



AgEcon SEARCH
RESEARCH IN AGRICULTURAL & APPLIED ECONOMICS

The World's Largest Open Access Agricultural & Applied Economics Digital Library

This document is discoverable and free to researchers across the globe due to the work of AgEcon Search.

Help ensure our sustainability.

Give to AgEcon Search

AgEcon Search

<http://ageconsearch.umn.edu>

aesearch@umn.edu

*Papers downloaded from **AgEcon Search** may be used for non-commercial purposes and personal study only. No other use, including posting to another Internet site, is permitted without permission from the copyright owner (not AgEcon Search), or as allowed under the provisions of Fair Use, U.S. Copyright Act, Title 17 U.S.C.*

Du concept à la fiabilité
de la méthode du transfert
en économie de l'environnement :
un état de l'art

Aurélien GENTY

From the concept to the reliability of the transfer method in environmental economics: the state of the art

Summary – The transfer method aims to value environmental goods in a fast and cheap way. The principle is to reuse previous results from similar goods valuation and to adapt them in another context. In this paper, the different approaches of transfer are reviewed and formalized. Next it focuses on the transfer reliability assessment methodology. In particular, it analyses empirical results on validity transfer, the only part of reliability considered at this point. In conclusion, neither transfer validity (unbiased method hypothesis) nor the theoretical superiority of model transfer on value transfer have been clearly showed yet. Nevertheless testing process used in most cases was not well adapted to study bias transfer. Moreover model transfers in general were not optimal.

Key-words: transfer, meta-model, reliability, validity

Du concept à la fiabilité de la méthode du transfert en économie de l'environnement : un état de l'art

Résumé – La méthode du transfert est une méthode de valorisation de biens environnementaux rapide et peu coûteuse, dont le principe est de réutiliser des résultats établis antérieurement pour des biens similaires. Cet article s'attache tout d'abord à formaliser et comparer les différentes techniques de transfert existantes. Il expose ensuite la méthodologie permettant d'évaluer leur fiabilité. Enfin, il analyse les résultats empiriques relatifs à la validité du transfert, seule composante de la fiabilité pour l'instant étudiée. Il ressort de cette étude que ni la validité du transfert (absence de biais), ni la supériorité théorique du transfert de modèle par rapport au transfert de valeur n'ont été à ce jour démontrées. Cependant, il convient de noter que les procédures de test généralement utilisées ne sont pas adaptées pour mettre en évidence la présence ou non d'un biais de transfert. Par ailleurs, les transferts de modèle n'ont pas été optimaux dans l'ensemble.

Mots-clés : transfert, méta-modèle, fiabilité, validité

* EDF R&D, 6 quai Watier, BP 49, 78401 Chatou cedex
e-mail : aurelien.genty@edf.fr

L'auteur tient à exprimer sa reconnaissance envers Philippe Bauduin et François Bonnieux pour leurs conseils avisés.

LA POLITIQUE européenne de l'eau est orientée depuis 2001 par la Directive-cadre sur l'eau (Parlement européen, 2000) qui innove en recourant systématiquement à l'expertise économique : évaluation du recouvrement des coûts des services liés à l'utilisation de l'eau, réalisation d'analyses coûts-efficacité, voire coûts-bénéfices, établissement d'un prix de l'eau aboutissant à une allocation efficace de la ressource. De nombreux avantages ou dommages environnementaux doivent ainsi être estimés de manière monétaire.

Les méthodes habituellement utilisées pour ce type d'évaluation (évaluation contingente, coûts de déplacement, prix hédonistes) sont relativement longues et coûteuses à mettre en œuvre, car gourmandes en information, et restent encore peu pratiquées aujourd'hui en France et en Europe. Une autre stratégie rapide et peu onéreuse pourrait répondre aux attentes de la Directive : la méthode du transfert d'informations en économie de l'environnement – couramment appelée transfert de valeurs ou transfert de bénéfices. Désignée par la suite méthode du transfert, son principe est de réutiliser pour un cas d'espèce donné les résultats d'études antérieures analogues.

Alternative intéressante pour les décideurs, de plus en plus tenus d'évaluer leurs politiques ou de justifier leurs choix – il en est ainsi pour la Directive-cadre sur l'eau – la méthode du transfert a été appliquée à de nombreuses questions environnementales : les activités récréatives, la qualité de l'eau et de l'air, les inondations, les écosystèmes, le bruit, les déchets ou encore la santé humaine. Mentionnons également les réflexions de Rambonilaza (2004) sur le transfert pour l'évaluation des paysages. Cet engouement s'est traduit par une littérature abondante sur le sujet dont : un numéro spécial du journal *Water Resources Research* (1992), où Loomis (1992) retrace en particulier la genèse et les premiers transferts ; des thèses, livres, chapitres de livre ou rapports officiels qui détaillent de manière didactique la méthode (Desvousges *et al.*, 1998 ; Barton, 1999 ; Garrod et Willis, 1999 ; Santos, 2001 ; Florax *et al.*, 2002 ; Rosenberger et Loomis, 2003) ; des revues qui synthétisent les derniers avancements (Bergstrom et De Civita, 1999 ; Bateman *et al.*, 2000 ; Brouwer, 2000) ; et de nombreux écrits, théoriques ou empiriques, abordant la validité de cette méthode.

Malgré une utilisation sans cesse croissante, la validité et la fidélité des résultats par transfert restent encore en suspens. Si personne ne remet réellement en cause la démarche – son fondement repose sur la théorie micro-économique du bien-être – les économistes restent encore réservés sur la signification et le crédit que l'on peut accorder aux valorisations effectuées par cette méthode. La controverse sur le transfert ne provient pas tant de son principe que de sa validité et de sa fidélité.

La présente étude a pour objectif de dresser un état de l'art sur la méthode du transfert en économie de l'environnement dont les principales contributions sont : (i) de formaliser rigoureusement le concept, (ii) d'établir un cadre théorique pour évaluer sa fiabilité (validité et fidélité) et (iii) d'analyser les résultats empiriques relatifs à la validité. Après avoir brièvement exposé la démarche du transfert en sciences, la première partie se recentrera sur le transfert en économie de l'environnement en proposant un cadre formel original, mis ensuite à profit lors d'une revue comparative des différentes techniques de transfert. Le reste de l'article

sera consacré aux questions de validité et de fidélité des résultats de cette méthode. Ainsi la deuxième partie présentera un cadre théorique et méthodologique permettant d'évaluer ces deux notions, tandis que la troisième partie recensera et analysera les études empiriques sur la validité du transfert, la fidélité n'étant pas traitée dans la littérature. Enfin, à la lumière de cette analyse, les perspectives offertes par le transfert concluront cette étude.

Formalisation du transfert

Transférer signifie étymologiquement porter (*ferre*) au-delà (*trans*) : reporter ailleurs. Desvousges *et al.* (1998) considèrent le transfert comme l'emploi d'informations provenant d'un contexte spécifique pour traiter de questions relevant d'un autre contexte, tandis que Bal et Nijkamp (2001) le perçoivent comme une étude, par inférence, de cas jusqu'alors inexplorés à partir du savoir capitalisé. Dans cette perspective, un transfert d'information est ici défini comme une démarche scientifique appliquant à un système, aux fins de son étude, des informations capitalisables relatives à un autre système. L'idée du transfert est simplement la déduction d'une information (données, résultats, méthodologie d'étude) manquante à partir de précédentes études similaires.

Le transfert, très répandu dans l'ensemble des disciplines scientifiques, présente une grande diversité dans la nature même de l'information transférée (jeux de données, paramètres, structures, protocoles d'étude). En économie, il est courant de transférer des élasticités, des salaires horaires moyens et des valeurs d'opportunité du temps.

Plusieurs raisons viennent justifier un transfert plutôt qu'une recherche directe : (i) cette dernière peut parfois entraîner *de facto* une modification du système non désirée (nuisance, pollution, destruction), ou (ii) être techniquement impossible à effectuer, en l'état actuel des connaissances ; par ailleurs (iii) la rapidité de mise en œuvre du transfert s'oppose à la relative lenteur d'acquisition d'une information originale. Enfin, (iv) une dernière raison et non des moindres est le coût financier et humain d'acquisition et de traitement de l'information. Dans le cadre d'un transfert, cette phase s'avère en principe très limitée, avec en conséquence un coût faible par rapport à une étude directe.

Cadre théorique du transfert en économie de l'environnement

L'objectif du transfert en économie de l'environnement est l'évaluation monétaire de la variation de bien-être, liée à la modification d'un bien environnemental (un lac, l'air, la biodiversité), à partir de résultats d'études antérieures sur des modifications similaires de systèmes environnementaux similaires. Le système environnemental Σ est ici le modèle de demande du bien environnemental, défini par l'ensemble des éléments et des interrelations caractérisant la consommation de ce bien dans le cadre d'un marché, réel ou fictif, c'est-à-dire : le bien B environnemental (avec son site), la population P concernée par ce bien, les substituts S à ce bien, les autres biens C consommés par la population, et les relations (prix, consentements à payer (CAP),

demandes) entre la population et l'ensemble des biens (environnementaux, substitués et de consommation). Plus particulièrement, la relation r_E donnant accès à la valeur de la modification E du bien environnemental (d'un état initial B_0 vers un état final B_1) dépend des caractéristiques initiales de B , et de S , C et P . Ce qui revient à considérer (ce formalisme sera notamment utile pour comparer les techniques de transfert) :

$$\Sigma_{B_0 \rightarrow B_1} = \Sigma_E = \Sigma \{B_0, B_1, S, C, P, r_E(B_0, S, C, P)\} \quad (1)$$

La méthode du transfert comprend deux étapes distinctes : le transfert proprement dit et la valorisation. Le transfert T est une approximation ($\tilde{\Sigma}_E$) du système environnemental étudié Σ_E , qui utilise pour les informations manquantes celles d'un système environnemental $\Sigma_{E'}$ différent mais ressemblant au système étudié (2). Les informations transférées (valeurs, modèles économétriques...) proviennent de $\Sigma_{E'}$ et restent spécifiques d'un lieu et d'une date.

$$\tilde{\Sigma}_E = \Sigma \{B_0, B_1, \tilde{S}, \tilde{C}, \tilde{P}, \tilde{r}_E\} = T(\Sigma_E, \Sigma_{E'}) \quad (2)$$

où : \tilde{S} , \tilde{C} , \tilde{P} et \tilde{r}_E sont respectivement les estimations de S , C , P et r_E du système Σ_E .

La deuxième étape, la valorisation \widetilde{CAP}_E de E par transfert, consiste à évaluer E à partir de $\tilde{\Sigma}_E$, en particulier \tilde{r}_E . La caractéristique principale de la méthode est de ne pas estimer directement (*in situ*) cette relation support, mais de transférer celle d'un autre bien ($r_{E'}$), établie par ailleurs (3). Une adaptation lors du transfert signifie que l'opérateur $T(.)$ n'est pas l'application identité $Id(.)$ vis-à-vis de r_E .

$$\tilde{r}_E = T(r_E, r_{E'}) = T(r_{E'}) \quad (3)$$

Une terminologie originale est ici utilisée, puisque les termes ne sont pas encore stabilisés et prêtent parfois à confusion. Dans un premier temps, on parlera de transfert (d'information) et non de transfert de bénéfices ou de valeurs, et l'on se référera à un système plutôt qu'à un site ou contexte. Ensuite, le système (et ses composantes) à partir duquel le transfert s'effectue sera qualifié « de référence » et non « d'étude » ou « original ». Le système vers lequel on réalise le transfert sera dénommé « d'intérêt » (ou « d'application »), et non « de politique » ou « de transfert ». Enfin, la qualification « primaire » sous-tend une étude directe (*in situ*) et en conséquence des données propres au système, tandis que la mention « secondaire » indique une étude par transfert et des données exogènes.

Du côté des notations, une variable sera généralement symbolisée par \underline{X} , tandis que cette même variable restreinte au système d'intérêt ou au système de référence sera notée X ou X' , respectivement. En outre, les variables seront écrites en majuscule, tandis que leurs réalisations (valeurs) relèveront d'une minuscule.

Les transferts de valeurs monétaires

Deux grandes catégories de transferts existent : les transferts de valeurs monétaires statistiques ou d'expertise et les transferts de modèles de valeurs (fonctions ou méta-modèles). Cette classification rejoint d'ailleurs celle adoptée par Rosenberger et Loomis (2003). Tandis que le transfert de valeur utilise le résultat de la relation liant la population à la modification environnementale du système de référence, le transfert de modèle consiste à appliquer cette relation au système d'intérêt.

Transfert de valeurs estimées (statistiquement)

Une première technique consiste à valoriser le bien d'intérêt en réutilisant directement la valeur – estimation statistique avec plan d'échantillonnage – d'un bien similaire (ex : Kask et Shogren, 1994 ; Bingham *et al.*, 2000 ; Bonnieux et Rainelli, 2003). Les valeurs ainsi transposées peuvent être ponctuelles (valeur moyenne, médiane, agrégée à la population) ou former une plage (intervalle de confiance, plage plausible). Un tel transfert n'apparaît *a priori* valable que si le système d'intérêt est analogue à celui de référence en terme de modification environnementale et de biens, de population et de taille de marché, de substituts et de biens de consommation. En posant $\widehat{CAP}_{E'/B'_0, S', C', P', M'}$ la valeur statistique de E' , conditionnelle à B'_0, S', C', P' et la méthodologie M' dans l'étude de référence, l'équation de transfert est :

$$T(\cdot) = Id(\cdot) \Rightarrow \tilde{r}_E = \widehat{CAP}_{E'/B'_0, S', C', P', M'} \quad (4)$$

Pour toutes les valorisations par transfert de valeur, on a ensuite simplement :

$$\widetilde{CAP}_E = \tilde{r}_E \quad (5)$$

La question de l'agrégation se pose pour des valeurs unitaires, mais ceci ne relève plus du transfert. Le choix de l'étude de référence est ici la seule variable d'ajustement. Comme il est toutefois rare de disposer d'études semblables au système d'intérêt (études primaires souvent spécifiques, peu nombreuses), les valeurs transposées peuvent faire l'objet d'adaptations : pondération moyenne et/ou ajustement.

La pondération moyenne consiste à transférer la moyenne des valeurs d'études de référence sélectionnées, encadrée par le minimum et le maximum relevés dans l'échantillon. Ce qui aboutit à une plage de valeurs plausibles et une estimation ponctuelle pour laquelle l'influence d'une étude de référence particulière tend à se marginaliser. Avec n études de référence, le transfert s'écrit :

$$T(\cdot) = \frac{1}{n} \sum^n (\cdot) = \overline{(\cdot)} \Rightarrow \tilde{r}_E = \overline{\widehat{CAP}_{E'/B'_0, S', C', P', M'}} \quad (6)$$

Une autre adaptation, pouvant par ailleurs compléter la précédente, est l'ajustement des valeurs transférées (ex : Szerényi *et al.*, 2002), avec une prise en compte pour un ensemble de variables \underline{v} (parmi \underline{E} , \underline{B}_0 , \underline{S} , \underline{C} et \underline{P}) des différences entre le système de référence et celui d'intérêt. En posant a la fonction d'ajustement, l'équation du transfert devient ¹ :

$$T(.) = a(.) \Rightarrow \tilde{r}_E = a(v, v', \widehat{CAP}_{E'/B'_0, S', C', P', M'}) \quad (7)$$

La fonction a est souvent une fonction linéaire de la valeur transférée (8), où le coefficient de proportionnalité (d'ajustement) $c(v, v')$ est un rapport (ou produit de plusieurs rapports) de grandeur entre v et v' . Ceci suppose que, toutes choses égales par ailleurs, la valeur de la modification du bien est proportionnelle à la (aux) variable(s) dont on estime le rapport de grandeur entre les deux systèmes. A titre d'exemple, la variable peut être le PIB ou salaire moyen, la superficie du site, le changement de qualité évalué. Valable *a priori* dans le cadre de faibles variations, l'ajustement proportionnel devient très discutable pour de fortes amplitudes du fait des multi-linéarités et des non-linéarités des modèles économiques sous-jacents aux valorisations. Smith *et al.* (2002) ont ainsi proposé une fonction d'ajustement, plus complexe, liée aux préférences, qui permet notamment de prendre en compte la concavité présupposée des CAP.

$$a(v, v', \widehat{CAP}_{E'/B'_0, S', C', P', M'}) = c(v, v') \times \widehat{CAP}_{E'/B'_0, S', C', P', M'} \quad (8)$$

Comme une valeur synthétise un ensemble complexe peu dissociable, une adaptation, bien que justifiée, peut complètement déséquilibrer le résultat. Sous cet angle, les procédures d'adaptations devraient être utilisées avec prudence et de manière non systématique.

Utilisation des valeurs d'expertise

Une alternative au transfert de valeurs estimées est l'utilisation de valeurs à dire d'experts, avec ses deux modes opératoires distincts. Le premier mode s'appuie sur un jugement *ex ante* en recourant à des valeurs d'experts recommandées *a priori*. Il s'agit de la plus simple et ancienne technique de transfert (très employée par le Service des forêts aux Etats-Unis, par exemple). Les valeurs recommandées traitent de biens relativement généraux et renvoient essentiellement à la variation de bien-être liée à la suppression (partielle) du bien. D'origine souvent inconnue (valeur tirée d'une ou plusieurs études, de l'expérience de l'expert), la valeur de la modification E' est ici notée $\widetilde{CAP}_{E'}$ (absence de contexte, estimation ou non statistique), et le transfert s'écrit :

$$T(.) = Id(.) \Rightarrow \tilde{r}_E = \widetilde{CAP}_{E'} \quad (9)$$

¹ Un ajustement avec pondération moyenne s'écrit :

$$T(.) = a(.) \circ \bar{(.)} \Rightarrow \tilde{r}_E = a(v, \bar{v'}, \widetilde{CAP}_{E'/S', C', P', M'})$$

Les valeurs ainsi transférées sont difficilement ajustables, car les hypothèses relatives à leur élaboration sont rarement explicitées, de même que la définition des biens qu'elles évaluent reste largement imprécise. Cette technique ne peut donc tenir compte ni de la spécificité du site étudié, ni de celle de la population concernée, et elle n'appréhende généralement qu'une modification environnementale binaire (présence/absence du bien).

Le second mode opératoire est la réunion d'un panel d'experts qui formule une valeur (ou une fourchette) relative à la modification environnementale E étudiée (ex : Willis et Garrod, 1995). Le transfert ne s'effectue plus par rapport à une étude particulière, mais à partir de l'expérience des experts, sous forme consensuelle et adaptée au système d'intérêt :

$$\tilde{r}_E = \widetilde{CAP}_{E/B_0, S, C, P} \quad (10)$$

où : $\widetilde{CAP}_{E/B_0, S, C, P}$ est la valeur transférée par le panel, adaptée à E sachant B_0 , S , C et P .

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, certaines étant, par ailleurs, parfois impossibles à considérer dans des modèles économétriques. L'avis d'experts reste cependant, *a priori*, plus subjectif qu'une procédure statistique.

Les transferts de modèles économétriques

Transfert de fonctions estimées

Le transfert de modèle a pour objet de transférer non plus une valeur particulière, mais un modèle sous-jacent à la valorisation. Ainsi, le transfert de fonctions estimées consiste à transférer puis appliquer le modèle d'une étude de référence, élaborant (préférences révélées), ou expliquant (préférences déclarées), la valeur monétaire de la modification évaluée.

En posant $\hat{f}_{E'/S', C', M'}(.)$ la fonction estimée relative à E' exprimée par rapport au vecteur $P^{i'}$ (variables socio-économiques d'un individu i), sachant S' , C' et M' , le transfert s'écrit :

$$T(.) = Id(.) \Rightarrow \tilde{r}_E = \hat{f}_{E'/B'_0, S', C', M'}(P^i) \quad (11)$$

Dans le cas de préférences déclarées (évaluation contingente), la fonction transférée est une fonction de surplus, généralement un CAP (ex : Desvousges *et al.*, 1992 ; Alp *et al.*, 2002). Avec \bar{p} une observation particulière (moyenne, médiane) de la population d'intérêt, la valorisation est égale à :

$$\widetilde{CAP}_E = \tilde{r}_E(\bar{p}) \quad (12)$$

Pour des préférences révélées (coûts de déplacement, prix hédonistes), la fonction transférée est respectivement une fonction de demande (ex : Cicchetti *et al.*, 1976 ; Desvousges *et al.*, 1992) ou de prix (demande inverse), et la valorisation se ramène à :

$$\widetilde{CAP}_E = \int_{x_{B_0}}^{x_{B_1}} \tilde{r}_E(\bar{p}, x). dx \quad (13)$$

où : x est soit un pseudo droit d'entrée (fonction de demande), soit la qualité environnementale étudiée (fonction de prix), avec un niveau initial x_{B_0} et final x_{B_1} .

On admet ici que le modèle (forme fonctionnelle et paramètres) du système de référence est également pertinent pour le système d'intérêt. L'hypothèse sous-jacente est la similitude, entre les deux systèmes, des préférences des individus, hypothèse plus probable pour de faibles variations entre systèmes. En outre, ces fonctions ne prennent en compte que les facteurs socio-économiques et ne considèrent pas l'influence des caractéristiques du site et de ses substituts, faute d'observations multiples (les modèles multi-scénarii ou multi-sites, sont rares).

A l'instar des transferts de valeur, ceux de fonction sont adaptables (pondération moyenne, ajustement) et s'écrivent alors de manière analogue à (6) ou (7). En particulier, Feather et Hellerstein (1997) ont proposé d'utiliser l'ajustement pour corriger le biais résultant de la non-linéarité des modèles et de l'utilisation pour le système d'intérêt d'une observation représentative au lieu d'un échantillon représentatif d'observations². Ces auteurs montrent notamment dans leurs travaux comment calculer le coefficient d'ajustement.

Transfert de modèles ad hoc

Une autre idée est de transférer non plus le modèle support à la valeur, mais un modèle construit de manière *ad hoc* (ex : Luken *et al.*, 1992 ; Brisson et Pearce, 1995). Pour ce faire, on présuppose une relation φ entre r_E et une variable Q relative au bien (par exemple : un paramètre de qualité, la superficie, la distance au site), que l'on estime à partir de couples (Q', r_E) relevant d'une ou plusieurs études de référence. Le modèle *ad hoc* estimé $\hat{\varphi}$ est ensuite transféré au système d'intérêt :

$$T(.) = Id(.) \Rightarrow \tilde{r}_E = \hat{\varphi}(Q) \quad (14)$$

La valorisation s'exprime simplement : $\widetilde{CAP}_E = \tilde{r}_E(q)$.

Si $q \in [\min(Q'), \max(Q')]$, il s'agit d'une interpolation, sinon d'une extrapolation, sachant que dans ce dernier cas les hypothèses sont plus fortes (on sort du domaine de définition du modèle). En outre, les études de référence utilisées doivent être le plus homogène possible, exceptées pour Q' , car aucune autre variable significativement influente n'est considérée dans le modèle φ .

² D'après l'inégalité de Jensen, l'espérance d'une fonction concave – tel le CAP – d'une variable aléatoire (cas d'une étude directe) est inférieure à la fonction de l'espérance de la variable (cas du transfert).

Transfert de méta-modèles

Une dernière alternative (généralisation de la précédente³) relativement récente est le transfert de méta-modèles préexistants ou construits pour l'occasion (ex : Sturtevant *et al.*, 1995). Un méta-modèle est élaboré au cours d'une méta-analyse – synthèse statistique d'études sur un sujet donné (*cf.* Van den Bergh *et al.*, 1997 ; Florax *et al.*, 2002) – qui permet, à partir des études rassemblées, de construire des modèles explicitant les causes de la variabilité des résultats observée entre ces études.

Les méta-modèles transférés sont des modèles de régression (variables explicatives quantitatives) ou d'analyse de variance (variables explicatives qualitatives) dans lesquels la variable expliquée est un CAP, une demande, un prix, et les variables explicatives sont socio-économiques, méthodologiques, propres au bien et au changement envisagé, ou liées aux autres biens (substituts, consommation courante). En posant \hat{g} le méta-modèle estimé et \bar{P} les caractéristiques de l'individu représentatif, le transfert s'écrit :

$$T(.) = Id(.) \Rightarrow \tilde{r}_E = \hat{g}(E, B_0, S, C, \bar{P}, M) \quad (15)$$

La valorisation par transfert de méta-modèle est ensuite identique au transfert de fonction. On suppose ici que le méta-modèle relatif aux études de référence s'applique également au système d'intérêt. Pour la méta-analyse engendrant le méta-modèle, il s'agit généralement de trouver un compromis entre le nombre et l'homogénéité des études de référence.

Comparaison des différentes modalités de transfert

Le formalisme ci-dessus permet de tirer plusieurs enseignements. Comme le montrent les équations (4), (9), (11), (14) et (15), chacune des techniques de transfert dans sa forme simple, panel d'experts mis à part, est une transposition (l'application identique) d'un élément d'un système vers un autre. Cet élément transféré sert de base pour l'évaluation dans le système d'intérêt et peut être une valeur ou un modèle. En outre, la transposition peut s'accompagner dans certains cas d'adaptations (pondération moyenne, ajustement) comme indiquées en (6) et (7) : cela concerne le transfert de valeur et de fonction.

La formalisation adoptée offre également un cadre théorique de comparaison des différentes techniques. Par le passé, Loomis (1992) a justifié *ex ante* un biais potentiellement moins important pour le transfert de fonction que pour celui de valeur et Barton (1999) a ordonné les techniques selon l'information qu'elles requéraient et la subjectivité de leurs résultats. L'idée est ici de les classer selon leur capacité prédictive *a priori* en utilisant deux critères : les caractéristiques du système de référence et l'adéquation au système d'intérêt. D'une technique à l'autre, la qualité

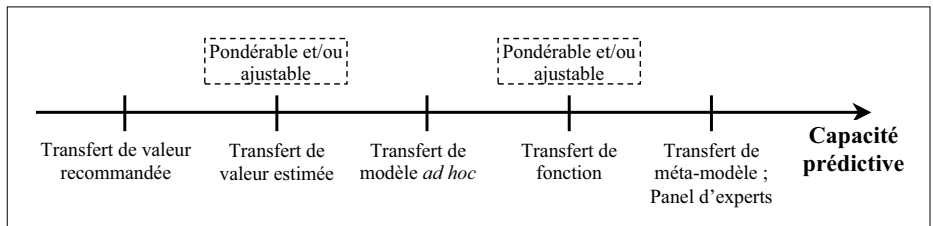
³ Les modèles *ad hoc* sont des méta-modèles très simplifiés : ils s'appuient seulement sur une ou quelques études de référence et ne comprennent qu'une seule variable explicative.

des données du système de référence n'a aucune raison de varier. En revanche, les systèmes ne sont pas équivalents d'un point de vue quantitatif. Ainsi, le transfert d'une valeur ou d'une fonction estimée s'appuie sur une référence unique, tandis que la valeur d'experts ou le transfert d'un méta-modèle (modèle *ad hoc* compris) reposent sur des références multiples. Le deuxième groupe de techniques a donc *a priori* un avantage si l'on considère que la diversité des sources est un gage de robustesse pour les valorisations. Toutefois, cet avantage s'estompe si l'on recourt pour le premier groupe à la pondération moyenne, qui permet de considérer non plus une mais plusieurs sources à la fois.

Le deuxième critère, l'adéquation, peut s'apprécier à partir de l'expression de \tilde{r}_E . Ainsi le transfert de valeur recommandée s'établit sans variation possible et ne connaissant pas B_0', S', C', P' et M' ; celui de valeur estimée sans variation et sachant B_0', S', C', P' et M' ; celui de fonction estimée avec une variation pour P sachant B_0', S', C' et M' ; celui d'un méta-modèle avec une variation pour B_0, S, C, P et M . Et le transfert de modèle *ad hoc* s'effectue avec une variation pour le facteur Q en supposant B_0', S', C' et M' relativement homogènes, tandis que le panel d'experts produit une valeur en fonction de B_0, S, C, P . Le transfert de méta-modèle et le panel d'experts sont donc *a priori* les techniques qui s'adaptent le mieux aux spécificités du système d'intérêt (B_0, S, C et P); puis vient le transfert de fonction intégrant seulement les facteurs individuels. L'ajustement, possible si les caractéristiques du système de référence sont connues, est un moyen pour le transfert de valeur ou de fonction estimées de pallier en partie le défaut d'adéquation au système d'intérêt. Enfin, l'adéquation du transfert de modèle *ad hoc* est rudimentaire, donc limitée (transfert s'apparentant par certains côtés à l'ajustement d'une valeur estimée), tandis qu'elle est inexistante pour les valeurs recommandées.

Aussi peut-on dire que : (i) la capacité prédictive *a priori* du transfert de modèles économétriques est dans l'ensemble supérieure à celle du transfert de valeurs monétaires; (ii) cette capacité apparaît la meilleure pour le méta-modèle et le panel d'experts – le premier repose sur un modèle explicite, le second sur un modèle implicite – le transfert de fonction venant ensuite; (iii) le transfert de modèle *ad hoc* se situe entre le transfert de fonction et de valeur estimées; (iv) le transfert d'une valeur recommandée semble le moins performant; (v) la pondération moyenne et l'ajustement peuvent améliorer la performance du transfert de fonction ou de valeur estimées. Ce classement est transcrit dans la figure 1.

Figure 1. Classement des différentes techniques de transfert en fonction de leur capacité prédictive



D'une manière générale, on peut opposer la simplicité du transfert de valeur à la complexité du transfert de méta-modèle, le transfert de fonction étant un compromis entre faible quantité d'information requise et prise en compte de certaines variables (socio-économiques) propres au système d'intérêt.

Méthodologie de test de la qualité du transfert

Concepts relatifs à la qualité du 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.

Pour qu'une méthode soit déclarée cohérente, les mesures de différentes valeurs doivent respecter certaines propriétés de classement et d'équivalence implicites entre ces valeurs. La relation d'équivalence (notée Ξ), appliquée à l'économie de l'environnement, peut désigner d'une manière très lâche un même ordre de grandeur. On suppose ici que les préférences des consommateurs relatives à différentes modifications environnementales correspondent à un pré-ordre complet, avec \geq la relation de préférence (quantité de gauche préférée – ou indifférente – par l'individu à celle de droite) et \approx celle d'indifférence (quantité de gauche indifférente à celle de droite). En posant respectivement cap_1 et cap_2 les valeurs de deux modifications E^1 et E^2 classables *a priori*, et \widetilde{CAP}_1 et \widetilde{CAP}_2 leurs estimateurs par transfert suivant des lois d'espérance $E(\widetilde{CAP}_1)$ et $E(\widetilde{CAP}_2)$, la méthode du transfert est cohérente si :

$$\begin{aligned} \forall(E^1, E^2) \quad E^1 \geq E^2 &\Rightarrow E(\widetilde{CAP}_1) \geq E(\widetilde{CAP}_2) \\ \forall(E^1, E^2) \quad E^1 \approx E^2 &\Rightarrow E(\widetilde{CAP}_1) \cong E(\widetilde{CAP}_2) \end{aligned} \quad (16)$$

La validité externe (désignée « validité », par la suite) d'une méthode indique sa capacité à produire des estimations identiques aux vraies valeurs. L'inaccessibilité de ces dernières rend son évaluation délicate. En particulier, la validation des méthodes de valorisation environnementale est impossible, faute de marchés sur lesquels émergerait un prix (assimilable à la vraie valeur) pour ce type de biens. Dans le cas du transfert, on peut s'affranchir de cette impasse en définissant une validité contingente aux autres méthodes (coûts de déplacement...). Et la question devient : 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 : pour une méthode donnée, tout se passe comme s'il y avait deux options, la voie directe et celle par transfert – le transfert s'effectuant à partir d'étude(s) primaire(s) qui emploie(nt) cette méthode ; l'équivalence entre les deux options (cohérence) se

traduit par une validation interne de la méthode considérée (avec ses deux modes opératoires), et donc l'acceptation de l'option transfert. En posant pour la valeur d'un bien donné, cap la vraie valeur, \widehat{CAP} un estimateur direct et \widetilde{CAP} un estimateur par transfert, le transfert est valide si en moyenne la valeur par transfert est égale à celle trouvée directement :

$$E(\widetilde{CAP}) = E(\widehat{CAP}) \quad (17)$$

Chaque estimateur peut, en outre, se modéliser par la somme de la vraie valeur et d'une erreur systématique b (biais) et aléatoire ε (d'espérance nulle), soit : $\widetilde{CAP} = cap + b_t + \varepsilon_t$ et $\widehat{CAP} = cap + b_d + \varepsilon_d$. L'erreur de transfert Err , différence entre la valeur par transfert et celle par voie directe (18), est ainsi composée d'une partie déterministe b_{Err} et d'une partie stochastique d'espérance nulle ε_{Err} . Le transfert est valide lorsqu'il est sans biais : $E(Err) = 0$, soit $b_{Err} = 0$.

$$Err = \widetilde{CAP} - \widehat{CAP} = b_{Err} + \varepsilon_{Err} \quad (18)$$

La reproductibilité

Une méthode est reproductible si elle fournit des résultats semblables dans des conditions de mesure identiques. Pour un cas et une technique de transfert donnés, il s'agit de savoir si différentes équipes de recherche aboutiraient aux mêmes valorisations. Le choix des études de référence, les adaptations éventuelles des valeurs ou fonctions, l'optimisation d'un méta-modèle, sont par exemple susceptibles d'induire des variations. La reproductibilité à $\pm I_{1-\alpha}$ pour cent près représente la marge d'incertitude de niveau $1 - \alpha$ sur les résultats, et se définit par (avec n valorisations normalement distribuées) :

$$I_{1-\alpha} = 100 \times CV \times t_{1-\alpha/2}(n-1) \quad (19)$$

où : CV représente le coefficient de variation des valorisations, et $t_{1-\alpha/2}(n-1)$ le quantile de la loi de Student à $n-1$ degrés de liberté.

La reproductibilité est d'autant meilleure (marge petite) que les estimations sont peu dispersées. Elle est ainsi graduelle (à l'inverse de la validité qui est dichotomique : vraie ou fausse) : une méthode est plus ou moins reproductible. Si le transfert était un simple protocole d'optimisation objective de moyens, sa reproductibilité serait parfaite (marge nulle). Remarquons que la connaissance de la vraie valeur cap n'est pas nécessaire, mais il est possible que la reproductibilité diffère selon l'ordre de grandeur de cap (par exemple, transfert de valeur plus reproductible pour de petites valeurs, ou l'inverse).

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 non pas les vraies valeurs, mais celles relevant d'études *in situ*. Le transfert est déclaré fidèle si la variance de son erreur est faible, ou que la précision est forte. Avec les notations précédentes, on a :

$$V(Err) = V(\varepsilon_{Err})$$

$$\text{Précision} = \frac{1}{\sqrt{V(Err)}} \quad (20)$$

La fidélité, à l'instar de la reproductibilité, doit être qualifiée à partir d'une échelle de valeurs à prédéfinir (prépondérance du chercheur).

La fiabilité

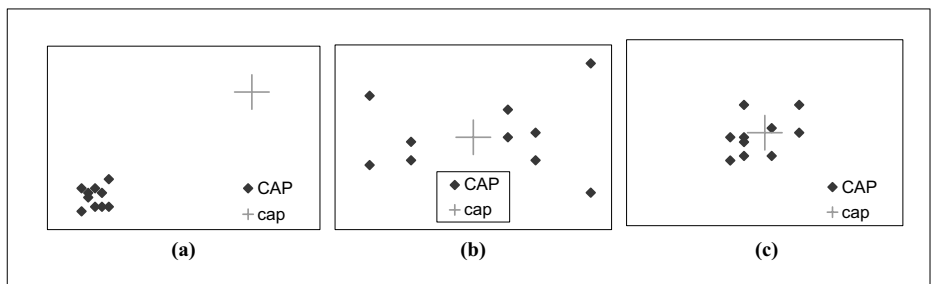
La notion de fiabilité d'une méthode, employée ici, est à relier avec la conception d'exactitude, conjonction de la justesse et de la fidélité : le transfert sera fiable s'il est exact, c'est-à-dire valide (juste) et fidèle (précis). Une méthode fiable est par ailleurs cohérente. Il convient de relever que la validité et la fidélité sont deux idées distinctes et indépendantes. En effet, une méthode peut être très fidèle, mais biaisée et inversement. Pour le transfert, cela se traduirait par :

$$b_{Err} \neq 0, V(\varepsilon_{Err}) \text{ faible} \Rightarrow \text{Méthode non valide, mais fidèle} \quad (21)$$

$$b_{Err} = 0, V(\varepsilon_{Err}) \text{ élevée} \Rightarrow \text{Méthode valide, mais non fidèle}$$

La figure 2 illustre schématiquement ce propos ; trois cas sont représentés : une méthode très fidèle non valide, une méthode valide non fidèle, et une méthode fidèle et valide (une règle de décision ayant été préalablement déterminée pour la fidélité).

Figure 2. Représentation des 3 types de méthodes : une méthode très fidèle non valide (a), une méthode valide non fidèle (b), et une méthode fidèle et valide (c)



Note : la croix *cap* pourrait représenter un ensemble de valeurs normées et superposées l'une sur l'autre, les points *CAP* étant les mesures (par transfert) relatives à ces valeurs.

En conclusion, la qualité du transfert s'appréhende par l'étude de sa fiabilité à travers différents cas, ce qui revient à analyser la distribution de l'erreur de transfert *Err*. La validité s'attache à l'espérance de cette dernière avec $E(Err) = b_{Err}$, tandis que

la fidélité est axée autour de sa variance $V(Err) = V(\varepsilon_{Err})$. En outre, si les cas d'étude sont relativement hétérogènes en terme de valeurs, il peut être judicieux d'envisager, non plus l'erreur absolue, mais l'erreur relative égale à : $(\widetilde{CAP} - \widehat{CAP}) / \widehat{CAP}$.

Méthodologie actuelle d'évaluation de la qualité du transfert

La suite de l'étude se focalise sur la validité, car la fiabilité du transfert dans son ensemble n'a pas été analysée dans la littérature. D'un point de vue pratique, la stratégie d'évaluation de la validité consiste à réaliser en parallèle, pour une même modification, une double valorisation : *in situ* et par transfert (ce transfert doit être effectué à partir d'étude(s) primaire(s) qui utilise(nt) un protocole expérimental aussi proche que possible de celui mis en œuvre lors de la valorisation directe). Les deux approches sont ensuite comparées.

Si l'on suppose les valeurs estimées certaines (notées par une minuscule), le jugement s'opère sur la base du calcul de la marge d'erreur absolue ou relative entre les valeurs par transfert et *in situ* – la littérature s'attache principalement au taux d'erreur (marge relative) – complété par une règle de décision d'acceptation du transfert (marge inférieure à un certain seuil). Par ailleurs, comme l'utilité marginale du revenu relative à la dernière unité de revenu dépensée est généralement faible, on exclura de cette procédure les petites valeurs de CAP observées (inférieures à une valeur seuil), *a priori* toutes équivalentes et non significativement distinctes de la valeur nulle. La définition des seuils est une étape clé qui influe directement sur les conclusions tirées et mérite à cet égard un grand soin. Avec τ le taux d'erreur, τ_- et τ_+ les taux seuils et cap_{seuil} la valeur seuil de CAP (tous ces seuils dépendent du contexte), le transfert est validé si :

$$\tau_- \leq \tau = \frac{\widetilde{cap} - \widehat{cap}}{\widehat{cap}} \leq \tau_+ \quad \text{avec } \widetilde{cap} \geq cap_{seuil} \quad (22)$$

Il est toutefois plus vraisemblable de considérer les valeurs estimées comme des variables aléatoires (du fait de l'échantillonnage, du comportement humain...), ce qui amène à évaluer la validité par des tests d'hypothèses. Il s'agit d'analyser la cohérence (tests de corrélation) ou la justesse du transfert (tests de régression); mais généralement, dans la pratique, les tests s'attachent seulement à l'égalité statistique entre les valeurs des deux approches pour un cas d'étude particulier (tests de convergence et d'équivalence). Point essentiel à retenir, ces tests ont toujours pour objectif le rejet de l'hypothèse testée, d'où l'importance de la définition de celle-ci.

Tests de corrélation et de régression

Pour ces tests, on doit disposer d'un ensemble de doubles valorisations $(\widetilde{CAP}, \widehat{CAP})$. 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 r de corrélation linéaire (coefficient de Pearson) propre à une régression du type : $\widehat{CAP} = a + b\widetilde{CAP} + \varepsilon$. Le transfert est cohérent si r est strictement positif.

Les tests de régression testent la justesse, soit $E(\widetilde{CAP}) = E(\widehat{CAP})$. Ils peuvent s'appuyer pour cela sur une régression du type : $Err = a + b\widehat{CAP} + \varepsilon$ ou $Err = b_{Err} + \varepsilon_{Err}$. Le transfert est valide si $a = b = 0$ ou $b_{Err} = 0$.

On notera que la justesse entraîne la cohérence, mais l'inverse n'est pas nécessairement vrai (transferts cohérents non valides). L'intérêt des tests de corrélation provient de leur capacité à pouvoir moduler un rejet de validité du transfert. Comme l'ensemble de ces tests nécessite de nombreuses doubles valorisations, leur mise œuvre, par le passé, a été très fortement limitée (ex : Shrestha et Loomis, 2001, 2003).

Tests de convergence et d'équivalence

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 (ex : Downing et Ozuna, 1996 ; Kirchhoff *et al.*, 1997), ont été présentés par Bergland *et al.* (2002), tandis qu'une alternative récente, les tests d'équivalence (Kristofersson et Navrud, 2005), n'a été mise en application qu'une seule fois (Muthke et Holm-Müller, 2004).

Les tests de convergence portent sur l'erreur de transfert d'un cas particulier en testant l'égalité des valorisations directes et par transfert, ou celle de leur modèle de valeur respectif pour ce cas. La particularité des tests d'équivalence est de tester l'inégalité des valeurs par transfert et *in situ*, et d'incorporer à la procédure une marge d'erreur acceptable : le rejet de l'hypothèse conduit à valider le transfert, moyennant la marge d'erreur Δ que l'on accepte.

Afin de percevoir les différences entre les deux approches, les zones d'acceptation et de rejet des tests sont représentées graphiquement pour une variable D_V donnée (mesure de la différence pour la variable V entre l'étude par transfert et *in situ* ; V peut être la valorisation ou un coefficient du modèle de valeur), dans le cas d'un test de convergence (figure 3) et d'équivalence (figure 4). Les zones d'acceptation de H_0 (hypothèse testée) pour la convergence et de rejet de H_0 (notée H_1) pour l'équivalence correspondent à la validation du transfert (sans hachures). Ces zones sont délimitées par des bornes aléatoires qui valent pour un cas précis b^- et b^+ (convergence), et k^- et k^+ (équivalence).

Comme les bornes $\{b^-, b^+\}$ et $\{k^-, k^+\}$ sont distinctes les unes des autres, les zones de validation (non-réfutation pour la convergence) du transfert ne sont pas semblables entre tests. En outre, ces zones se comportent différemment en fonction de la variance observée pour D_V . En effet, une plus forte variance pour D_V entraîne, toutes choses égales par ailleurs, un accroissement de la zone d'acceptation de H_0

quel que soit le test : la probabilité de valider le transfert s'accroît pour le test de convergence et diminue pour celui d'équivalence (figure 5a). Une variance forte signifiant une forte incertitude sur la valeur de V par transfert et *in situ*, un devoir de réserve sur la validation du transfert s'impose, ce qui est le cas pour l'équivalence, mais non pour la convergence. Dans ce dernier cas, « moins on sait, plus on confirme ! ».

Figure 3. Zone d'acceptation et de rejet de H_0 dans un test de convergence

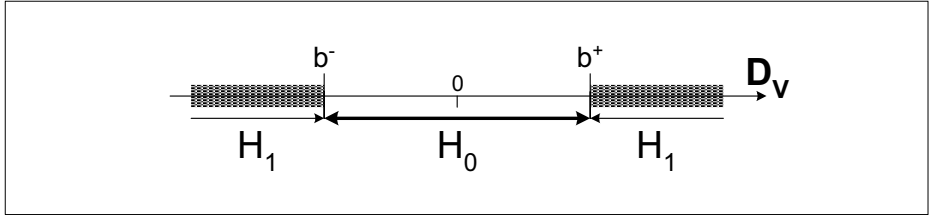


Figure 4. Zone d'acceptation et de rejet de H_0 dans un test d'équivalence

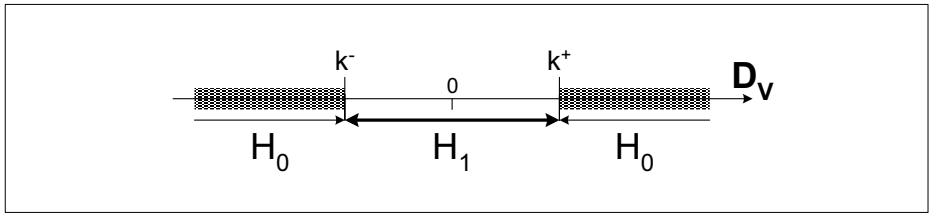
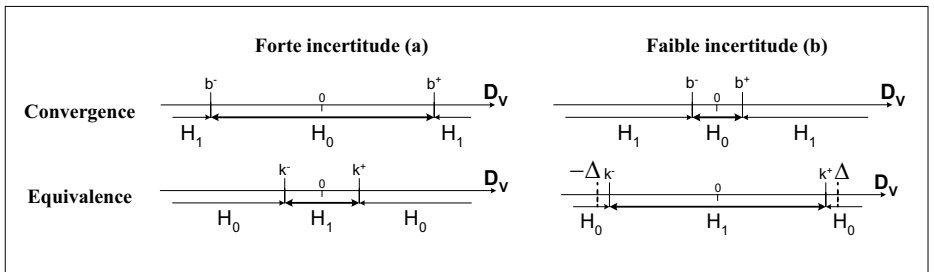


Figure 5. Zone d'acceptation et de rejet en cas de forte (a) et faible (b) variance



A l'inverse, une variance faible pour D_V implique une zone d'acceptation de H_0 réduite (figure 5b). Dans le cas de la convergence, la probabilité de valider le transfert devient faible, même si les valeurs de D_V sont peu élevées et donc politiquement acceptables. Parallèlement, le test d'équivalence converge vers la procédure du taux d'erreur acceptable (avec Δ le seuil acceptable), par ailleurs procédure de validation la plus pertinente en cas de quasi-certitude.

Toutes ces considérations, ajoutées à leur vision négative du transfert (démonstration seulement de la non-validité de la méthode), indiquent que les tests de convergence ne semblent pas être le bon moyen pour étudier la validité du transfert – même s'ils constituent l'option actuellement employée. Les tests d'équivalence apparaissent *a contrario* plus favorables au transfert et mieux adaptés aux attentes des politiques (approximation de la valeur en intégrant une marge d'erreur acceptable).

En résumé, lorsque peu de doubles valorisations sont étudiées, les tests d'équivalence sont préférables ; mais dès que leur nombre grossit, l'ensemble des tests devrait être effectué de manière à pouvoir affiner le jugement, les tests de régression étant les seuls à réellement évaluer la validité du transfert.

Résultats empiriques sur la validité du transfert

Validité interne

Les études empiriques sur la validité s'attachent à la justesse du transfert et non à sa simple cohérence. Toutefois, lorsqu'une technique particulière valorise plusieurs biens, la cohérence de cette technique peut être analysée, et si plusieurs techniques évaluent un même bien, on peut étendre la réflexion à la méthode du transfert en général. Ainsi Brisson et Pearce (1995), en étudiant les pertes d'aménité dues à la proximité d'un stockage de déchets, vérifient la cohérence entre un transfert de valeur moyenne et un transfert de méta-modèle. La perte de valeur d'une maison, fonction de sa distance par rapport à la décharge, est ainsi sensiblement équivalente dans les deux évaluations.

Les travaux de Sturtevant *et al.* (1995) sur la valeur de la pêche en eau douce aux Etats-Unis permettent également d'envisager la validité interne. La valorisation, par transfert de valeur moyenne ou par méta-modèle, d'une journée de pêche supplémentaire est plus élevée pour la pêche sportive (activité spécialisée) que pour celle de loisir (activité générale), ce qui est conforme aux attentes sur les préférences des individus. En revanche, les valeurs par méta-modèle sont comparativement plus faibles que celles par transfert de valeur. Si chacune des techniques apparaît ainsi cohérente, la cohérence globale du transfert reste en suspens.

D'autres comparaisons à partir d'études sur la validité sont réalisables *a posteriori* (par exemple Santos, 2001 ; Barton et Mourato, 2003) et montrent, dans la plupart des cas, une certaine cohérence pour chaque technique ; mais la cohérence entre techniques est moins évidente.

Validité externe

Si les premiers transferts remontent aux années 1960, la problématique de leur validité est beaucoup plus récente. A la suite des travaux pionniers de Loomis (1992), de nombreuses publications ont abordé cette thématique. Le tableau 1 recense ainsi 30 études testant la validité du transfert dans le domaine de l'environnement et de la

santé (un bon nombre d'entre elles concernent la ressource en eau, sur le continent nord-américain). Le tableau précise systématiquement les types de transfert testés en mentionnant, s'il y a lieu, la plage afférente au taux d'erreur en valeur absolue (cf. Genty, 2004, pour le détail des taux ici rapportés). Notons que ce type de tableau, fréquemment mentionné dans la littérature, n'aborde pas certaines caractéristiques importantes de l'erreur (moyenne, écart-type, quantile, taille d'échantillon), ni ne distingue le signe des différents taux d'erreur, ce qui impose un devoir de réserve.

Tableau 1. Synthèse des études de test sur la validité du transfert

Etude	Taux d'erreur en valeur absolue entre valorisation par transfert et <i>in situ</i>		
	Transfert de valeur	Transfert de fonction	Transfert de méta-modèle
Loomis (1992)	4-43	1-18	---
Parsons et Kealy (1994)	34-52	4	---
Loomis <i>et al.</i> (1995)	1-325	1-475	---
Downing et Ozuna (1996)	3-125	---	---
Feather et Hellerstein (1997)	---	3-300	---
Chestnut <i>et al.</i> (1997)	21-175	---	---
Kirchhoff <i>et al.</i> (1997)	35-57	2-210	---
Brouwer et Spaninks (1999)	27-60	22-41	---
Rosenberger et Loomis (2000)	---	---	0-774
Rozan et Stenger (2000)	? ^a	0-56	---
Delavan et Epp (2001)	0-55	9-49	---
Piper et Martin (2001)	---	3-149	---
Rodríguez (2001)	---	---	2-59
Santos (2001)	15-74	40	20-22
Shrestha et Loomis (2001)	---	---	1-81
VandenBerg <i>et al.</i> (2001)	0-239	0-298	---
Barton (2002)	10-29	2-28	---
Bergland <i>et al.</i> (2002)	25-45	18-41	---
Engel (2002)	---	(1-475) ^b	3-7029
Morrison <i>et al.</i> (2002)	4-191	---	---
Rosenberger et Phipps (2002)	---	4-941	2-63
Scarpa <i>et al.</i> (2002)	---	51 ^c	---
Barton et Mourato (2003)	46-120	5-130	---
Chattopadhyay (2003)	8-3042	9-1285	---
Shrestha et Loomis (2003)	---	---	12-411
García-López <i>et al.</i> (2004)	1-371	---	---
Muthke et Holm-Müller (2004)	13-946	1-858	---
Ready <i>et al.</i> (2004)	20-81 ^c	20-83 ^c	---
Rozan (2004)	---	19-44	---
Colombo <i>et al.</i> (2005)	---	14-31	---

Les valeurs représentent les taux d'erreur, en valeur absolue, minimum et maximum pertinents (certains taux n'ont pas été considérés ou ont été recalculés).

--- Sans objet

^a Taux d'erreur en valeur absolue non connus

^b Transferts provenant de Loomis (1992), Loomis *et al.* (1995) et Kirchhoff *et al.* (1997)

^c Taux d'erreur en valeur absolue moyens

Quel que soit le type de transfert (valeur, fonction, méta-modèle), le tableau 1 fait apparaître des taux d'erreur très hétérogènes entre études, et cette hétérogénéité se retrouve également à l'intérieur des études (plage d'erreur souvent large). Pour un même type de transfert dans une même étude, les taux varient parfois d'un niveau insignifiant (quasiment nul) à un niveau extrême (jusqu'à 7 000 % !). Ainsi, pour le transfert de fonction, Loomis *et al.* (1995) relèvent des taux entre 1 et 475 %, Feather et Hellerstein (1997) entre 3 et 300 %, Kirchoff *et al.* (1997) entre 2 et 210 %, VandenBerg *et al.* (2001) entre 0 et 298 %, Rosenberger et Phipps (2002) entre 4 et 941 %, Chattopadhyay (2003) entre 9 et 1 285 %, et Muthke et Holm-Müller (2004) entre 1 et 858 %. Des constatations semblables pourraient être faites pour le transfert de valeur et de méta-modèle.

Par ailleurs, sur la base des taux d'erreur, aucune technique de transfert ne surclasse l'autre. Notamment, les plages d'erreur dans une même étude sont souvent analogues entre techniques. Ainsi, pour le transfert de valeur et de fonction, Bergland *et al.* (2002) relèvent des taux respectifs de 25 à 45 % et de 18 à 41 %, VandenBerg *et al.* (2001) de 0 à 239 % et de 0 à 298 %, et Barton (2002) de 10 à 29 % et de 2 à 28 %. Notons que le transfert de méta-modèle a rarement été associé avec un autre type de transfert (Santos, 2001 ; Rosenberger et Phipps, 2002 ; Engel, 2002), ce qui rend la comparaison difficile.

La supériorité du transfert de fonction sur le transfert de valeur ainsi que la validité du transfert en général n'apparaissent pas souvent dans les études de cas. Ainsi Bergland *et al.* (2002) ont étudié séparément deux systèmes norvégiens, aussi proches que possible, relatifs à l'amélioration de la qualité de deux rivières. Ils ont procédé à des transferts croisés (d'un système à l'autre et inversement) de valeur et de fonction (études primaires : évaluation contingente à double enchère sur 301 personnes en face-à-face à chaque fois). Les transferts de valeur moyenne et de fonction de surplus sont globalement rejetés (tests de convergence à 5 %). Néanmoins, il convient de nuancer ces résultats : le taux d'erreur en valeur absolue ne dépasse pas 45 % ; des incohérences apparaissent dans les valorisations primaires (non-distinction par les individus entre le gain d'une ou deux classes de qualité d'eau) ; et certains non-répondants pourraient être des valeurs nulles, ce qui rapprocherait sensiblement les valeurs entre les deux systèmes, avec en conséquence des taux d'erreur de transfert plus faibles.

Kirchoff *et al.* (1997) ont réalisé un transfert croisé pour la pratique du *rafting* à partir de deux sites au Nouveau-Mexique, et ils ont procédé de même pour l'observation des oiseaux sur deux sites en Arizona (études primaires : évaluations contingentes avec carte de paiement par voie postale après contact *in situ* sur 970 et 590 individus pour le *rafting*, et 417 et 166 pour les oiseaux). Le transfert de valeur est rejeté pour l'une et l'autre activités, tandis que le transfert de fonction est globalement accepté pour les observateurs d'oiseaux, mais rejeté pour le *rafting* (taux d'erreur et tests de convergence à 5 et 0,1 %). Le transfert de fonction par rapport au transfert de valeur montre ainsi de meilleurs résultats lorsque les caractéristiques des biens évalués sont semblables (cas de l'Arizona) ; mais ces résultats semblent se dégrader de manière importante lorsque les attributs du site diffèrent (cas du Nouveau-Mexique).

Downing et Ozuna (1996) ont étudié la valeur de la pêche en mer durant trois années sur huit sites au Texas (études primaires : évaluation contingente à simple enchère en face-à-face sur 700 à 1500 personnes chacune). Les transferts de valeur médiane (vers un site à partir des sept autres sites pour une année donnée) sont rejetés (tests de convergence à 5 %). Ces résultats sont cependant à relativiser : faiblesse du modèle probit primaire (l'enchère proposée est la seule variable explicative, alors que le calcul de la médiane s'appuie sur l'estimation du modèle) et taux d'erreur non élevé. En reprenant certaines modalités techniques de ces travaux, Scarpa *et al.* (2002) ont analysé en Irlande la valeur des activités récréatives en forêt pour 26 sites, dont 13 situés dans l'Eire et 13 en Ulster (études primaires : évaluation contingente à double enchère en face-à-face auprès de 9 400 visiteurs en tout). Les bons résultats des transferts de fonction sont attribués à une taille d'échantillon conséquente en individus et sites, à la simultanéité des enquêtes, à la prise en compte des attributs de la forêt d'intérêt (modèle transféré multi-site) et à une relative homogénéité des différents biens et sites associés (tests de convergence à 10 et 5 %). On peut, en outre, noter qu'un modèle explicatif spécifique (qui valorise un site à partir des 12 sites nationaux restants) ou élargi (qui emploie cette fois-ci les 25 sites irlandais restants) produit des résultats identiques, même si un modèle élargi réduit les problèmes d'estimation des modèles dus à la colinéarité de certains attributs des forêts. Par ailleurs, les auteurs formulent une mise en garde contre les tests actuels de validité qui, par un biais de mesure, valident plus facilement des transferts lorsque les valeurs sont moins précises : transferts de valeurs fondées sur une simple enchère plus souvent validés par rapport à une double enchère.

Les essais de transfert de fonction par Loomis (1992) pour la pêche sportive au saumon en mer et à la truite en rivière semblent indiquer que les transferts intra-Etats seraient valables, mais ceux inter-Etats demeureraient discutables (taux d'erreur et tests de convergence à 1 %). Dans la même lignée (mêmes tests), Loomis *et al.* (1995) étudient la valeur des activités récréatives pratiquées sur 26 réservoirs de trois Etats (études primaires : coûts de déplacement sur site auprès de 150 000 visiteurs-jours au total). Lorsque les systèmes diffèrent, les transferts de fonction inter-Etats sont rejetés. Mais le transfert de la fonction de surplus moyen entre deux Etats proches, géographiquement et démographiquement, paraît acceptable.

Rozan et Stenger (2000) ont réalisé des transferts de valeur moyenne et de fonction pour la valeur de préservation de la qualité de la nappe d'Alsace accordée par les usagers de dix sites (études primaires : évaluation contingente à question ouverte sur moins de 80 ménages par site). Les transferts de valeur et de fonction sont très majoritairement rejetés (tests de convergence à 5 %), avec des taux d'erreur peu élevés. Les auteurs mettent en cause la petitesse des échantillons, une mauvaise représentativité de la population d'intérêt par l'échantillon de la population de référence et, pour les villes polluées, la nature et la date différentes des pollutions. La non-perception directe d'une nappe phréatique ajoutée à sa valeur de non-usage non négligeable pourraient également expliquer ces résultats décevants (Delavan et Epp, 2001). Dans le même ordre d'idée, on peut également citer les transferts croisés de Barton (2002) pour l'amélioration de la qualité des eaux au Costa Rica (études primaires : évaluation contingente à double enchère en face-à-face sur 297 et

776 individus). Les transferts de valeur moyenne ajustée montrent des résultats médiocres et semblables au transfert du modèle complet (taux d'erreur et tests de convergence à 5 %), avec des taux d'erreur cependant relativement faibles. En revanche, l'étude de VandenBerg *et al.* (2001) sur la valeur de la qualité des eaux souterraines aboutit à des conclusions différentes : le transfert est globalement acceptable, ceci d'autant plus qu'il se fonde sur un échantillon large et varié, et le transfert de fonction tend à être plus souvent validé que le transfert de valeur moyenne (taux d'erreur et tests de convergence à 10 %).

Par ailleurs, comme le notent Barton et Mourato (2003), la plupart des transferts restent intra-pays. Ces auteurs ont analysé le transfert croisé entre le Portugal et le Costa Rica sur le risque sanitaire dû à la pollution de l'eau (études primaires : évaluation contingente à carte de paiement en face-à-face sur 401 et 411 individus). Les transferts de fonction et de valeur moyenne ajustée ou non au revenu ou au PIB ne sont pas valides (taux d'erreur et tests de convergence à 5 %), d'où une mise en garde pour des transferts entre pays de niveau de développement différent et/ou relatifs à la santé. Rozan (2004) arrive aux mêmes résultats (taux d'erreur et tests de convergence à 5 %) pour des transferts croisés de fonction entre la France et l'Allemagne sur la qualité de l'air reliée à des problèmes de santé légers (études primaires : évaluation contingente à enchères multiples en face-à-face sur 1 000 et 454 individus). Toutefois, les conclusions sont très relatives : faiblesse des modèles explicatifs, erreur acceptable (30 % en moyenne), et modèles transférés et *in situ* non statistiquement différents. Enfin Muthke et Holm-Müller (2004), sur la qualité d'eau, rejettent également (test d'équivalence à 5 %) des transferts internationaux de fonction ou de valeur ajustée ou non au revenu entre l'Allemagne et la Norvège, mais valident les transferts nationaux en Allemagne.

Peu d'exemples dans la littérature portent sur la validité des transferts par méta-modèle (Rosenberger et Loomis, 2000 ; Shrestha et Loomis, 2001, 2003 ; Santos, 2001 ; Engel, 2002 ; Rosenberger et Phipps, 2002). En outre, les trois premières études citées relèvent des mêmes travaux en s'appuyant sur la base nord-américaine des valeurs journalières des activités récréatives gérée par le Service des forêts de l'USDA. Le faible nombre de cas empiriques sur la validité des méta-modèles peut s'expliquer par l'offre très restreinte en bases de valeurs et/ou de méta-modèles, et la quantité importante de travail requise pour l'accomplissement d'une méta-analyse. Des recherches sur la base de l'USDA (taux d'erreur, tests de corrélation à 10 et 5 % et/ou tests de régression à 5 et 1 %), il ressort que les méta-modèles semblent offrir de bonnes potentialités de transfert (valorisation avec une erreur acceptable) et que les méta-modèles globaux apparaissent plus performants que leurs équivalents régionaux (plus spécifiques).

Dans ses travaux sur la valeur des paysages, Santos (2001) se propose d'appliquer aux vallons des Pennines, en Angleterre, tous les types de transfert envisageables : transfert de valeur simple, ajustée ou moyennée, de fonction et de méta-modèle. Un premier résultat important est que la construction d'un méta-modèle spécifique sur la préservation des paysages dans le cadre de la politique agri-environnementale (cas du système d'intérêt), avec moins d'observations et de variables explicatives,

n'aboutit pas à de meilleurs transferts que ceux d'un méta-modèle plus général sur la valeur des paysages. Un deuxième résultat est que la méthode de valorisation dans l'étude primaire joue un rôle de premier plan, et les transferts sont dans l'ensemble satisfaisants dès que les méthodes pour les systèmes de référence et d'intérêt sont les mêmes (taux d'erreur et tests de convergence à 5 %). Enfin, la comparaison proprement dite des transferts entre eux montre que les transferts de méta-modèle ou de valeur ajustée à partir d'une étude très proche donnent de meilleures estimations que le transfert de fonction ou de valeur pondérée, le transfert de valeur simple donnant les moins bons résultats. Hormis le transfert de valeur ajustée, la qualité des divers transferts respecte ici l'ordre théorique, où les méta-analyses offrent des perspectives de transfert prometteuses, dès que leurs modèles intègrent des variables explicatives essentielles, comme la qualité du site ou le revenu.

Dans l'étude menée par Engel (2002) sur les activités récréatives liées à l'eau, le transfert de fonction surclasse globalement les méta-modèles (taux d'erreur et tests de convergence à 5 %), mais l'expérience était biaisée en faveur des transferts de fonction, car ceux-ci bénéficiaient de conditions idéales : site et bien de référence et d'intérêt similaires, même équipe de recherche avec même mode opératoire pour la double valorisation. A l'inverse, le transfert de méta-modèle était sous-optimal : certains méta-modèles, non prédestinés au transfert, étaient méthodologiques et/ou dépourvus de corrections hétéroscédastiques. Toutefois, comme les méta-modèles prédisent parfois mieux que le transfert de fonction et que ce dernier obtient ses meilleures performances avec des modèles multi-sites, les résultats semblent encourageants et soulignent la nécessité d'incorporer dans les méta-modèles les caractéristiques socio-économiques de la population, en plus des attributs du bien du site et des variables méthodologiques.

Enseignements retirés

Les enseignements que l'on peut retirer à partir des études sur la validité du transfert sont de plusieurs ordres. Tout d'abord, il convient de distinguer la théorie de la pratique. En effet, si un consensus se dégage au sein des économistes pour qualifier le transfert de modèle de théoriquement supérieur au transfert de valeur, l'approche empirique par des études de cas concrets n'a pas encore clairement corroboré cette idée. Et il n'est pas rare de trouver que le transfert de valeur donne des résultats semblables, voire meilleurs, par rapport au transfert de fonction. Toutefois, des raisons à ces observations apparemment contradictoires avec la théorie peuvent être avancées. En premier lieu, les procédures de test sur la validité ne sont pas homogènes d'une étude à l'autre au niveau des hypothèses testées, des techniques de test elles-mêmes et des niveaux de signification : on ne compare donc pas les mêmes choses. Ensuite, les tailles d'échantillon – cruciales dans la signification statistique – des études primaires servant de base au transfert sont très diverses d'une étude à l'autre, et peuvent même être complètement hétérogènes à l'intérieur d'une même étude. Parfois, la mauvaise qualité de certaines données primaires et/ou un manque de rigueur dans l'étude sur la validité sont à incriminer dans la teneur des résultats. Enfin, la faiblesse actuelle des modèles économétriques en terme de

variance expliquée (R^2 ajusté rarement supérieur à 0,3) et au final de capacité prédictive doit jouer un rôle important dans les résultats un peu décevants du transfert de modèle. Cette faiblesse est d'autant plus criante pour les méta-modèles qui peinent à prendre en compte les variables socio-économiques, socle pourtant de la théorie micro-économique, faute de renseignement dans les études.

Jusqu'à présent, les travaux relatifs à la validité ont globalement montré des résultats en deçà des espérances. Toutefois, la plupart des études portait, par les tests de convergence, sur la pertinence de cas ponctuels (égalité de la valorisation directe et par transfert), ce qui ne permettait pas d'analyser la validité globale du transfert (étude du biais). La recherche à l'égard de la validité doit donc être poursuivie et celle sur la fidélité développée, afin de mieux spécifier les domaines et les conditions dans lesquels le transfert serait susceptible de fournir des résultats fiables, ce qui ne pourra se faire notamment sans le recours à un ensemble (et non pas un) de tests plus ou moins standard pour la validité et la fidélité. D'ores et déjà, on peut dire que la qualité des études primaires est essentielle, notamment les tailles d'échantillon et la méthodologie utilisée. Par ailleurs, la similarité des systèmes de référence et d'intérêt pour le transfert est primordiale, cette similarité devant être au moins effective pour la ou les variables qui jouent un rôle majeur dans la formation de la valeur. Comme la ou les variables à considérer diffèrent bien évidemment d'un contexte à l'autre, il apparaît nécessaire avant tout transfert de les identifier pour le cas d'espèce. Par exemple, si la variable revenu semble plus ou moins incontournable, l'accessibilité au site peut parfois être très importante, tandis que dans d'autres situations, ce sera plutôt la superficie du site.

Plus généralement, le transfert paraît bien adapté lorsque les enjeux sont modestes (risques d'erreur aux conséquences bénignes) au vu de son faible coût et de sa rapidité de mise en œuvre, mais il devient plus sujet à caution lorsque les enjeux s'accroissent. De même, la non-prise en compte des facteurs psychologiques par le transfert tendrait à l'exclure lorsque ceux-ci sont importants, notamment pour les questions sanitaires, comme l'indiquent Barton et Mourato (2003).

Une voie pour l'avenir du transfert peut être le développement des méta-analyses dans lesquelles les modèles considéreraient réellement les variables socio-économiques. Mais ceci ne sera possible que si l'on dispose d'études primaires renseignant ces champs. L'essor des bases de données en économie de l'environnement (telles EVRI ou Envalue) depuis une dizaine d'années participe à cet effort de recherche en cernant mieux l'information actuellement disponible et celle manquante. Comme le rappelle Engel (2002), l'amélioration future des méta-modèles passe par une augmentation des valorisations primaires, une standardisation des variables explicatives à inclure dans les modèles et un accès facilité aux données de base. Par ailleurs, une autre piste à explorer concerne l'élaboration de nouveaux modèles explicatifs de valeur qui rendent davantage compte de la variance observée dans les études primaires et qui supporteraient ainsi plus facilement le transfert vers d'autres systèmes. Ces nouveaux modèles pourraient par exemple intégrer les facteurs psychologiques ou encore le coût de l'information pour l'individu. Il peut également s'agir de modèles multi-sites.

Conclusion et perspectives

Le principe du transfert est général en sciences et consiste à réutiliser des informations propres à un système pour les appliquer à un autre, ceci afin d'éviter l'entreprise systématique d'une nouvelle étude de cas spécifique. En économie de l'environnement, le transfert est notamment employé pour valoriser les variations de bien-être dues à des modifications environnementales, alternative à une valorisation *in situ*.

La valorisation environnementale par transfert cumule plusieurs avantages. Tout d'abord, la collecte de données est réduite (caractérisation du bien et de la population concernée, recherche des études antérieures *ad hoc*). Ensuite, le traitement de ces données s'avère relativement limité. La procédure est donc moins coûteuse pour le décideur et plus rapide à mettre en oeuvre, ce qui est un très net avantage par rapport aux études *in situ*. Un autre avantage provient de la capacité du transfert à survoler une problématique. En effet, comme le relèvent Desvousges *et al.* (1998), le transfert peut prendre l'aspect d'une étude préliminaire afin de mieux concentrer par la suite l'effort de recherche (étude primaire).

Dans la méthode du transfert, malgré les multiples formes rencontrées, on peut distinguer deux grandes catégories : la valorisation à partir d'un transfert de valeur monétaire et la valorisation sur la base d'un modèle économétrique transféré. Même si la seconde apparaît plus à même de prendre en compte les spécificités du système étudié, aucun des deux modes opératoires n'a clairement montré sa supériorité en terme de justesse et de précision (cette dernière n'a pas été réellement étudiée) des résultats. Par conséquent, aucune technique ne devrait actuellement être écartée. A un horizon plus lointain, les méta-modèles avec meilleure prise en compte des variables socio-économiques ou l'emploi de modèles multi-sites pourraient être des voies prometteuses.

Au-delà des procédures de tests discutables, voire inadéquates, la validité mitigée du transfert peut s'expliquer par le faible nombre, la qualité inégale et l'information manquante des études primaires (*cf.* Bateman *et al.*, 2000, pour des recommandations sur les études primaires à mener), et par les différences entre système d'intérêt et de référence et la nouveauté du sujet abordé dans l'étude secondaire. Aussi apparaît-il intéressant de distinguer, pour l'instant, les cas où les valeurs trouvées seront faibles des cas où l'on s'attend à obtenir des valeurs importantes associées à de forts enjeux, à l'instar du CERCLA aux Etats-Unis qui différencie les événements de type A (mineur) et ceux de type B (majeur). Tandis que la méthode du transfert semble bien adaptée à la première situation (conséquences bénignes en cas d'erreur d'évaluation, mises en parallèle avec le coût dispendieux d'une étude de valorisation au regard des faibles valeurs attendues), il apparaît à court terme plus raisonnable de préférer recourir à une étude directe de valorisation pour des valeurs *a priori* nettement plus importantes, surtout lorsqu'elles recouvrent des enjeux majeurs. A plus long terme, avec un développement des travaux de recherche sur la méthode du transfert, d'une part, et sa fiabilité (validité et fidélité), d'autre part, ce jugement pourrait être révisé. Un effort particulier devra porter sur l'étude de la fidélité, ce qui nécessitera notamment l'analyse de la dispersion de l'erreur occasionnée par le transfert.

D'une manière générale, le transfert apparaît comme une stratégie d'autant plus intéressante que le système d'intérêt est proche de celui de référence en terme de modification environnementale, de panier de biens et de population concernée, que l'étude de référence repose sur des bases saines en terme de modèle et d'enquête et que les ressources financières, humaines et en temps sont limitées pour l'étude du système d'intérêt.

Bibliographie

- Alp E., Clark D., Griffin R. and Novotny V. (2002). The application of benefit transfer in a Wisconsin watershed, Paper presented at the International Conference on Policy Modeling (Ecomod2002), Brussels, July 4-6, 17 p.
- Bal F., Nijkamp P. (2001). In search of valid results in a complex economic environment : The potential of meta-analysis and value transfer, *European Journal of Operational Research*, 128(2), pp. 364-384.
- Barton D.N. (2002). The transferability of benefit transfer : Contingent valuation of water quality improvements in Costa Rica, *Ecological Economics*, 42(1-2), pp. 147-164.
- Barton D.N. (1999). The quick, the cheap and the dirty benefit transfer approaches to the non-market valuation of coastal water quality in Costa Rica, Ph.D. Dissertation, Ås, Agricultural University of Norway, 273 p.
- Barton D.N., Mourato S. (2003). Transferring the benefits of avoided health effects from water pollution between Portugal and Costa Rica, *Environment and Development Economics*, 8(2), pp. 351-371.
- Bateman I.J., Jones A.P., Nishikawa N. and Brouwer R. (2000). *Benefits Transfer in Theory and Practice : a Review*, Norwich (UK), CSERGE, 88 p.
- Bergland O., Magnussen K. and Navrud S. (2002). Benefit transfer : Testing for accuracy and reliability, in : *Comparative Environmental Economic Assessment*, Florax R.J.G.M., Nijkamp P. and Willis K.G. (eds), Cheltenham (UK) and Northampton (MA), Edward Elgar Publishing, pp. 117-132.
- Bergstrom J.C., De Civita P. (1999). Status of benefits transfer in the United States and Canada : A review, *Canadian Journal of Agricultural Economics*, 47(1), pp. 79-87.
- Bingham T.H., Bondelid T.R., Depro B.M., Figueroa R.C., Hauber A.B., Unger S.J. and Houtven G.L.V. (2000). *A Benefits Assessment of Water Pollution Control*

Programs since 1972 : Part 1, The Benefits of Point Source Controls for Conventional Pollutants in Rivers and Streams, Research Triangle Park (NC), Research Triangle Institute, 111 p.

- Bonnieux F., Rainelli P. (2003). La technique des transferts dans l'évaluation des biens non marchands : une application, *Revue d'économie régionale et urbaine*, 2, pp. 187-208.
- Brisson I., Pearce D.W. (1995). Benefits transfer for disamenity from waste disposal, Norwich (UK), CSERGE, 11 p.
- Brouwer R. (2000). Environmental value transfer: State of the art and future prospects, *Ecological Economics*, 32(1), pp. 137-152.
- Brouwer R., Spaninks F.A. (1999). The validity of environmental benefits transfer: Further empirical testing, *Environmental and Resource Economics*, 14(1), pp. 95-117.
- Chattopadhyay S. (2003). A repeated sampling technique in assessing the validity of benefit transfer in valuing non-market goods, *Land Economics*, 79(4), pp. 576-596.
- Chestnut L.G., Ostro B.D. and Vichit-Vadakan N. (1997). Transferability of air pollution control health benefits estimates from the United States to developing countries: Evidence from the Bangkok study, *American Journal of Agricultural Economics*, 79(5), pp. 1630-1635.
- Cicchetti C.J., Fisher A.C. and Smith V.K. (1976). An econometric evaluation of a generalized consumer surplus measure: The Mineral King controversy, *Econometrica*, 44(6), pp. 1259-76.
- Colombo S., Calatrava-Requena J. and Gonzalez-Roa M.C. (2005). Testing choice experiments for benefit transfer, Paper presented at the 99th seminar of the EAAE, Copenhagen, August 24-27, 13 p.
- Delavan W., Epp D.J. (2001). Benefits transfer: The case of nitrate contamination in Pennsylvania, Georgia, and Maine, in: *The Economic Value of Water Quality*, Bergstrom J.C., Boyle K.J. and Poe G.L. (eds), Cheltenham (UK) and Northampton (MA), Edward Elgar Publishing, pp. 121-136.
- Desvousges W.H., Johnson F.R. and Banzhaf H.S. (1998). *Environmental Policy Analysis with Limited Information: Principles and Applications of the Transfer Method*, Cheltenham (UK) and Northampton (MA), Edward Elgar Publishing, 244 p.
- Desvousges W.H., Naughton M.C. and Parsons G.R. (1992). Benefit transfer: Conceptual problems in estimating water quality benefits using existing studies, *Water Resources Research*, 28(3), pp. 675-683.

- Downing M., Ozuna T., Jr. (1996). Testing the reliability of the benefit function transfer approach, *Journal of Environmental Economics and Management*, 30(3), pp. 316-322.
- Engel S. (2002). Benefit function transfer *versus* meta-analysis as policy-making tools : A comparison, in : *Comparative Environmental Economic Assessment*, Florax R.J.G.M., Nijkamp P. and Willis K.G. (eds), Cheltenham (UK) and Northampton (MA), Edward Elgar Publishing, pp. 133-153.
- Feather P., Hellerstein D. (1997). Calibrating benefit function transfer to assess the Conservation Reserve Program, *American Journal of Agricultural Economics*, 79(1), pp. 151-62.
- Florax R.J.G.M., Nijkamp P. and Willis K.G. (eds) (2002). *Comparative Environmental Economic Assessment*, Cheltenham (UK) and Northampton (MA), Edward Elgar Publishing, 362 p.
- García-López G., Pascual U. and Kontoleon A. (2004). Evaluating the validity of the benefit transfer approach : The case of WTP for manatee protection in Florida and Puerto Rico, Paper presented at the 6th International Conference of ESEE, Lisbon, 14-17 June, 24 p.
- Garrod G.D., Willis K.G. (1999). Benefit transfer (Chapter 12), in : *Economic Valuation Of The Environment - Methods and Case Studies*, Cheltenham (UK) and Northampton, (MA), Edward Elgar Publishing, p. 400.
- Genty A. (2004). L'évaluation économique des biens environnementaux : état de l'art sur la méthode du transfert, Chatou, EDF R&D, 77 p.
- Kask S.B., Shogren J.F. (1994). Benefit transfer protocol for long-term health risk valuation : A case of surface water contamination, *Water Resources Research*, 30(10), pp. 2813-2823.
- Kirchhoff S., Colby B.G. and LaFrance J.T. (1997). Evaluating the performance of benefit transfer : An empirical inquiry, *Journal of Environmental Economics and Management*, 33(1), pp. 75-93.
- Kristofersson D., Navrud S. (2005). Validity tests of benefit transfer - Are we performing the wrong tests?, *Environmental and Resource Economics*, 30(3), pp. 279-286.
- Loomis J.B. (1992). The evolution of a more rigorous approach to benefit transfer : Benefit function transfer, *Water Resources Research*, 28(3), pp. 701-705.
- Loomis J.B., Roach B., Ward F. and Ready R. (1995). Testing transferability of recreation demand models across regions : A study of corps of engineer reservoirs, *Water Resources Research*, 31(3), pp. 721-730.
- Luken R.A., Johnson F.R. and Kibler V. (1992). Benefits and costs of pulp and paper effluent controls under the Clean Water Act, *Water Resources Research*, 28(3), pp. 665-674.

- Morrison M., Bennett J., Blamey R. and Louviere J. (2002). Choice modelling and tests of benefit transfer, *American Journal of Agricultural Economics*, 84(1), pp. 161-171.
- Muthke T., Holm-Müller K. (2004). National and international benefit transfer testing with a rigorous test procedure, *Environmental and Resource Economics*, 29(3), pp. 323-336.
- Parlement européen (2000). Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, *Journal officiel des Communautés européennes*, L327, pp. 1-72.
- Parsons G.R., Kealy M.J. (1994). Benefits transfer in a random utility model of recreation, *Water Resources Research*, 30(8), pp. 2477-2484.
- Piper S., Martin W.E. (2001). Evaluating the accuracy of the benefit transfer method: A rural water supply application in the USA, *Journal of Environmental Management*, 63(3), pp. 223-235.
- Rambonilaza M. (2004). Évaluation de la demande de paysage: état de l'art et réflexions sur la méthode du transfert des bénéfices, *Cahiers d'économie et sociologie rurales*, 70, pp. 77-101.
- Ready R., Navrud S., Day B., Dubourg R., Machado F., Mourato S., Spanninks F. and Rodríguez M.X.V. (2004). Benefit transfer in Europe: How reliable are transfers between countries?, *Environmental and Resource Economics*, 29(1), pp. 67-82.
- Rodríguez M.X.V. (2001). Transferability of recreational benefits from natural areas. Spanish experiences, *Medit*, 12(1), pp. 45-55.
- Rosenberger R.S., Loomis J.B. (2003). Benefit transfer (Chapter 12), in: *A Primer on Nonmarket Valuation*, Champ P.A., Boyle K.J. and Brown T.C. (eds), Dordrecht (NL), Boston (MA) and London (UK), Kluwer Academic Publisher.
- Rosenberger R.S., Loomis J.B. (2000). Using meta-analysis for benefit transfer: In-sample convergent validity tests of an outdoor recreation database, *Water Resources Research*, 36(4), pp. 1097-1107.
- Rosenberger R.S., Phipps T.T. (2002). Site correspondence effects in benefit transfers: A meta-analysis transfer function, Morgantown (WV), Regional Research Institute, 41 p.
- Rozan A. (2004). Benefit transfer: A comparison of WTP for air quality between France and Germany, *Environmental and Resource Economics*, 29(3), pp. 295-306.
- Rozan A., Stenger A. (2000). Intérêts et limites de la méthode du transfert des bénéfices, *Economie et Statistique*, 336, pp. 69-78.

- Santos J.M.L. (2001). A synthesis of country reports on demand measurement of non-commodity outputs in OECD agriculture, Proceedings of Workshop on Multifunctionality : Applying the OECD Analytical Framework Guiding Policy Design, Paris, 74 p.
- Scarpa R., Hutchinson W.G., Chilton S.M. and Buongiorno J. (2002). Benefit value transfers conditional on site attributes : Some evidence of reliability from forest recreation in Ireland, *in* : *Environmental Value Transfer: Issues and Methods*, Navrud S., Ready R. (eds), Dordrecht (NL), Kluwer Academic Publisher (forthcoming, 29 p.).
- Shrestha R.K., Loomis J.B. (2003). Meta-analytic benefit transfer of outdoor recreation economic values : Testing out-of-sample convergent validity, *Environmental and Resource Economics*, 25(1), pp. 79-100.
- Shrestha R.K., Loomis J.B. (2001). Testing a meta-analysis model for benefit transfer in international outdoor recreation, *Ecological Economics*, 39(1), pp. 67-83.
- Smith V.K., van Houtven G. and Pattanayak S.K. (2002). Benefit transfer via preference calibration : Prudential algebra for policy, *Land Economics*, 78(1), pp. 132-52.
- Sturtevant L.A., Johnson F.R. and Desvousges W.H. (1995). A meta-analysis of recreational fishing, Durham (NC), Triangle Economic Research, 23 p.
- Szerényi M.Z., Kovács E., Kerekes S. and Kék M. (2002). Loss of value of the Szigetköz wetland due to the Gabčíkovo-Nagymaros barrage system development : Application of benefit transfer in Hungary, Paris, OCDE, 26 p.
- Van den Bergh J.C.J.M., Button K.J., Nijkamp P. and Pepping G.C. (1997). *Meta-Analysis in Environmental Economics*, Dordrecht (NL), Kluwer Academic Publisher, 240 p.
- VandenBerg T.P., Poe G.L. and Powell J.R. (2001). Assessing the accuracy of benefits transfers : Evidence from a multi-site contingent valuation study of ground water quality, *in* : *The Economic Value of Water Quality*, Bergstrom J.C., Boyle K.J. and Poe G.L. (eds), Cheltenham (UK) and Northampton (MA), Edward Elgar Publishing, pp. 100-120.
- Water Resources Research* (1992). Special section : Problems and issues in the validity of benefit transfer methodologies, 28(3), pp. 651-722.
- Willis K.G., Garrod G.D. (1995). Transferability of benefit estimates, *in* : *Environmental Valuation: New Perspectives*, Willis K.G., Corkindale J.T. (eds), Wallingford (UK), CAB International, pp. 191-212.