, pp.425-435.
- Loomis, J. (1992), The evolution of a more rigorous approach to benefit transfer : benefit function transfer, *Water Resources Research*, 28, pp.701-705.
- Loomis, J. and Rosenberger, R. (2006), Reducing barriers in future benefit transfers : needed improvements in primary study design and reporting, *Ecological Economics*, 60, pp.343-350.
- MEA (2005), Synthesis Report for the Millenium Ecosystem Assessment, *Millenium Ecosystem Assessment*.

Références bibliographiques

- Moeltner, K., Boyle, K. and Paterson, R. (2007), Meta-analysis and benefit transfer for resource valuation addressing classical challenges with Bayesian modelling, *Journal of Environmental Economics and Management*, 53, pp.250-269.
- Morrison, M., Bennett, J., Blamey, R. and Louvière, J. (2002), Choice modelling and tests of benefit transfer, *American Journal of Agricultural Economics*, 84, pp.161-170.
- Morrison, M. and Bergland, O. (2006), Prospects for the use of choice modelling for benefit transfer, *Ecological Economics*, 60, pp.420-428.
- Muthke, T. and Holm-Mueller, K. (2004), National and international benefit transfer testing with a rigorous test procedure, *Environmental and Resource Economics*, 29, pp.323-336.
- Naidoo, R., Balmford, A., Costanza, R., Fisher, B., Green, R., Lehner, B., Malcolm, T. and Ricketts, T. (2008), Global mapping of ecosystem services and conservation priorities, *Proceedings of the National Academy of Science*, 105, pp.9495-9500.
- Plummer, M. (2009), Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, pp.38-45.
- Rambonilaza, M. (2004), Évaluation de la demande de paysage : état de l'art et réflexion sur la méthode du transfert des bénéfiques, *Cahier d'économie et sociologie rurales*, 70, pp.77-101.
- Rosenberger, R. and Loomis, J. (2000), Using meta-analysis for benefit transfer : in-sample convergent validity tests of an outdoor recreation database, *Water Resources Research*, 36, pp.1097-1107.
- Rosenberger, R. and Stanley, T. (2006), Measurement, generalization, and publication : source of error in benefit transfers and their management, *Ecological Economics*, 60, pp.372-378.
- Rozan, A., Stenger, A. (2000), Intérêts et limites de la méthode du transfert de bénéfiques, *Économie et Statistique*, 336, pp.69-76.
- Shrestha, R. and Loomis, J. (2001), Testing a meta-analysis model for benefit transfer in international outdoor recreation, *Ecological Economics*, 39, pp.67-83.
- Shrestha, R. and Loomis, J. (2003), Meta-analytic benefit transfer of outdoor recreation economic values : testing out-of-sample convergent validity, *Environmental and Resource Economics*, 25, pp.79-100.
- Smith, V.K. and Pattanayak, K. (2002), Is meta-analysis a Noah's ark for non-market valuation ?, *Environmental and Resource Economics*, 22, pp.271-296.
- Sukhdev, P. (2008), The economics of ecosystems and biodiversity, *An interim report for the European Union*.
- Sutton, P. and Costanza, R. (2002), Global estimates of market and non-market values derived from nighttime satellite imagery, land cover, and ecosystem service valuation, *Ecological Economics*, 41, pp.509-527.
- Troy, A. and Wilson, M. (2006), Mapping ecosystem services : practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer, *Ecological Economics*, 60, pp.435-449.
- Wilson, M. and Hoehn, J. (2006), Valuing environmental goods and services using benefit transfer : the state-of-the art and science, *Ecological Economics*, 60, pp.335-342.
- Woodward, R. and Wui, Y. (1991), The economic value of wetland services : a meta-analysis, *Ecological Economics*, 4, pp.191-213.

ANNEXE 1 : PRINCIPALES CARACTERISTIQUES ET RESULTATS DES META-ANALYSES APPLIQUEES AUX ZONES HUMIDES

Titre : A meta-analysis of wetland contingent valuation studies (1997).

Auteurs : R. Brouwer, I.H. Langford, I.J. Bateman, T.C. Crowards, R.K. Turner.

Objectif : fournir une combinaison d'analyses quantitatives et qualitatives de facteurs qui interagissent potentiellement de façon sous-jacente sur les différences observées dans les résultats obtenus par les études sélectionnées (Test d'hypothèses).

Objet : zones humides, régions tempérées, pays développés.

Méta-analyse :

Les auteurs analysent les principaux résultats obtenus dans des études contingentes de fonctions provenant de zones humides dans des zones tempérées de pays développés. Les auteurs se concentrent sur les différentes fonctions de zones humides impliquées, les bénéfices dérivés de ces fonctions écologiques et les valeurs attachées à ces bénéfices. Parallèlement, ils tentent de lier ces valeurs aux différents contextes présents ou créés dans chaque étude (cela correspond aux caractéristiques socio-économiques ou liées à la construction de l'enquête).

Données : proviennent d'une étude de Crowards et Turner (1996) incluant 132 évaluations de zones humides par le biais de différentes méthodes d'évaluation dont 45% sont des évaluations contingentes. Après deux analyses des études, 30 ont été retenues.

Critères de sélection : les auteurs souhaitent se focaliser uniquement sur les évaluations contingentes, la méthode d'évaluation utilisée constitue donc le premier critère de sélection. Les autres critères d'omission sont les suivants :

- L'étude ne s'intéresse pas spécifiquement aux fonctions associées aux ZH en particulier, mais à des fonctions pouvant être attribuées à d'autres écosystèmes ;
- L'étude traite de ZH dans une zone non tempérée (tropicale) dans un pays en voie de développement ;
- L'étude, expérimentale, présente un échantillon trop petit ;
- Les résultats d'une même étude sont présentés dans plusieurs publications (redondance) ;
- La publication donne un aperçu uniquement des demandes récréatives liées à l'eau ;
- L'étude est trop ancienne, l'enquête n'a pas été construite correctement ;
- La valeur environnementale est exprimée dans une mesure qui n'est pas comparable à celles obtenues dans les autres études (\$US par voyage).

Valeur estimée (variable dépendante) : consentement à payer moyen par ménage par an.

Caractéristiques testées :

1. Caractéristiques de la zone humide :
 - a. Type de zone humide : eau salée marine, eau salée de lagon, eau salée de lac, eau douce de rivière, eau douce lacustre, eau douce palustre, eau douce souterraine, eau douce inconnue, eau douce et salée.
 - b. Fonctions : contrôle des inondations, approvisionnement en eau, maintien de la qualité de l'eau, maintien de la biodiversité.
 - c. Taille : très petite, petite, moyenne, grande, très grande.
2. Caractéristiques de l'étude :
 - a. Méthode d'enquête : interviews directs, par courrier, par téléphone, combinaison.
 - b. Véhicule de paiement : impôt sur le revenu, instruments privés de marché, prix des produits, combinaison des prix et de l'impôt, autre, aucun (non mentionné dans le questionnaire).
 - c. Détermination des CAP : questions ouvertes, choix dichotomique, carte de paiement, annonces itératives.

Annexes

- d. Période de publication¹⁷ : avant les travaux de Cummings et al. (1986), après les travaux de Cummings et al. (1986) mais avant ceux d'Arrow et al. (1993), après les travaux d'Arrow et al. (1993).
 - e. Taux de réponse (rapport entre le nombre de réponses et le nombre de questionnaires initialement envoyés) : moins de 30%, entre 31% et 50%, plus de 50%.
3. Caractéristiques de la population : région d'origine (différents États des États-Unis, Royaume Uni, Pays-Bas, Autriche, Suède).

Modèle de régression : afin de tenir compte de l'hétéroscédasticité¹⁸, une technique de régression de type GLS est employée (moindres carrés généralisée). Étant donnée la forme de la distribution des montants de CAP, une transformation logarithmique a été utilisée ($Y = \log(\text{CAP})$).

$$Y = X\beta + Z\theta$$

Où $X\beta$ correspond à une matrice de caractéristiques X associée aux paramètres β représentant les effets des variables explicatives sur la variable dépendante Y . Z correspond à la matrice des termes d'erreur.

Cependant, alors que dans une régression de type OLS il n'y a qu'un vecteur de termes d'erreur ou de résidus, la structure de la variance ici est plus complexe car les valeurs des résidus dépendent des variables explicatives incluses dans la matrice de construction Z pour la part aléatoire du modèle. Par exemple, pour une variable explicative continue unique x_1 la régression OLS donnerait :

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 x_{1i} + \varepsilon_i, \quad \varepsilon_i \sim N(0, \sigma_\varepsilon^2)$$

Dans un modèle GLS on obtient :

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 x_{1i} + u_i + v_i x_{1i}, \quad \begin{bmatrix} u_i \\ v_i \end{bmatrix} \sim N\left(\begin{bmatrix} 0 \\ 0 \end{bmatrix}, \begin{bmatrix} \sigma_u^2 & \sigma_{uv} \\ \sigma_{uv} & \sigma_v^2 \end{bmatrix}\right)$$

Où u_i est le résidu associé à l'intersection β_0 , et v_i est le résidu associé avec les paramètres de pente β_1 de x_1 . Dans une régression OLS, la variance des réponses est déterminée par le terme résiduel unique σ_u^2 de sorte que :

$$\text{var}(y_i) = \sigma_u^2$$

Tandis que, dans le modèle GLS, la variance est dépendante de la variable explicative :

$$\text{var}(y_i) = \sigma_u^2 + 2\sigma_{uv}x_1 + \sigma_v^2x_1^2$$

Les estimations des résultats de la régression sont obtenues par maximum de vraisemblance, seules les variables statistiquement significatives à 0.1 sont incluses.

Résultats de la régression :

D'après les résultats obtenus, pratiquement toutes les caractéristiques sont statistiquement significatives. Pour la partie fixe du modèle, les coefficients estimés dans la fonction semi-log représentent le taux proportionnel constant de variation dans la variable dépendante par unité de variation dans les variables indépendantes.

Ainsi, le véhicule de paiement « taxe » présente un CAP presque deux fois supérieur que les autres modes.

¹⁷ L'objectif de cette caractéristique est de prendre en compte l'impact de deux publications très influentes sur la construction des évaluations contingentes.

¹⁸ L'hétéroscédasticité reflète le fait que la variance de la variable que l'on souhaite estimer n'est pas constante.

Annexes

En correspondance avec les résultats des recherches précédentes le format de la méthode de détermination des CAP par questions ouvertes donne un CAP inférieur au choix dichotomique et aux cartes de paiement.

La localisation de la ZH et l'échantillon de la population ont également un impact significatif sur le CAP moyen (substantiellement supérieur aux US qu'en Europe).

Un taux de réponse plus important semble conduire à un CAP moyen plus faible.

Les fonctions de ZH distinguées jouent un rôle statistiquement significatif, les gens semblent consentir à payer plus pour le contrôle des inondations que pour la préservation de la biodiversité.

La distinction entre type de valeur (usage, non usage) n'est pas significative.

Une autre découverte intéressante est que les études menées après la publication des recommandations du NOAA montrent un CAP beaucoup plus faible que les études menées au préalable.

Les auteurs recommandent d'ajouter des caractéristiques socio-économiques.

Annexes

Titre : A meta-analysis of wetland contingent valuation studies (1999).

Auteurs : R. Brouwer, I.H. Langford, I.J. Bateman, R.K. Turner.

Objectif : quantifier les valeurs socio-économiques associées au fonctionnement d'un écosystème de type zone humide via une méta-analyse d'évaluations contingentes (bilan de la littérature + tests d'hypothèses). Il s'agit de la même étude que celle citée précédemment avec quelques variations, notamment dans le choix des caractéristiques.

Objet : zone humide, régions tempérées, pays développés.

Méta-analyse :

Les résultats de 30 études contingentes portant sur des zones humides dans des zones à climat tempéré dans des économies développées ont été comparés et synthétisés au sein d'une méta-analyse.

Données : 103 observations ont été extraites de 30 études. Les questions relatives au CAP posées dans chaque étude couvraient un vaste ensemble d'activités, d'actions ou de projets liés aux zones humides et, dans certains cas, aux ressources aquatiques en général. Les questions portent, par ailleurs, sur un éventail d'activités allant des activités récréatives de plein air (pêche, observation des oiseaux) à la protection des eaux souterraines et à la préservation complète des habitats faunistiques et floristiques. Une distinction simple a été faite entre quatre fonctions principales des écosystèmes « zones humides » : contrôle des inondations, approvisionnement en eau, maintien de la qualité de l'eau et approvisionnement en habitats pour la faune et la flore. Ensuite, la fonction principale évaluée dans chaque étude a été assignée à l'un de ces quatre groupes. Les valeurs mesurées sont parfois des valeurs d'usage, parfois des valeurs de non-usage et parfois les deux.

Valeur estimée (variable dépendante) : CAP moyen par ménage et par an pour la préservation d'aspects spécifiques de zones humides.

Modèle de régression : même modèle de régression que dans l'étude de 1997.

Résultats : une première étape dans la méta-analyse consiste à rendre les montants de CAP moyens de chaque étude comparables. Après avoir exprimé les CAP en monnaie nationale en termes de pouvoir d'achat de 1990, les monnaies nationales ont été converties en Droits de Tirage Spéciaux (DTS), la monnaie du FMI de 1996.

Caractéristiques testées : sauf indication contraire, il s'agit des mêmes caractéristiques que dans l'étude de 1997.

1. Type de zone humide : eau salée, marine, lagon, lac, eau douce, fluviale, lacustre, palustre, souterraine, eau douce et salée (les eaux douces inconnues n'apparaissent plus).
2. Fonctions principales des zones humides : maîtrise des inondations, approvisionnement en eau, qualité de l'eau, biodiversité.
3. Taille relative des zones humides : très grande, grande, moyenne, petite, très petite.
4. Différents types de valeurs obtenues dans les études : valeur d'usage, de non-usage, les deux.
5. Continent sur lequel se trouvent les sites de zones humides (les différents États des États-Unis ne sont plus distingués) : USA/Canada, Europe.
6. Véhicule de paiement : impôt sur le revenu, frais d'entrée/fonds privés, prix de produits, combinaison du prix des produits et de l'imposition, frais de déplacement, non spécifié.
7. Format de détermination du CAP : questions ouvertes, choix dichotomique, enchères répétées, carte de paiement.

Certaines caractéristiques ne sont plus prises en compte dans cette nouvelle version de l'étude, il s'agit de la méthode d'enquête et de la période de publication.

Résultats :

Les différences calculées dans le CAP moyen pour chacune de ces catégories sont statistiquement significatives.

Les résultats du modèle de régression sont obtenus par la méthode du maximum de vraisemblance. Le teste rejette l'hypothèse nulle d'absence d'effet pour chacune des variables explicatives.

Annexes

Les résultats sont globalement les même que ceux trouvés dans la version précédente de l'étude : le véhicule de paiement « taxe » présente un CAP presque deux fois supérieur que les autres modes ; les questions ouvertes donne un CAP inférieur au choix dichotomique et aux cartes de paiement ; la localisation de la ZH et l'échantillon de la population ont également un impact significatif sur le CAP moyen (substantiellement supérieur aux US qu'en Europe) ; un taux de réponse plus important semble conduire à un CAP moyen plus faible ; les fonctions de ZH distinguées jouent un rôle statistiquement significatif ; les gens semblent consentir à payer plus pour le contrôle des inondations que pour la préservation de la biodiversité ; la distinction entre type de valeur (usage, non usage) n'est pas significative.

Les auteurs estiment que la distinction entre les différentes fonctions des ZH est essentielle pour un transfert valide de valeurs économique. Cela réduit les risques de double compte. Ils recommandent d'ajouter, tant que faire se peut, des caractéristiques socio-économiques.

Annexes

Titre : The economic value of wetland services : a meta-analysis (2001).

Auteurs : R.T. Woodward, Y.-S. Wui.

Objectif : voir si une tendance systématique peut être inférée de l'ensemble des études d'évaluation de zones humides effectuées jusqu'à ce jour et faire la lumière sur les facteurs déterminant la valeur d'une zone humide (Test d'hypothèse).

Objet : zone humide.

Méta-analyse :

Il y a deux principales catégories de méta-analyses, celles qui utilisent des données provenant d'études multiples et celles qui utilisent les résultats provenant d'études multiples. C'est cette dernière méthode qui est utilisée afin d'interpréter les études d'évaluation sélectionnées.

Données : les auteurs ont identifié 39 études contenant des données suffisantes pour permettre des comparaisons inter-études. Après analyse des données, 65 observations sont conservées. Elles concernent des études utilisant des méthodes d'évaluation différentes et analysant des fonctions distinctes de ZH.

Valeur estimée (variable dépendante) : afin de synthétiser les valeurs des zones humides provenant de tous les services identifiés, les auteurs utilisent une valeur annuelle par acre en dollars US de 1990. Cela distingue cette étude des autres qui utilisent des CAP par personne (impossible ici car certaines méthodes ne conduisaient pas au calcul du CAP tandis que lorsque le CAP par personne est connu, la valeur par acre peut être calculée à condition de connaître la taille de la population pertinente et celle de la zone humide). La variable dépendante est le log de la valeur par acre d'une zone humide convertie en dollars de 1990.

Caractéristiques : les auteurs supposent que la valeur d'une zone humide est une fonction des caractéristiques du système écologique et de son environnement socio-économique. Les auteurs supposent qu'il existe un CAP public réel à un moment donné pour une zone humide particulière. Bien que le CAP réel ne puisse être observé directement, il peut être estimé. Il existe alors deux sources potentielles de variabilité dans les valeurs des zones humides obtenues : une variation provenant de caractéristiques différentes des zones humides (dans la fonction) et une variation issue d'une erreur dans l'estimation de la valeur réelle (déviations de la fonction).

Caractéristiques de l'étude :

Qualité des études : évaluée de façon qualitative et subjective en plaçant sur une échelle de 1 à 3 les quatre éléments suivants : la qualité apparente des données, la cohérence théorique de la méthodologie, les techniques économétriques et la certitude statistique.

Méthode d'évaluation utilisée : facteur de revenu net, coûts de transport, coût de remplacement, évaluation contingente, prix hédoniques.

Date de l'étude, publication.

Caractéristiques des ZH :

Services des ZH : augmentation de la quantité d'eau, augmentation de la productivité de la pêche, amélioration de la qualité de l'eau, pêche récréative, habitat, observation des oiseaux, chasse, protection contre les inondations, protection contre les tempêtes, agrément.

Taille de la ZH, localisation.

Modèle de régression :

$$\ln(y) = a + b_a \ln(x_a) + b'_s x_s + b'_m x_m + b'_0 x_0 \quad (1)$$

Le modèle économétrique est basé sur l'hypothèse que la valeur mesurée de la zone humide par acre est une fonction des services fournis x_s , de la méthodologie utilisée x_m , de la taille de la zone humide x_a et d'autres variables incluant la date et le lieu x_0 .

Annexes

Résultats :

Les résultats de plusieurs régressions sont présentés. Le modèle A présente les coefficients estimés d'un modèle où la variabilité est supposée être une fonction des caractéristiques physiques de la zone humide uniquement. Le modèle B explique la variabilité des valeurs uniquement sur la base des méthodes utilisées pour mesurer ces valeurs et de la qualité des études. Le modèle C combine les deux.

Les premiers résultats sont obtenus via l'utilisation d'analyses bivariées (les variables sont comparées 2 à 2):

- Les études faibles et fortes ne donnent pas, en moyenne, de résultats statistiquement différents. Leur distribution semble néanmoins différente (log normale vs. Uniforme).
- Les moyennes des valeurs issues de ces différentes méthodes varient fortement. Toutefois, du fait d'une grande variabilité des données, aucune de ces moyennes n'est statistiquement différente des autres. Difficile d'en tirer des conclusions car chaque méthode est utilisée pour évaluer des services différents qui peuvent effectivement avoir des valeurs différentes.
- Pas de relation entre la valeur d'une ZH et le nombre de services évalués.
- Pas de relation entre la taille de la ZH et la valeur.

Les résultats suivants sont obtenus par méta-analyse multivariée :

Les résultats de la régression confirment qu'il n'y a pas d'influence de la qualité des études, du fait qu'elles aient été publiées ou non ou de la taille des ZH.

La méthode d'évaluation utilisée a une influence significative sur la valeur obtenue.

La plupart des variables associées aux services des ZH ne sont pas significatives, mais les résultats présentent effectivement des variations.

Les auteurs recommandent d'ajouter des caractéristiques relatives à la population interrogée.

Annexes

Titre : The empirics of wetland valuation : a comprehensive summary and a meta-analysis of the literature (2003).

Auteurs : L.M. Brander, R.J.G.M. Florax, J.E. Vermaat.

Objectif : dans cet article les auteurs fournissent une vue d'ensemble de la littérature relative à l'évaluation empirique des zones humides (toutes les études parues les 25 années précédentes = revue de la littérature). Ils catégorisent les valeurs estimées selon plusieurs dimensions (type de zone humide, taille, fonction, méthode d'évaluation), ce qui les conduit à un résumé explicatif des déterminants de la valeur des zones humides. Cette analyse est complétée par une évaluation plus rigoureuse des variations observées dans les valeurs des zones humides par le biais d'une méta-régression (tests d'hypothèses). Les auteurs testent ensuite la fiabilité de leur modèle pour le transfert de bénéfices (test TB).

Objet : zones humides.

Méta-analyse :

Les auteurs retiennent la définition de « zone humide » utilisée dans la convention Ramsar et distinguent 5 types de zones humides : mangroves, sédiments sans végétation, marais salant, marais d'eau douce, eau douce boisée.

En fonction, notamment, de leur type, les zones humides fournissent de nombreuses fonctions économiques (biens et services) présentant de la valeur pour les hommes. Les fonctions économiques fournies par les zones humides sont dérivées de, mais ne doivent pas être confondues avec, leurs fonctions écologiques et physiques.

Les valeurs économiques associées aux fonctions des zones humides peuvent être catégorisées en composants distincts de la valeur économique totale en fonction du type d'usage (direct, indirect, d'option, d'existence). Un ensemble varié de méthodes d'évaluation a été appliqué pour estimer la valeur des fonctions portées par les zones humides. L'applicabilité de chacune de ces méthodes dépend largement de la fonction évaluée et du type de valeur qui lui est associée. Ces méthodes diffèrent considérablement en termes de mesure de bien-être estimée. Cette source d'hétérogénéité dans les métadonnées peut conduire à des problèmes de non-comparabilité entre les valeurs estimées, il faut donc se montrer prudent dans les conclusions.

La diversité des mesures de bien-être estimées rend nécessaire le fait de faire une distinction claire entre les différentes techniques d'évaluation dans la méta-analyse. Bien qu'il soit possible d'avoir des attentes a priori concernant la direction des biais associés aux différentes méthodes d'évaluation, il n'est pas possible de faire directement des ajustements sur les estimations observées de façon à corriger ces biais.

Données : 191 études ont été collectées, seules 80 contenaient des informations adaptées et suffisantes pour l'objectif de comparaison au sein d'une méta-analyse. De ces 80 études, les auteurs ont extrait 215 observations de valeurs de zones humides. Les données proviennent de 25 pays différents sur tous les continents. Elles restent biaisées en faveur de l'Amérique du Nord, de l'Europe et du Sud-est Asiatique, tout simplement parce que c'est là que sont effectuées la majeure partie des études. Cette répartition n'est en aucun cas représentative de celle des zones humides dans le monde. Les méthodes d'évaluation utilisées dans ces études sont les suivantes : coûts d'opportunité, prix de marché, fonction de production, facteur de revenu net, coûts de remplacement, coûts de transport, prix hédoniques et évaluations contingentes.

Afin de refléter les distinctions généralement faites entre les fonctions de zones humides dans la littérature, les auteurs ont catégorisé les fonctions de zones humides dans leur base de données un peu différemment de la liste initiale. Certaines fonctions ont été combinées et d'autres au contraire séparées. Les catégories utilisées sont :

- Contrôle des inondations et protection contre les tempêtes,
- Approvisionnement en eau,
- Qualité de l'eau,
- Fonction d'habitat et de nurserie (support spécifique à la chasse et à la pêche commerciales),
- Chasse récréative,
- Pêche récréative,
- Agrément et autres activités récréatives,
- Matériaux,
- Bois de chauffage,

Annexes

- Biodiversité.

La plupart des études estiment seulement une fonction particulière plutôt que toutes les fonctions accomplies par la zone humide en question. Toutefois, de nombreuses études évaluent deux fonctions ou plus et un petit nombre d'entre elles estiment la valeur économique totale.

Valeur estimée (variable dépendante) : les valeurs attribuées aux zones humides ont été rapportées sous différentes métriques, monnaies et années de référence (CAP par ménage par an, valeurs capitalisées, valeur marginale par acre, etc.). Pour permettre une comparaison entre ces valeurs, elles ont été standardisées en \$US de 1995 par an. Le problème s'est alors posé de faire la différence entre les valeurs marginale et moyenne. Choisir le CAP par personne (comme Brouwer) n'a pas été possible du fait des méthodes d'évaluation variées utilisées dans la littérature qui ne produisent pas d'estimations de CAP. Ces estimations ne peuvent être converties en CAP alors que, au contraire, le CAP par personne ou par ménage peut être converti en US\$ par an par hectare. Par ailleurs, utiliser une valeur annuelle en dollars par unité de taille peut faciliter l'utilisation des résultats de la méta-analyse dans le cadre d'un transfert de valeur. Il est plus facile de transférer des valeurs à une zone humide donnée qu'au nombre pertinent de personnes prête à payer pour sa conservation. Pour toutes ces raisons, les auteurs ont choisi comme variable dépendante un vecteur de valeurs en US\$95 par hectare et par an pour une zone humide.

Caractéristiques : les variables explicatives sont groupées en trois différentes matrices incluant les caractéristiques de l'étude X_s (méthode d'évaluation, valeur marginale), les caractéristiques physiques et géographiques de la zone humide X_p (type de zone humide, fonctions, taille, urbaine, continent, latitude, proportion de Ramsar), et les caractéristiques socio-économiques X_e (PIB par tête, densité de population). Le modèle a été amélioré en utilisant des logarithmes sur certaines variables dépendantes : PIB par tête, densité de population, taille de la zone humide.

Modèle de régression :

Le modèle estimé est noté sous forme de matrice :

$$\ln(y) = a + X_s b_s + X_p b_p + X_e b_e + u \quad (1)$$

Où a est le terme constant, u un vecteur de résidus, b les coefficients estimés des variables explicatives.

Résultats :

Un résultat clé de la régression est l'importance des variables de PIB/tête et de densité de population pour expliquer les variations dans les valeurs de ZH. Ces deux variables ont des relations positives avec la valeur de la ZH.

Un autre résultat est que les évaluations contingentes tendent à produire, toutes choses égales par ailleurs, des estimations plus élevées que les autres méthodes. Ce résultat contraste les attentes des auteurs et les résultats obtenus par Woodward et Wui (2001).

En termes de caractéristiques écologiques et physiques des ZH, les marais d'eau douce sont moins bien évalués que les autres types de ZH et aucune relation claire n'a été observée entre la taille de la ZH et sa valeur.

Des différentes fonctions de ZH identifiées, l'amélioration de la qualité de l'eau est celle à laquelle les individus accordent plus de valeur.

Deux résultats inattendus : les zones humides américaines et les sites Ramsar sont évalués plus faiblement que les autres ZH.

Annexes

Titre : Exploring diversity : a meta-analysis of wetland conservation and creation (2007).

Auteurs : A. Ghermandi, J.C.J.M. van den Bergh, L.M. Brander, H.L.F. de Groot, P.A.L.D. Nunes.

Objectif : construisant sur les études précédentes, l'article fournit une contribution originale à l'évaluation et à l'explication des valeurs attribuées aux zones humides via une méta-analyse statistique (tests d'hypothèses). Par rapport aux méta-analyses précédentes, il y a une extension de la couverture géographique des études, moins biaisées en faveur des pays de l'Ouest. Une autre contribution supplémentaire de cette étude est l'inclusion des sites substitués comme variable explicative importante de la valeur des zones humides. Enfin, cette étude est la première à tenir compte des zones humides construites par l'homme dans l'analyse. La présence de pressions humaines sur les zones humides, jouant le rôle de proxy pour l'intégrité écologique des zones humides, est prise en compte dans la méta-analyse par le biais d'un indice de stress environnemental.

Objet : zones humides.

Méta-analyse :

Dans cet article, les auteurs suivent l'approche proposée par le MEA qui classe les services écosystémiques en catégories de support, d'approvisionnement, de régulation et de services culturels. Seuls 11 services sont inclus dans l'analyse car il n'y avait pas d'observations utilisables pour les autres services.

Données : 353 observations indépendantes provenant de 155 études représentant les cinq continents (aussi bien de pays développés qu'en voie de développement).

Valeur estimée (variable dépendante) : vecteur du logarithme naturel des valeurs de zones humides exprimées en US\$2003 par hectare et par an.

Caractéristiques : les variables explicatives sont groupées en trois catégories, les caractéristiques de l'étude d'évaluation (X_s), la zone humide évaluée (X_w) et le contexte socio-économique et géographique (X_c).

Table 2. Explanatory variables used in the meta-regression

Group of variables	Variables	Unit
X_s (study characteristics)	Valuation method	Group of 8 dummies
	Comprehensive/partial valuation	Dummy
X_w (wetland characteristics)	Wetland size	Natural logarithm of area in ha
	Wetland services	Group of 11 dummies
	Wetland type	Group of 5 dummies
	Degree of pressure	Continuous index (from 0 to 3)
X_c (context characteristics)	Real GDP per capita	Natural logarithm of GDP in 2003 US\$ person ⁻¹ year ⁻¹
	Population in 100 km radius	Natural logarithm of population
	Proximity to other wetlands (100 km radius)	Natural logarithm of wetland area in ha within the specified radius

Les méthodes d'évaluation comprennent : prix hédonique, évaluation contingente, coûts de transport, facteur de revenu net, évaluation contingente, prix de marché, fonction de production, coûts de remplacement.

Les 11 services écosystémiques sont : agrément et esthétique, activités récréatives non consommatrices, pêche récréative, chasse récréative, biodiversité, pêche et chasse commerciales, récolte de matériels naturels, bois de chauffage, approvisionnement en eaux de surface et

Annexes

souterraine, contrôle des inondations et zones tampons contre les tempêtes, amélioration de la qualité de l'eau.

Modèle de régression :

$$\ln(y_i) = a + b_s X_{si} + b_w X_{wi} + b_c X_{ci} + u_i$$

Où i = observation, a = terme constant, b = vecteurs contenant les coefficients des variables explicatives et u = vecteur de résidus.

Résultats :

Les résultats sont obtenus par le biais d'une régression des moindres carrés ordinaire. Dans ce modèle semi-logarithmique, les coefficients mesurent la variation de la variable dépendante pour une variation absolue dans la valeur de la variable explicative associée. Pour les variables explicatives exprimées en logarithmes, les coefficients représentent des élasticités, c'est-à-dire le pourcentage de variation dans la variable dépendante suite à une petite variation dans le pourcentage de la variable explicative.

Parmi les caractéristiques de l'étude, la variable relative à l'évaluation partielle ou complète est statistiquement très significative. Cela confirme que les études n'effectuant que des évaluations partielles produisent des valeurs plus faibles que les études complètes.

Les coefficients associés aux méthodes d'évaluation ne sont pas statistiquement significatifs en dehors de celui des prix hédoniques.

Plusieurs variables capturant les caractéristiques de la zone humide sont statistiquement significatives. Le coefficient négatif de la taille des ZH indice des économies d'échelles décroissantes, ce qui confirme les résultats de Woodward et Wui (2001) ainsi que de Brander et al. (2006). Le type de ZH affecte également significativement la valeur. Les ZH palustres produisent les valeurs les plus faibles par rapport aux quatre autres types dont les coefficients sont positifs. Parmi les fonctions de ZH, les coefficients associés à la chasse et au bois de chauffage sont largement négatifs, tandis que ceux de l'amélioration de la qualité de l'eau et de l'esthétique sont positifs.

Il est surprenant de constater que le coefficient de l'indice de pression environnement est négatif, bien que non significatif d'un point de vue statistique. Cela semble indiquer qu'une pression plus importante des activités humaines sur les ZH produit une valeur plus élevée. Peut-être parce que les activités humaines contribuent à traduire les usages potentiels en valeurs ou parce que les interventions humaines dans une ZH ont souvent vocation à améliorer le degré d'approvisionnement de certains services écosystémiques.

Les trois variables de contexte sont hautement statistiquement significatives. Les valeurs des ZH sont positivement liées à la fois au PIB par tête et à la densité de population. D'un autre côté, il y a un impact négatif de la proximité d'autres ZH sur la valeur d'une ZH, ce qui peut indiquer la présence d'effets de substitution au moins pour certains SE.

Annexes

Titre : The economic value of wetland conservation and creation : a meta-analysis (2008).

Auteurs : A. Ghermandi, J.C.J.M. van den Bergh, L.M. Brander, H.L.F. de Groot, P.A.L.D. Nunes.

Objectif : dans cette étude, les auteurs construisent sur les recherches précédentes afin de fournir une contribution originale à l'évaluation et à l'explication des valeurs des zones humides par l'utilisation d'une méta-analyse statistique (tests d'hypothèses).

Objet : zones humides.

Méta-analyse :

Trois modèles de méta-régression sont étudiés. Le modèle de base étend le modèle utilisé par Brander et al. (2006). Les contributions innovantes incluent la prise en compte des zones humides de substitution et la pression environnementale comme variables explicatives importantes de la valeur des zones humides. Deux autres modèles sont également étudiés. Un modèle incluant les variables d'effet croisés est mis en œuvre afin d'étudier la distribution des valeurs des services fournies par les zones humides en fonction des types de zone humide. Un second modèle utilise une technique de modélisation multi-niveau (*multi-level modeling technique with cross-effect variables*) pour relâcher l'hypothèse d'observations indépendantes et étudier la présence d'un effet d'*authorship* et la similitude des estimations provenant d'une même zone géographique.

Données : dans cette étude, les auteurs utilisent une méta-analyse statistique pour prédire la valeur des zones humides sur la base de 385 observations indépendantes provenant de 167 études d'évaluation concernant 181 zones humides à travers le monde. Il s'agit des mêmes études que dans l'article précédent avec quelques compléments.

Valeur estimée (variable dépendante) : valeur de la zone humide standardisée en US\$2003 par hectare et par an.

Caractéristiques : les variables explicatives sont groupées en trois catégories, les caractéristiques de l'étude d'évaluation (X_s), la zone humide évaluée (X_w) et le contexte socio-économique et géographique (X_c).

Caractéristiques de l'étude :

- méthode d'évaluation utilisée : prix de marché, coûts de remplacement, facteur de revenu net, fonction de production, coût d'opportunité, coûts de transport, prix hédoniques, évaluation contingente, expérience de choix.
- année de publication.
- valeurs moyennes ou marginales.

Caractéristiques de la zone humide :

- Type de ZH : estuarien, marine, de rivière, palustre, lacustre, créée par l'homme.
- Taille de la ZH.
- Services fournis : contrôle des inondations et protection contre les tempêtes, approvisionnement en eau de surface et souterraine, amélioration de la qualité de l'eau, pêche et chasse commerciales, chasse récréative, pêche récréative, récolte de matériaux naturels, bois de chauffage, loisirs hors consommation, esthétique, biodiversité.
- Niveau de pression exercé par les activités humaines.

Caractéristiques de contexte :

- PIB par tête.
- Densité de population.
- Proximité d'autres ZH.

Annexes

Table 3. Suggested criteria for assessing the presence of environmental stressors on the valued wetland sites

Criterion	Variable type	Values
Hydrology	Nominal	= 0 for natural hydrology = 1 for heavily modified hydrology
Level of protection	Ordinal	= 0 for Ramsar sites and national parks = 0.5 for natural reserves = 1 for not protected wetland sites
Urban and agricultural land uses	Ratio	density of urban and agricultural areas within a distance of twice the average wetland radius from the wetland centre ^a

^a Density calculated applying GIS techniques to the Global Land Cover 2000 map (JRC, 2003)

Modèle de régression :

$$\ln(y_i) = a + b_s X_{si} + b_w X_{wi} + b_c X_{ci} + u_i$$

Où i = observation, a = terme constant, b = vecteurs contenant les coefficients des variables explicatives et u = vecteur de résidus.

Résultats : ils sont obtenus à partir d'une régression de type OLS. Dans ce modèle semi-logarithmique, les coefficients mesurent les variations de la variable dépendante pour une variation absolue donnée dans la valeur des variables explicatives. Pour les variables explicatives exprimées en logarithmes, les coefficients représentent des élasticités (le pourcentage de variation dans la variable dépendante suite à une variation de 1% dans la variable explicative).

Concernant les caractéristiques de l'étude, les méthodes d'évaluation ne sont pas statistiquement significatives à l'exception des prix hédoniques et des coûts d'opportunité. Le coefficient associé à l'année de publication est légèrement négatif ce qui indique que les évaluations les plus récentes tendent à donner des estimations plus petites que les anciennes (peut refléter les changements dans les méthodes d'évaluation ou dans les préférences des agents pour les services provenant des ZH). Les valeurs marginales sont plus hautes que les valeurs moyennes.

Les types de ZH affectent significativement la valeur. Les ZH palustres ont les valeurs les plus faibles tandis que les ZH créées par l'homme ont les valeurs les plus importantes. Le coefficient négatif pour la taille des ZH indique des économies d'échelle décroissantes et des valeurs plus fortes pour les ZH urbaines par rapport aux ZH rurales. Ces observations confirment les résultats obtenus dans les méta-analyses précédentes.

Des fonctions de ZH, les coefficients pour le bois de chauffage et la chasse sont négatifs tandis que celui pour le contrôle des inondations et la protection contre les tempêtes est positif. Des valeurs positives importantes sont également obtenues pour l'esthétique, l'amélioration de la qualité de l'eau et la biodiversité même si les coefficients associés ne sont pas statistiquement significatifs.

Le coefficient sur l'indice de pression environnemental est positif, ce qui indique qu'une plus grande pression des activités humaines sur la ZH produit des valeurs plus élevées.

Les trois variables de contexte sont statistiquement significatives. Les valeurs des ZH sont positivement liées à la fois au PIB par tête et à la densité de population. D'un autre côté, il y a un impact négatif de la proximité d'autres ZH sur la valeur d'une ZH, ce qui peut indiquer la présence d'effets de substitution au moins pour certains SE.

ANNEXE 2 : LISTE DES ZONES HUMIDES FRANÇAISES RETENUES POUR LA META-ANALYSE

Principales études d'évaluation économique des services rendus par les zones humides en France

Auteur	Nom de la zone humide	Bassin-versant	Type de zone humide (1)	Services écosystémiques (2)	Méthode d'évaluation
Scherrer, 2003a	estuaire de l'Orne	Seine-Normandie	Baies et estuaires moyens plats	culturels et biodiversité (promenade, usages récréatifs informels, patrimoine écologique)	1. évaluation contingente 2. coûts de transport
Scherrer, 2003b	lac du Der	Seine-Normandie	Zones humides artificielles	culturels et biodiversité (promenade, usages récréatifs informels, patrimoine écologique)	1. évaluation contingente 2. coûts de transport
Travers, 2007	estuaire de la Seine	Seine-Normandie	Grands estuaires	culturels (usages récréatifs informels, patrimoine écologique) / risques industriels	prix hédoniques
Travers, 2007	littoral finistérien	Loire-Bretagne	<i>ce cas n'est pas une zone humide à proprement parler</i>	culturels (usages récréatifs informels, patrimoine écologique)	prix hédoniques
Amigues and Desaignes, 1998, 1999; Amigues et al., 2002	forêts riveraines de la Garonne	Adour-Garonne	Bordures de cours d'eau	biodiversité (préservation du patrimoine écologique)	évaluation contingente
Beaumais et al.; Beaumais et al., 2007	estuaire de la Seine	Seine-Normandie	Grands estuaires	biodiversité (sauvegarde du patrimoine écologique) / utilisation industrielle du site	évaluation contingente
Bonnieux et al., 1991	lac de la forêt d'Orient	Seine-Normandie	Zones humides artificielles	1. culturels (usages récréatifs) 2. biodiversité (patrimoine écologique)	évaluation contingente
Bonnieux et al., 2002 (**)	Lignon du Velay	Loire-Bretagne	Bordures de cours d'eau	1. culturels (patrimoine écologique pour les non usagers)	évaluation contingente
				2. culturels usages récréatifs (pêche en eau douce pour les pêcheurs pratiquant sur le Lignon)	évaluation contingente
				3. biodiversité (patrimoine écologique pour les pêcheurs ne pratiquant pas sur	évaluation contingente

Annexes

Auteur	Nom de la zone humide	Bassin-versant	Type de zone humide (1)	Services écosystémiques (2)	Méthode d'évaluation
Bonnieux <i>et al.</i> , 2002 (**)	Lignon du Velay	Loire-Bretagne	Bordures de cours d'eau	le Lignon)	coûts de transport
				4. culturels usages récréatifs (pêche en eau douce)	
				5. culturels usages récréatifs (baignade, promenade)	coûts de transport
Dabat and Rudloff, 1999	étang du Canet	Rhône-Méditerranée-Corse	Marais et lagunes côtiers	culturels usages écologique et récréatifs (pêche en eau douce, promenade, usages récréatifs informels, patrimoine écologique)	évaluation contingente
Laurans <i>et al.</i> , 1996 voir aussi Dubien, 2002 Laurans and Cattan, 2000	la Bassée, vallée de la Seine	Seine-Normandie	Plaine alluviale	1. protection de la ressource en eau	coûts de remplacement
	la Bassée, vallée de la Seine	Seine-Normandie	Plaine alluviale	2. protection contre les inondations	coûts de remplacement
	commune rurale du département de la Marne	Seine-Normandie	Plaine alluviale	3. protection de la ressource en eau (épuration des eaux de ruissellement)	coûts de remplacement
	village en bordure de la Vire	Seine Normandie	Bordure de cours d'eau	4. protection contre les inondations	dommages évités
	vallée de la Marne	Seine-Normandie	Plaine alluviale	5. protection contre les inondations	coûts de remplacement
Rudloff, 1997	étang de Thau	Rhône-Méditerranée-Corse	Marais et lagunes côtiers	culturels et biodiversité (usages récréatifs et patrimoine écologique)	1. évaluation contingente 2. coûts de transport
El Yousfi <i>et al.</i> , 2006 (*)	île de Rhinau	Rhin-Meuse	Bordures de cours d'eau /plaine alluviale	usage écologique, préservation du patrimoine écologique	évaluation contingente
Bonnieux <i>et al.</i> , 1998	zones humides du parc naturel régional du Cotentin	Seine-Normandie	Marais et landes humides de plaine	patrimoine écologique (habitat des oiseaux migrants) et qualité de l'eau / usage agricole	évaluation contingente
Bonnieux and Le Goffe, 1997	zones humides du parc naturel régional du Cotentin	Seine-Normandie	Marais et landes humides de plaine	services culturels (paysage)	évaluation contingente
Lifran and Westerberg, 2008	anciens marais des Baux	Rhône-Méditerranée	Marais et landes humides de plaine	services culturels et biodiversité	choix modélisation
EcoWhat, 2010a	vallée de la Somme	Artois-Picardie	Régions d'étangs et zones humides ponctuelles (tourbières)	nourriture (production agricole)	facteur de revenu net

Annexes

Auteur	Nom de la zone humide	Bassin-versant	Type de zone humide (1)	Services écosystémiques (2)	Méthode d'évaluation
EcoWhat, 2010a	vallée de la Somme	Artois-Picardie	Régions d'étangs et zones humides ponctuelles (tourbières)	fibres / matériaux bruts (populiculture)	facteur de revenu net
				activités récréatives (chasse)	facteurs de revenu net (dépenses des chasseurs)
				activités récréatives (pêche de loisir)	facteurs de revenu net (dépenses des pêcheurs)
				activités récréatives (kayak)	facteurs de revenu net (dépenses des kayakistes)
				activités récréatives (tourisme)	facteurs de revenu net (dépenses des touristes)
				activités récréatives (navigation de plaisance)	facteurs de revenu net (dépenses des navigants)
				régulation de l'eau / prévention contre ou modération des perturbations (protection contre les inondations)	dommages évités
				traitement des eaux usées	coûts de remplacement
				régulation du climat (stockage de CO2)	prix de marché
{EcoWhat, 2010 #2251}	vallée de la Sensée	Artois-Picardie	analyse du rapport en cours		
{EcoWhat, 2010 #2250}	Marais de Guines	Artois Picardie	analyse du rapport en cours		
ACTeon and EcoWhat, 2009a et ACTeon and EcoWhat, 2009b	Tourbières de l'Agout	Adour-Garonne	Zones humides ponctuelles (tourbières)	nourriture (production agricole)	fonction de production et coûts évités
				protection de la ressource en eau (eau potable et eau en bouteille)	coûts évités et prix de marché
				régulation des flux d'eau	coûts évités
				régulation du climat (stockage du carbone)	prix de marché
	Bassin de la Charente	Adour-Garonne	Marais et lagunes côtiers + Bordure de cours d'eau + Plaines alluviales + ZH ponctuelles (tourbières)	protection contre les inondations	coûts évités
				préservation de la	coûts évités

Annexes

Auteur	Nom de la zone humide	Bassin-versant	Type de zone humide (1)	Services écosystémiques (2)	Méthode d'évaluation
				qualité de l'eau	
				soutien d'étiage	coûts de remplacement
ACTeon and Ecovia, 2010c	moyenne vallée de l'Oise	Seine-Normandie	Bordures de cours d'eau + Plaines alluviales + Bordures de plans d'eau + ZH artificielles	protection contre les inondations	coûts de remplacement
				traitement de l'eau	coûts de remplacement
				régulation de l'eau (recharge de l'aquifère)	prix de marché (redevance, valeur de l'eau brute)
				nourriture (production agricole)	facteur de revenu net et prix de marché
				activités récréatives (chasse)	dépenses des chasseurs
				activités récréatives (pêche)	dépenses des pêcheurs
Defrance <i>et al.</i> , 2010 ACTeon and Ecovia, 2010a	Parc Naturel régional des marais du Cotentin et du Bessin	Seine-Normandie	analyse du rapport en cours		
ACTeon and Ecovia, 2010b	plaine alluviale de la Bassée	Seine-Normandie	analyse du rapport en cours		

(*) études pour lesquelles nous n'avons eu accès qu'au résumé disponible sur le site OIEAU

(**) ceci n'est pas strictement une zone humide

(1) Selon la typologie SDAGE-SAGE

(2) Selon la nomenclature utilisée dans la base OIEAU et la typologie du MEA

Références bibliographiques

ACTeon, EcoWhat, 2009a. Evaluation économique des zones humides. Synthèse. rapport pour l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, Agence de l'Eau Adour-Garonne, Toulouse.

ACTeon, EcoWhat, 2009b. Evaluation économique des zones humides. Volume 2. Etudes de cas sur le bassin Adour-Garonne. rapport pour l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, Agence de l'Eau Adour-Garonne, Toulouse.

ACTeon, Ecovia, 2010a. Evaluation économique des zones humides sur trois sites tests du bassin Seine-Normandie. Le cas du Parc Naturel Régional des marais du Cotentin et du Bessin. Rapport pour le, Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de la Mer, Paris.

ACTeon, Ecovia, 2010b. Evaluation économique des zones humides sur trois sites tests du bassin Seine-Normandie. Cas de la plaine alluviale de la Bassée. Rapport pour, Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de la Mer, Paris.

Annexes

- ACTeon, Ecovia, 2010c. Evaluation économique des zones humides sur trois sites tests du bassin Seine-Normandie. Cas de la moyenne vallée de l'Oise. Rapport pour, Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de la Mer, Paris.
- Amigues, J.P., Desaignes, B., 1998. Case study of France: A cost-benefit analysis of biodiversity conservation programmes in the Garonne Valley. OECD, Environment Directorate, Environment Policy Committee,
- Amigues, J.P., Desaignes, B., 1999. L'évaluation d'une politique de protection de la biodiversité des forêts riveraines de la Garonne. In: Point, P. (Point, P.Point, P.s), La valeur économique des hydrosystèmes : méthodes et modèles d'évaluation des services délivrés. Economica, Paris, 37-62.
- Amigues, J.P., Boulatoff, C., Desaignes, B., Gauthier, C., Keith, J.E., 2002. The benefits and costs of riparian analysis habitat preservation: A willingness to accept/willingness to pay contingent valuation approach. *Ecological Economics* 43(1): 17-31.
- Beaumais, O., Chakir, R., Laroutis, D. Valeur économique des zones humides de l'estuaire de la Seine (France) : Application de la Méthode d'Évaluation Contingente. 19ème journées de l'Ecole Doctorale. Rouen. 21.
- Beaumais, O., Laroutis, D., Chakir, R., 2007. Wetland Preservation versus Wetland Conversion to Industrial Use: a Cost-Benefit Analysis Applied to the Seine Estuary (France). Joint Congress of the European Regional Science Association , (47th Congress) and ASRDLF (Association de Science Régionale de Langue Française, 44th Congress) Paris, France August 29th - September 2nd, 2007. 13.
- Bonnieux, F., Le Goffe, P., 1997. Valuing the Benefits of Landscape Restoration: a Case Study of the Cotentin in Lower-Normandy, France. *Journal of Environmental Management* 50(3): 321-333.
- Bonnieux, F., Desaignes, B., Vermersch, D., 1991. France. In: Navrud, S. (Navrud, S.Navrud, S.s), Pricing the European Environment. Scandinavian University Press, Oslo, 45-64.
- Bonnieux, F., Rainelli, P., Vermersch, D., 1998. Estimating the Supply of Environmental Benefits by Agriculture: A French Case Study. *Environmental and Resource Economics* 11(2): 135-153.
- Bonnieux, F., Guerrier, C., Fouet, J.-P., 2002. Valorisation économique des usages de l'eau sur le Lignon du Velay. Synthèse du rapport final. INRA, Unité d'économie et sociologie rurales, Rennes.
- Dabat, M.-H., Rudloff, M.-A., 1999. La valeur de préservation d'une lagune méditerranéenne menacée de comblement. In: Point, P. (Point, P.Point, P.s), La valeur économique des hydrosystèmes : méthodes et modèles d'évaluation des services délivrés. Economica, Paris, 107-135.
- Defrance, P., Bouscasse, H., Strosser, P., Beley, Y., Morardet, S., 2010. Evaluation économique des zones humides sur trois sites tests du bassin Seine-Normandie. Rapport final. Rapport pour, Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de la Mer, Paris.
- Dubien, I., 2002. Evaluation économique des services rendus par les zones humides. 2èmes rencontres nationales des acteurs du Pôle-relais Zones Humides intérieures.

Annexes

- Développement durable des zones humides : quels enjeux économiques ? Parc naturel régional de Brenne, 14, 16 et 15 novembre 2002. 31-39.
- EcoWhat, 2010a. Évaluation des services rendus par les zones humides dans le bassin Artois-Picardie: Études de cas, la vallée de la Somme. Agence de l'Eau Artois-Picardie, Arras, France.
- EcoWhat, 2010b. Évaluation des services rendus par les zones humides dans le bassin Artois-Picardie: Études de cas, la vallée de la Sensée. Agence de l'Eau Artois-Picardie, Arras, France.
- EcoWhat, 2010c. Évaluation des services rendus par les zones humides dans le bassin Artois-Picardie: Études de cas, le secteur de la Lys. Agence de l'Eau Artois-Picardie, Arras, France.
- El Yousfi, H., Nicolaï, S., Casin, P., 2006. Etude économique sur les coûts et bénéfices environnementaux dans le domaine de l'eau : l'île de Rhinau.
- Laurans, Y., Cattan, A., 2000. Une économie au service du débat : l'évaluation économique des services rendus par les zones humides In: Fustec, E.Lefevre, J.C. (Fustec, E.Lefevre, J.C.Fustec, E.Lefevre, J.C.s), Valeurs et fonctions des zones humides. Dunod, Paris, France, 295-309
- Laurans, Y., Cattan, A., Dubien, I., 1996. Les services rendus par les zones humides à la gestion des eaux sur le bassin Seine-Normandie. Évaluation économique. Résultats méthodologiques et études de cas. Agence de l'Eau Seine-Normandie, Paris.
- Lifran, R., Westerberg, V., 2008. Eliciting Biodiversity and Landscape Trade-off in Landscape Projects: Pilot Study in the Anciens Marais des Baux, Provence, France. Document de Recherche N°. DR 2008-12, LAMETA, Montpellier.
- Rudloff, M.-A., 1997. La construction d'un marché contingent : une application à la qualité de l'eau. Université Montpellier I, Montpellier, France.
- Scherrer, S., 2003a. Evaluation économique des aménités récréatives d'une zone humide littorale : Le cas de l'estuaire de l'Orne. Série Etudes N°. N° 03-E**, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Direction des Etudes Economiques et de l'Evaluation Environnementale, Paris.
- Scherrer, S., 2003b. Evaluation économique des aménités récréatives d'une zone humide intérieure : Le cas du Lac du Der. Série Etudes N°. N° 03-E05, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Direction des Etudes Economiques et de l'Evaluation Environnementale, Paris.
- Travers, M., 2007. Méthode des prix hédoniques et évaluation des actifs environnementaux : application au cas du littoral. Doctorat en sciences économiques, Université de Bretagne Occidentale, Rennes.

Résumé

Face au coût et au délai de réalisation des évaluations économiques primaires des services écosystémiques, il est de plus en plus envisagé de faire appel aux méthodes de transfert de valeurs. Cependant de nombreuses difficultés méthodologiques restent à résoudre pour une utilisation opérationnelle de cette approche.

La première partie de ce rapport présente les différentes approches utilisées pour le transfert de valeurs, détaille les difficultés qu'elles posent et introduit les tests de validité qui permettent de comparer ces approches entre elles et avec les valeurs estimées directement. Elle se conclue par des recommandations pour améliorer la validité du transfert de bénéfice. La seconde partie passe en revue les méta-analyses qui ont été appliquées au cas particulier des zones humides afin d'identifier les variables pertinentes pour le transfert et constituer une base de données pour les études de zones humides françaises.



Direction générale
Parc de Tourvoie
BP 44 - 92163 Antony cedex
Tél. 01 40 96 61 21 - Fax 01 40 96 62 25
www.cemagref.fr