Évaluation de la demande de paysage : état de l'art et réflexions sur la méthode du transfert des benefices

Mbolatiana Rambonilaza

▶ **To cite this version:**

Mbolatiana Rambonilaza. Évaluation de la demande de paysage : état de l'art et réflexions sur la méthode du transfert des benefices. Cahiers d'Economie et de Sociologie Rurales, 2004, 70, pp.77-101. hal-01201064

HAL Id: hal-01201064
https://hal.science/hal-01201064

Submitted on 17 Sep 2015

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.

Évaluation de la demande de paysage : état de l'art et réflexions sur la méthode du transfert des bénéfices

Mbolatiana RAMBONILAZA

Cahiers d'économie et sociologie rurales, n° 70, 2004

Mbolatiana RAMBONILAZA*

Economic valuation of landscape demand: state of the art and the potential of the method of benefit transfer

Summary *– Several studies have been published in the recent economic literature with the aim of assessing public landscape preferences. The main objectives of the present paper are: (1) to give an overview of the state of the art of the application of stated preferences method to landscape valuation and (2) to discuss the opportunity of benefit transfer.*
Firstly, landscape attributes may be either complements in utility. This is because they can be perceived as parts or not of the same scene. Thus, the evaluation problems raised by landscape conservation policies are multi-dimensional. In this context, because of the inclusion effect, the benefit of conserving attributes that are complements for consumers within a joint programme is smaller than the sum of the benefits of conserving them independently. If this is not the case, attributes are also complements in valuation that the joint benefit is higher than the sum of the individual benefits. Within the framework of ex-ante evaluation, introducing these interactions in values estimation needs the conversion of standard contingent valuation method into a multi-programmes approach or the use of choice experiments procedure. However, multi-programmes method only fits the sequential cost-benefit analysis to define optimal attribute-mix.
Secondly, available benefit estimates are for the most obtained from standard approach. Although their transfer would not pose problem for an ex-post evaluation, landscape values are very sensitive to the natural, cultural and social conditions of the original surveys. Therefore, the use of meta-analysis method may offer the opportunity for transferring economic benefits within a very limited geographical and social contexts. Today, the existing studies are insufficient to cover a broad range of situations.

Key-words:
valuation, stated preferences method, landscape, preference, environmental management, benefit transfert

Évaluation de la demande de paysage : état de l'art et réflexions sur la méthode du transfert des bénéfices

La revue des travaux existants permet, d'une part, de comprendre l'application des méthodes directes à l'évaluation des bénéfices paysagers et, d'autre part, de discuter de leurs transferts. L'existence de relation de complémentarité ou de substitution entre les attributs dans la demande paysagère (effet de composition) nécessite l'adaptation de la version standard de la méthode contingente en méthode multi-programmes, ou le recours à la méthode par expérimentation des choix, pour définir la politique optimale dans le cadre d'évaluation *ex-ante*. Par ailleurs, le recours à la méthode de transfert des valeurs est plus approprié pour une évaluation *ex-post*. Les résultats des études disponibles dont la grande majorité a privilégié une approche standard peuvent être ainsi transférés, même si elles ont négligé l'existence d'effet de composition. L'analyse des résultats montre cependant que les préférences paysagères dépendent avant tout du contexte naturel, culturel et social des bénéficiaires. Le transfert des consentements à payer d'un site à un autre est par conséquent très délicat. La méta-analyse de l'ensemble des études existantes fournit la fonction de transfert la plus appropriée. Mais sa mise en œuvre est limitée par l'insuffisance du nombre d'évaluations originales permettant de couvrir un large éventail de situations, du point de vue géographique, écologique et social.

Mots-clés :
évaluation monétaire, méthode directe, paysage, préférence, analyse coût-bénéfice, transfert de bénéfices

* *CEMAGREF, Groupement de Bordeaux, 50 avenue de Verdun, 33612 Gazinet-Cestas*
e-mail : mbolatiana.rambonilaza@cemagref.fr

Ce travail a bénéficié du financement du ministère de l'Écologie et du Développement durable, dans le cadre du Projet S3E2002.
L'auteur remercie les deux rapporteurs anonymes pour leurs commentaires et suggestions. Il remercie également Patrick Point et Jeanne Bernard pour les discussions qui lui ont permis d'enrichir ses réflexions. Bien entendu, il demeure seul responsable des erreurs éventuelles.

DEPUIS quelques années, parce qu'elle peut pallier le coût élevé d'une évaluation originale, la méthode de transfert des bénéfices est au centre du débat sur l'évaluation environnementale. Cette méthode consiste à construire le bénéfice d'un programme dans une région à partir des résultats d'évaluation de programmes similaires dans d'autres régions.

Deux procédures peuvent être utilisées pour transférer les valeurs. La première conduit à attribuer au nouveau site la valeur moyenne obtenue sur un site similaire pour lequel les données sont disponibles. La seconde propose de récupérer l'ensemble des coefficients des variables explicatives d'une équation de CAP (consentement à payer), pour calculer, avec les nouvelles valeurs de ces variables, les bénéfices de la politique sur le nouveau site. L'équation de transfert peut correspondre à la fonction d'enchère d'un seul site. Dans ce cas, les variables explicatives sont les caractéristiques socio-économiques des bénéficiaires. Elle peut également être issue d'une méta-analyse d'un ensemble d'études, les variables explicatives sont alors les caractéristiques des études.

La sélection des études de référence doit respecter un ensemble de critères (Desvouges *et al.*, 1992). Deux d'entre eux sont très importants. Premièrement, les biens évalués doivent présenter des similitudes en termes de qualité, de disponibilité et d'évolution de leurs caractéristiques. Deuxièmement, les valeurs utilisées doivent être obtenues à partir de techniques empiriques adéquates donnant lieu à une fonction d'enchère correctement spécifiée.

Le dépouillement de la liste fournie par la base de données *Environmental Valuation Reference Inventory* (EVRI) montre que les évaluations de bénéfices paysagers sont plus nombreuses que pour d'autres aménités rurales. Nous disposons ainsi, à partir de cette base complétée par d'autres évaluations recensées dans la littérature récente, d'un nombre suffisant d'études pour discuter de la possibilité du transfert des valeurs paysagères sur la base des deux critères énumérés ci-dessus.

Toutefois, pour le cas des paysages, il n'est pas certain que l'on puisse obtenir une similitude parfaite entre deux sites, car les évaluations dont on dispose sont menées sur des sites spécifiques sur le plan naturel, culturel et social, et qu'il n'existe pas de normes universelles de qualité paysagère. Ces normes diffèrent suivant les individus, les groupes sociaux, les cultures et les périodes (Colson et Stenger, 1996). Elles résultent tout simplement d'une construction sociale. De plus, la demande de paysage est multi-attributs. Cette spécificité affecte la mise en œuvre des méthodes conventionnelles et la signification des valeurs obtenues.

Un état des lieux des évaluations existantes permet alors d'appréhender l'application des méthodes directes à l'évaluation paysagère et

d'aborder la question du transfert des bénéfices estimés. La première section traite, du point de vue théorique, la demande de paysage et son évaluation. La deuxième section consiste en une revue des études disponibles. La troisième analyse l'adéquation des valeurs obtenues avec les propriétés usuelles des préférences et la suivante discute des transferts des valeurs paysagères. Enfin, une dernière section propose quelques perspectives méthodologiques.

APPROCHE ÉCONOMIQUE DE LA DEMANDE DE « PAYSAGE RURAL »

La demande de paysage rural en économie de l'environnement

Le paysage en tant que bien environnemental fait l'objet de deux sortes de demande :

– Une demande d'usage rattachée essentiellement à ses fonctions esthétiques et de cadre de vie.

– Une demande de non-usage pour ses fonctions esthétiques et écologiques. Les conséquences irréversibles de certaines politiques et les incertitudes associées à la disponibilité dans le futur de paysages de « qualité » amènent certains individus à financer leur préservation pour conserver la possibilité future de leur usage pour leur propre consommation (valeur d'option), pour la consommation de leurs contemporains (valeur de consommation partagée) ou pour la consommation des générations futures (valeur de legs). Par ailleurs, d'autres individus sont prêts à financer des programmes de conservation par simple altruisme (valeur d'existence).

La demande d'usage est exprimée par les visiteurs et les résidents des sites considérés. Ces deux catégories d'usagers expriment également des valeurs de non-usage car il est souvent question de préservation. Par ailleurs, pour certains sites d'intérêt national, les bénéficiaires potentiels incluent les non-usagers de la zone étudiée, voire l'ensemble de la population du pays (Hanley *et al.*, 2001 ; Garrod et Willis, 1995) dont la demande est exclusivement de non-usage.

Du point de vue économique, le concept d'externalité peut être avancé pour analyser le paysage rural car les activités agricoles et forestières par l'occupation de l'espace affectent positivement (ou négativement) le bien-être des touristes ou des résidents des sites considérés, sans qu'une rétribution ait pu avoir lieu dans le cadre d'un marché. L'interprétation des paysages liés à l'agriculture et à la forêt en termes d'externalité pose cependant un certain nombre de difficultés d'ordre méthodo-

logique. La première résulte de la nature complexe de leurs liens avec les pratiques agricoles et forestières. La seconde relève du rôle d'autres catégories d'acteurs ayant contribué collectivement à leur aménagement.

Le concept de bien collectif est plus approprié pour spécifier la demande de paysage. La consommation de paysage d'un individu peut en effet être non rivale de la consommation d'un autre individu (propriété de non-rivalité). En outre, une fois qu'un paysage est disponible, aucun consommateur potentiel ne pourra être exclu du site car le coût de son exclusion peut être prohibitif (propriété de non-exclusion).

Si l'on se réfère aux demandes de non-usage, le paysage est un bien public pur. En revanche, pour la demande d'usage, selon la catégorie d'usagers (touristes ou résidents), les deux propriétés, de non-rivalité et de non-exclusion, ne sont pas respectées de la même manière. Ainsi, pour les résidents, le paysage constitue un cadre de vie quotidien. Il n'est, par conséquent, soumis ni à un phénomène de rivalité, ni à un phénomène d'exclusion au sein du territoire considéré. Le paysage résidentiel est, de ce point de vue, un bien public local. En revanche, la demande des touristes se manifeste la plupart du temps par une demande de site à voir à partir d'un point de vue. L'observation d'un paysage particulier est donc conditionné par l'accès aux lieux de point de vue. Seuls les demandeurs qui acceptent de payer le coût du transport peuvent en bénéficier. On assiste alors à un phénomène d'exclusion. En outre, la forte affluence touristique peut favoriser l'encombrement des lieux d'observation et entraîne des rivalités pour la jouissance des paysages des sites visités. Dans ce contexte, le paysage touristique est un bien public mixte, voire un bien privé (OCDE, 2001).

La théorie de l'économie publique suggère le financement de la production des biens collectifs par des fonds publics. Le décideur public a donc besoin de connaître, d'une part, la quantité et la qualité optimale du bien à produire ou à faire produire (ce qui déterminera le coût de son intervention) et, d'autre part, les préférences des consommateurs ainsi que leur CAP pour disposer de ce bien.

Pour le cas du paysage, les différents statuts du bien concomitants à chaque catégorie de bénéficiaire nécessitent différents types d'intervention publique. La forme finale de cette intervention devrait ainsi être définie par rapport au poids relatif des usages (usage ou non-usage) et des différentes catégories de bénéficiaires sur le site considéré. Or, la nature des bénéfices restitués par les méthodes d'évaluation existantes empêche un réel arbitrage. En effet, les méthodes des coûts de déplacement et les modèles à utilité aléatoire ne rendent compte que des bénéfices liés à la demande d'usage. Par ailleurs, la méthode des prix hédonistes et les différentes méthodes directes donnent une estimation de la valeur totale (somme de la valeur d'usage et de la valeur de non-usage). Toutefois, cette somme ne peut pas être désagrégée en part expliquée par la valeur d'usage et en part expliquée par la valeur de non-usage.

L'importance de la valeur de non-usage dans les bénéfices paysagers conduit à privilégier les méthodes d'évaluation de la valeur totale malgré leur limite pour l'orientation de l'intervention publique en matière de préservation.

Effet de composition et effet d'inclusion dans l'évaluation paysagère

La lecture d'un paysage s'effectue à partir de quelques repères appelés attributs paysagers présentant des caractéristiques et des mécanismes de fonctionnement et de gestion spécifiques (Cabanel, 1991). Un programme paysager peut alors viser un seul ou plusieurs attributs.

Or, la décision de conserver un attribut particulier affecte la valeur esthétique d'un autre attribut lorsque ces attributs sont perçus de manière conjointe. On parle ainsi d'effet de composition. Cet effet de composition peut concerner, d'une part, les relations entre les attributs constituant une même scène considérée comme scène de référence par le consommateur et, d'autre part, les relations entre les attributs de scènes différentes participant à la diversité des paysages du site évalué. L'approche lancastérienne de la demande est bien appropriée pour analyser cet effet. Dans cette approche, la demande concerne les attributs du bien au lieu du bien lui-même. On parle alors de demande d'attributs paysagers. Les relations entre les différents attributs peuvent être aisément analysées en tant que relation de complémentarité ou de substitution dans la fonction d'utilité du consommateur.

Hoehn (1991) montre qu'à cause de l'effet d'inclusion la somme des bénéfices de plusieurs programmes présentés individuellement peut être inférieure à la valeur de ces programmes lorsqu'ils sont présentés de manière conjointe. La mise en place d'un programme accroît le niveau d'utilité de l'individu que l'on interprète comme un effet positif sur son revenu. En conséquence, la valorisation d'un programme supplémentaire, sachant que le premier a déjà été mis en place, tient compte de deux effets : i) l'effet direct sur l'utilité de ce nouveau programme en tant que complément ou substitut du programme précédent et ii) l'effet-revenu suite à la mise en place du premier programme. Le premier effet peut être négatif ou positif selon que les deux programmes sont des substituts ou des compléments dans la fonction d'utilité, quant au second il est négatif.

Les relations de substitution ou de complémentarité entre les attributs dans la demande de paysage deviennent d'autant plus importantes lorsque l'on procède à l'évaluation. À cet égard, l'existence d'un effet de composition permet d'observer deux cas de figures : - une relation de complémentarité dans l'évaluation, si l'effet direct (cf. *supra*) est supérieur à l'effet-revenu, ou - une relation de substitution, si l'effet-revenu

est plus élevé. Des attributs complémentaires (effet de composition) dans la fonction d'utilité des individus peuvent rester des compléments dans l'évaluation, si l'effet direct est suffisamment élevé. La somme des bénéfices de programmes visant individuellement un attribut sera, dans ce cas, inférieure au bénéfice d'un seul programme visant plusieurs attributs, ou inversement lorsque l'effet-revenu est élevé et induit un effet d'inclusion.

Par ailleurs, les attributs paysagers sont produits conjointement avec d'autres biens, leur offre obéit à certaines contraintes techniques de leurs producteurs. Dans ce contexte, la somme des coûts de production des attributs sera également différente du coût de la production de l'ensemble des attributs. Le calcul séquentiel du ratio coût-bénéfice constitue le meilleur moyen de détermination de la politique optimale. La connaissance des relations de complémentarité ou de substitution dans la consommation devient alors indispensable dans la procédure d'analyse coût-bénéfice[1].

D'une manière générale, pour tenir compte de la valeur de non-usage, on utilise les méthodes directes basées sur une approche contingente amenant les individus à révéler directement leur consentement à payer (CAP) à partir de scénarios hypothétiques. La méthode des prix hédonistes permet également de traiter la valorisation totale des bénéfices environnementaux par les résidents d'un site (Cavailhès et Wavreski, 2002). Mais, en raison des difficultés pratiques liées à cette méthode (notamment la disponibilité des données sur les prix), nous nous limiterons à l'application des méthodes directes, plus faciles à mettre en œuvre.

Deux types de méthodes directes sont utilisés pour l'évaluation des bénéfices paysagers : la méthode d'évaluation contingente et la méthode par expérimentation des choix. Nous discutons dans la section suivante comment ces deux méthodes abordent cette spécificité de la consommation et de l'évaluation paysagères.

Les différentes méthodes d'évaluation

La méthode d'évaluation contingente

La plupart des études recensées dans la littérature mettent en œuvre la version standard de l'approche contingente. On propose aux enquêtés deux scénarios alternatifs : le *statu quo* (pas d'intervention publique) et un paysage préservé par des programmes qu'ils doivent financer. Que le scé-

[1] Voir Santos (1998), pour de plus amples détails sur l'approche séquentielle de l'analyse coût-bénéfice.

nario évalué s'appuie sur une variation mono-attribut ou une variation multi-attribut du paysage, la procédure consiste à présenter une photographie ou une peinture relatant les changements. Sur la base de ce document, l'individu exprime son CAP. Dans ce cadre, la combinaison optimale d'attributs correspond à celle évaluée. Cette approche se prête parfaitement à une évaluation *ex-post* car elle ne confronte pas différents schémas alternatifs de conservation permettant d'inférer les arbitrages que les consommateurs effectuent entre les différents attributs.

Pour considérer l'existence de phénomènes de substitution ou de complémentarité dans la demande de paysage, Santos (1998) utilise une approche multi-programmes. Plusieurs scénarios alternatifs définis à partir de différents programmes paysagers sont proposés. L'individu sera donc amené à indiquer son CAP pour chaque programme, sa réponse devant refléter les arbitrages entre les coûts auxquels il doit participer et les caractéristiques des programmes alternatifs. On assimile un programme à la modification de l'aspect esthétique d'un paysage par une opération. Cette modification peut affecter un ou plusieurs attributs en même temps. Ainsi, pour estimer la valeur paysagère d'un parc national portugais pour les touristes, Santos (1998) définit trois programmes. Chaque programme est présenté comme alternatif à une situation de *statu-quo* (pas d'intervention publique), ce qui lui permet d'obtenir trois CAP par individu. Le premier programme ne vise qu'un seul attribut, le deuxième programme deux attributs et le troisième l'ensemble des attributs. L'estimation des CAP comme fonction des différents programmes permet de déduire les relations de substitution ou de complémentarité entre les attributs dans les préférences paysagères. Par ailleurs, l'ordre de présentation des programmes lors de l'enquête est introduit dans l'équation pour tester l'existence ou non d'effet d'inclusion. Enfin, disposant du montant du CAP moyen pour chacune des combinaisons possibles d'attributs, il procède à une analyse coût-bénéfice séquentielle pour déterminer la combinaison optimale d'attributs.

La méthode par expérimentation des choix

La méthode par expérimentation des choix est une technique d'évaluation ayant pour fondement les propriétés théoriques de la valeur fournie par Lancaster (1966) et la théorie de l'utilité aléatoire définie par Manski (1977). Elle partage un certain nombre de caractéristiques avec la méthode d'évaluation contingente car l'inférence du CAP s'effectue par l'administration d'une enquête directe auprès des individus. La procédure d'évaluation se déroule en plusieurs étapes : (1) la conception des séries de choix alternatifs ; (2) l'enquête ; (3) l'estimation de la fonction d'utilité aléatoire ; (4) l'inférence du CAP des individus.

La méthode s'appuie sur un ensemble de « séries de choix » composées pour chacune d'elles de plusieurs scénarios alternatifs dont la situa-

tion de *statu-quo* (situation sans intervention publique). Chaque scénario est défini par un ensemble d'attributs non monétaires et un attribut monétaire correspondant à la part de l'individu dans le financement du programme considéré. Pour le scénario de *statu-quo*, cet attribut monétaire prend la valeur nulle. Au moment de l'enquête, chaque individu doit sélectionner, pour chaque série, son scénario préféré. On peut ainsi, par le renouvellement de l'expérience de choix, tenir compte des relations de substitution ou de complémentarité entre attributs dans les préférences individuelles. Après l'estimation de l'équation de choix en fonction des niveaux des attributs, le calcul du ratio du coefficient d'un attribut au coefficient de l'attribut monétaire donne le CAP pour la variation marginale de l'attribut considéré [2].

L'application de la méthode par expérimentation des choix à l'évaluation paysagère est relativement récente. Pour évaluer le bénéfice de la préservation du paysage d'une zone écossaise écologiquement sensible, Hanley *et al.* (1998b) considèrent comme attributs non monétaires les éléments suivants : les murets de pierres sèches, les sites archéologiques, la bruyère, la forêt et la lande humide. L'attribut monétaire correspond à la variation d'impôts à payer par l'individu pour financer chaque programme. Ils obtiennent ainsi des consentements marginaux à payer pour chacun des attributs non monétaires spécifiés ci-dessus. Notons cependant que l'utilisation du terme « marginal » est abusive car les variations des niveaux des attributs considérées dans chaque scénario sont spécifiées de manière discrète (passage d'un état à un autre).

Enfin, la méthode par expérimentation des choix, dans sa version la plus simple, donne le CAP pour la variation d'un attribut, étant données les relations de substitution ou de complémentarité entre les attributs dans la fonction de consommation. Elle ne permet pas en revanche de disposer du bénéfice de la consommation conjointe de ces attributs sans avoir recours à l'addition de leurs valorisations individuelles. Son principal avantage est de mettre à la disposition de l'évaluateur des valeurs de référence pour chacun des attributs. On peut par conséquent calculer le ratio coût/bénéfice de la production de chaque attribut en tenant compte de la nature des préférences. Mais, l'analyse coût-bénéfice reste incomplète.

REVUE DES ÉTUDES DISPONIBLES

Une première lecture des travaux d'évaluation de paysages disponibles dans la littérature (voir tableau 1) permet de classer les études non sur la base des attributs paysagers évalués, mais sur la base du type d'espace qui est mis en avant lors de l'enquête. La première catégorie

[2] Voir Bennett et Blamey (2001) pour de plus amples détails sur le fonctionnement de la méthode par expérimentation des choix.

d'études regroupe l'ensemble des évaluations sur les espaces agricoles. Les études peuvent traiter de l'ensemble des espaces agricoles sans faire référence à un objet paysager particulier (Pruckner, 1995 ; Drake, 1992), ou se focaliser sur un ou plusieurs attributs paysagers de ces espaces (Bonnieux et Le Goffe, 1997 ; Santos, 1998). La deuxième catégorie d'études concerne les espaces forestiers. Au sein de cette catégorie, on distingue, d'une part, celles qui valorisent les espaces forestiers en privilégiant une approche globale [Hanley (1989) et Willis et Garrod (1993) évaluent le CAP pour la préservation de paysages forestiers face à un scénario de déboisement] et, d'autre part, celles qui évaluent plusieurs types de paysages forestiers et utilisent une approche par attributs. Hanley *et al.* (1998a) et Taylor *et al.* (1997) s'accordent ainsi à spécifier l'essence des arbres, la fréquence de leur abattage et le taux de fréquentation des sites comme attributs faisant évoluer ce type de paysage. Leur objectif est de connaître les préférences des consommateurs et leur CAP pour différents scénarios de gestion de la forêt. Enfin, la troisième catégorie d'études regroupe les travaux appliqués aux espaces ruraux ne faisant aucune distinction entre espaces agricoles et non agricoles (Bullock et Kay, 1997 ; Garrod et Willis, 1995). Pour cette dernière catégorie d'études, l'approche par attribut est largement utilisée.

Ainsi, l'on parle de paysages agricoles lorsque l'espace considéré est l'espace agricole, de paysages forestiers lorsque l'on se focalise sur les espaces forestiers et de paysages ruraux lorsque l'on ne fait pas de distinction quant au type d'espace. En outre, quel que soit le type d'espace évalué, la définition des types et des niveaux des attributs paysagers à évaluer s'effectue finalement lors de la conception des scénarios.

Le scénario s'appuie sur la politique définissant l'évolution des paysages. Trois types de politiques ont été observés dans les études considérées : (i) la conservation de l'existant, (ii) la restauration et (iii) la transformation. Le scénario le plus utilisé concerne la conservation. Celui-ci vise le maintien du paysage actuel que l'on compare à la situation de *statu-quo* (sans aucune intervention publique). En revanche, dans le cadre d'une restauration ou d'une transformation, le paysage actuel doit être perçu comme de qualité inférieure par rapport au paysage proposé. Les études ayant confronté les deux principales versions de scénarios (conservation *versus* restauration/transformation) ont pu mettre en évidence que le public opère cette distinction [3].

Nous pouvons classer les différentes études en croisant trois variables – l'espace considéré, le nombre d'attributs visés et la nature de la poli-

[3] Colson et Stenger-Letheux (1996) constatent que le CAP moyen pour la restauration des paysages bocagers français est légèrement plus élevé par rapport à celui pour leur conservation. Mais, l'absence de véhicule de paiement dans le protocole d'enquête ne permet pas de se prononcer sur la fiabilité des CAP obtenus car les individus n'ont été confrontés ni à l'obligation de payer, ni à la durée de cette participation financière, dans les deux cas de figures.

tique – pour identifier les études similaires (tableau 1). La première partie du tableau regroupe les évaluations de l'espace (approche globale), la deuxième les évaluations de variation mono-attribut de paysages et la dernière partie, les évaluations de variations multi-attributs. Le tableau montre que les programmes envisagés sont d'une manière générale multi-attributs quel que soit le type d'espace considéré. On note par ailleurs la rareté d'évaluations de paysages forestiers.

Tableau 1. **Répartition des études selon les types de scénarios**

	Conservation			Restauration/Transformation		
	Paysages forestiers	Paysages agricoles	Paysages ruraux	Paysages forestiers	Paysages agricoles	Paysages ruraux
Approche globale	Hanley (1989) Willis et Garrod (1993)	Colson et Stenger-Letheux (1996) Drake (1992) Pruckner (1995)				
Variation mono-attribut		Hanley *et al.* (2001)			Bonnieux et Le Goffe (1997) Colson et Stenger-Letheux (1996)	
Variation multi-attributs	Hanley et Ruffell (1993) Willis *et al.* (1988) Maxwell (1994)	Alvarez *et al.* (1999) Bishop (1992) Garrod *et al.* (1994) Gianni et Scarpa (2000) Hanley *et al.* (2001) Willis et Garrod (1993)	Bullock *et al.* (1997) Garrod et Willis (1995) Leon (1997) Nunes (2002) Tempesta (1998) Willis et Garrod (1993)	Taylor *et al.* (1997) Hanley *et al.* (1998a)		Hanley *et al.* (1998b) Nunes (2002) Willis et Garrod (1993)

Notes : - La liste présentée dans ce tableau concerne essentiellement les études publiées à partir de 1985 et que nous avons pu analyser en détail. La base de données EVRI fournit la liste complète.
- Un tableau détaillé des caractéristiques des études est disponible en annexe.

VALIDITÉ ET FIABILITÉ DES RÉSULTATS

Montant des CAP obtenus et fonction d'enchère

Trois critères permettent de tester la validité d'un questionnaire d'enquête, voire de la méthode utilisée dans une approche contingente : 1) la proportion de réponses protestataires, 2) le montant des sommes proposées par les enquêtés et 3) l'influence sur le CAP de leurs caractéristiques socio-économiques.

Pour la valorisation de l'accès à un paysage préservé, le moyen de paiement le plus utilisé est le ticket d'entrée dans la zone considérée (si un contrôle peut être mis en place). Mais, certaines études utilisent le ticket de parking ou le ticket de bus. On obtient ainsi un CAP par visite et par jour. Le CAP pour la conservation d'un site est en revanche obtenu en simulant soit une augmentation annuelle des impôts du ménage, soit un don à un fonds de préservation de l'environnement. L'utilisation du don permet de lever le caractère obligatoire de la participation au financement du programme. Un mécanisme de paiement volontaire peut cependant inciter les individus, d'une part, à se comporter de manière opportuniste en s'abstenant de financer le programme et, d'autre part, à surestimer leurs propositions comparativement à leurs dons réels (biais hypothétique). Les études de cas menées par Hanley *et al.* (2001) et Nunes (2002), confrontant les deux types de paiement, n'ont pas mis en évidence l'existence d'un tel biais. Toutefois, l'acceptabilité du véhicule de paiement à travers le taux de protestation (CAP nul ou refus de répondre) reste assez élevée avec les deux mécanismes (volontaire et obligatoire). Le taux de réponses protestataires enregistré par Hanley *et al.* (2001), avec le mécanisme de don, atteint 40 à 50%. De même, Alvarez *et al.* (1999) observent un taux de refus de répondre de l'ordre de 50% en utilisant un moyen de paiement obligatoire. Le taux enregistré par Taylor *et al.* (1997) semble relativement plus faible (22 à 40%).

Plusieurs travaux abordent la question des différences des bénéfices selon l'usage des sites considérés : visites et activités récréatives, résidence ou usages entièrement passifs. La comparaison des estimations issues des différentes études ne permet pas de comprendre le processus de valorisation des paysages selon les différentes catégories de bénéficiaires, notamment s'il y a une relation positive entre le temps passé sur le site et le CAP exprimé. Ainsi, Willis et Garrod (1993) n'arrivent pas à estimer si les bénéfices paysagers des visiteurs sont supérieurs ou non à ceux des résidents d'un parc national lorsque l'on demande à chacune des deux catégories de bénéficiaires de valoriser leur paysage préféré. Par ailleurs, Bullock et Kay (1997) montrent que le CAP moyen des résidents est sensiblement plus élevé que celui des visiteurs pour une ESA (*Environmental Sensitive Area*, ou zone écologiquement sensible) située en

Ecosse. Mais, Hanley *et al.* (1998b) obtiennent le résultat inverse pour une autre ESA située dans le même pays.

Une fonction d'enchère bien spécifiée reflète en partie la réussite de l'évaluation. On devrait ainsi observer une relation positive entre le revenu et le CAP quelle que soit la catégorie de bénéficiaires. Pour tester la validité des résultats obtenus, d'autres variables explicatives peuvent être également introduites dans la fonction d'enchère, notamment les pratiques de loisirs en plein air des touristes, la distance au site évalué pour les résidents, leur sensibilité aux questions environnementales, etc. Le tableau 2 donne un aperçu des variables tests introduites dans quelques études de référence.

Tableau 2. **Les différentes variables explicatives de la fonction d'enchère**

	Variables explicatives de la fonction d'enchère
Bonnieux et Le Goffe (1997)	Montant initial de l'enchère proposée, revenu, sexe, niveau d'éducation, point de vue quant à l'implication individuelle dans la protection du site (concerné ou non), pratiques d'activités récréatives locales
Colson et Stenger-Letheux (1996)	Revenu, sexe, âge, proximité des espaces verts dans le choix de logement, la diversité comme aspect préféré des paysages, scènes présentées, sensibilité par rapport aux préoccupations environnementales
Drake (1992)	Revenu individuel, revenu du ménage, niveau d'éducation, point de vue face à l'importance de la préservation des paysages agricoles
Santos (1998)	Revenu, niveau d'éducation, lieu de résidence (rural ou urbain), variables muettes pour les différents programmes proposés, la durée de la visite, les différentes pratiques récréatives, appartenance à une association de défense de l'environnement, nationalité, …
Willis *et al.* (1995)	Revenu, appartenance à une association de défense de la nature, âge, opinion sur la nécessité de maintenir les paysages agricoles pour des raisons économiques (pour l'échantillon des résidents), notation des scènes présentées, le temps moyen passé dans les sites évalués,…

Tests de sensibilité à la quantité et à la qualité dans l'évaluation paysagère

Un test de sensibilité des valeurs obtenues révèle la capacité certaine des individus à évaluer le bien et, par conséquent, un comportement compatible avec les propriétés des préférences individuelles, notamment la non-saturation des préférences. Si un bien est préféré, alors une quantité supérieure de ce bien est aussi désirable. Pour le cas des paysages, cette propriété signifie d'abord que si les paysages proposés sont préférés par les individus, les CAP associés à un élargissement de la frontière du programme seront plus élevés. Mais, aucune étude n'a mis en œuvre ce type de test.

Un test de sensibilité des CAP aux variations des niveaux des attributs est plus facile à aborder. Or, la variation d'un attribut entraîne nécessairement une modification de l'aspect esthétique du paysage et donc de sa qualité. Ce type de test s'apparente ainsi à un test de sensibilité par rapport à la qualité.

La méthode par expérimentation des choix en est une variante car son fonctionnement constitue en lui-même un test de sensibilité des préférences aux différents niveaux des attributs. Par ailleurs, l'introduction d'effet de codage, *coding-effect,* donne un CAP pouvant être différent d'un niveau à l'autre pour chaque niveau d'attribut. Notons cependant que les résultats de cette méthode ne concernent que partiellement la qualité paysagère car chaque attribut est testé indépendamment des autres.

Les tentatives existantes pour tester la relation entre la qualité paysagère et les CAP reposent sur la notation des scènes par les personnes enquêtées sur la base de supports visuels. Cela permet une approche quantitative de la perception de la beauté (qualité visuelle) des paysages par les individus (Daniel, 2001). On s'attend ainsi à observer qu'un paysage de qualité visuelle élevée possède une valeur économique élevée. Toutefois, Willis et Garrod (1993) montrent que la disposition à payer pour le paysage dépend faiblement de sa beauté, le coefficient de la variable notation étant proche de zéro. En outre, dans l'étude de cas menée par Bullock et Kay (1997), cette variable est non significative. Deux hypothèses alternatives permettent d'apporter une explication à ces résultats. La première questionne la validité même de l'approche proposée pour mesurer la perception de cette qualité. La seconde relève du fait que les individus prennent en compte d'autres considérations que l'aspect esthétique pour formuler leur CAP. Dans ce contexte, les CAP estimés peuvent traduire non pas la volonté de préserver les paysages dans leur dimension sensible, mais la volonté de protéger un cadre de vie ou un cadre de loisirs. Par ailleurs, Colson et Stenger-Letheux (1996) soulèvent l'éventualité d'un biais politique lors d'évaluation de paysages agricoles. S'il est clairement expliqué aux enquêtés que les paysages sont préservés par le maintien des activités agricoles sur les territoires, on ne peut pas réellement distinguer si les individus ont valorisé les paysages ou le maintien des exploitations agricoles par les subventions publiques.

LE TRANSFERT DES VALEURS PAYSAGÈRES

Les analyses menées précédemment montrent que :

– L'évaluation des bénéfices paysagers se heurte aux mêmes limites concernant la mise en œuvre de méthodes d'évaluation des biens non marchands, et plus particulièrement des biens à forte valeur de non-usage. Ces limites sont liées principalement à la difficulté pour l'évalua-

teur et les enquêtés à s'accorder sur une définition commune du bien à évaluer et sur la nature des impacts des politiques.

– La demande de paysage est multi-attributs. Par conséquent, dans le cadre d'une évaluation *ex-ante*, il est indispensable de prendre en compte les relations entre les différents attributs dans les préférences des consommateurs pour définir le programme optimal. En revanche, dans le cadre d'une évaluation *ex-post*, une seule proposition à comparer au *statu-quo* est suffisante. Ce dernier type d'évaluation est prédominant dans les études de cas menées jusqu'à présent. Or, le transfert des bénéfices semble plus approprié avec celles-ci (Rainelli, 2001). Les évaluateurs ne devraient donc pas rencontrer trop de difficultés pour procéder à des transferts de valeurs paysagères, si leur objectif est d'estimer le bénéfice d'un programme déjà mis en place. Ils peuvent en effet, dans cette option, faire abstraction des propriétés des préférences paysagères des bénéficiaires des sites de référence et de celles du site d'étude.

Toutefois, les valeurs paysagères disponibles sont difficilement comparables car elles concernent des paysages spécifiques. Les variations des niveaux d'attributs considérés dans les différents scénarios sont définies par rapport au contexte naturel, culturel et social des sites évalués[4]. Par ailleurs, la distribution des différents groupes sociaux à l'intérieur même de chaque catégorie de bénéficiaires change d'une étude à une autre. Or, le montant du CAP moyen est sensible à cette distribution, d'autant plus que le paysage est pour l'essentiel une construction sociale. En utilisant les mêmes scénarios d'enquêtes (avec procédure par expérimentation des choix) pour évaluer les préférences paysagères dans trois régions anglaises, McVittie *et al.* (2001) montrent les limites des transferts des valeurs paysagères. Ils constatent que les équations de choix expliqués par les niveaux des attributs et les caractéristiques des enquêtés ainsi que les CAP estimés pour chaque attribut sont différents d'un échantillon à un autre. Leurs résultats confirment ainsi l'existence de différences dans les structures de préférences à la fois à l'intérieur même d'un groupe social et d'un groupe social à un autre.

Il serait alors préférable de procéder à une méta-analyse permettant, par la suite, d'établir une fonction de bénéfice sur la base des caractéristiques des études. Santos (1998) met en œuvre une méta-analyse de soixante-six évaluations paysagères menées dans différentes parties du monde. Cinq catégories de variables explicatives sont considérées : - l'importance des paysages des sites évalués (national/régional) ; - la nature du programme (conservation/ restauration) ; - l'importance des changements affectant le paysage ; - les types de bénéficiaires ; - et la méthode mise en œuvre. Les différentes catégories de variables relatives

[4] Certaines études ont procédé à des enquêtes préalables afin d'identifier parmi les attributs définis de manière scientifique ceux valorisés par les bénéficiaires potentiels et à retenir lors de l'enquête proprement dite (Santos, 1998).

aux caractéristiques de l'enquête ont les signes attendus. En outre, la régression montre que les usagers ont en moyenne un CAP plus élevé que les non-usagers. Mais, la proportion d'études traitant des valeurs exprimées par les non-usagers est relativement faible dans l'échantillon. Par ailleurs, la sous-représentation dans cet échantillon de certains types d'évaluations – notamment de paysages forestiers, d'aspects de restauration ou de transformation et des fonctions écologiques - et l'exclusion des résultats de la méthode par expérimentation des choix limitent la portée de la fonction de transfert obtenue.

CONCLUSION

Cet article avait une double finalité : (i) apporter un éclairage sur la mise en œuvre d'évaluations paysagères avec les méthodes directes et (ii) discuter des possibilités des transferts des bénéfices paysagers avec les données disponibles.

Sur le premier point, notre réflexion a permis de comprendre la nécessité de préciser les objectifs de l'évaluation, *ex-post* ou *ex-ante,* qui devraient déterminer la méthode adéquate. La demande de paysage intègre un effet de composition. Dans le cadre d'une évaluation *ex-post,* l'évaluation paysagère peut ignorer cet aspect. L'évaluation d'une seule proposition de qualité paysagère à comparer à une situation de *statu-quo* suffit pour obtenir le montant des bénéfices qui servira à établir le bilan du programme. En revanche, si l'objectif de l'évaluation est de fournir au décideur public des éléments de choix avant la mise en place de la politique, il est indispensable de considérer les relations de substitution ou de complémentarité dans les préférences des bénéficiaires pour déterminer la politique optimale, à la fois du point de vue de l'offre et du point de vue de la demande.

Quant au second point, la revue de la littérature montre que les évaluations disponibles s'apparentent, d'une manière générale, à des évaluations *ex-post* se prêtant ainsi aux transferts. Toutefois, les paysages étant avant tout une construction sociale, les estimations de valeurs paysagères sont plus sensibles à la structure de la population enquêtée que d'autres biens environnementaux. Ceci rend le transfert des bénéfices d'un site à un autre plus délicat. La méta-analyse est la meilleure perspective pour établir une fonction de transfert. Notons cependant l'insuffisance du nombre d'études de cas disponibles pour obtenir une fonction couvrant un large éventail de situations culturelles et sociales.

La mise en œuvre d'études originales devrait donc être encouragée. Mais quelques points d'ordre méthodologique sont à éclaircir. Aucune étude n'a pour l'instant essayé de comparer la performance de la méthode multi-programmes et celle de la méthode par expérimentation des choix du point de vue de la révélation des propriétés des préférences paysa-

gères. Il serait donc judicieux de mener des enquêtes recourant à ces deux différentes méthodes avec les mêmes individus. Par ailleurs, d'autres disciplines, comme la sociologie, insistent sur la part importante du contexte de l'enquête dans l'appréciation paysagère. Ainsi, les touristes peuvent avoir des perceptions différentes avant, pendant ou après leur voyage. Il serait également intéressant de procéder à des évaluations tenant compte de ce processus de construction de la perception paysagère, en suivant les individus afin de leur demander leur CAP à chaque étape. Cette approche dynamique de l'évaluation constituerait, à notre avis, un test beaucoup plus robuste de la fiabilité des résultats d'évaluations contingentes des bénéfices paysagers et, par là, fournirait une réponse à la question souvent posée à l'économiste quant à l'intérêt de la démarche analyse coût-bénéfice.

BIBLIOGRAPHIE

Alvarez B., Hanley N., Wright R. and MacMillan D. (1999). Estimating the benefits of agri-environmental policy : econometric issues in open-ended contingent valuation studies, *Journal of Environmental Planning and Management*, 42 (1), pp. 23-43.

Bennett J., Blamey R. (2001). *The Choice Modelling Approach to Environmental Valuation*, Northampton MA, Edward Elgar.

Bishop K. (1992). Assessing the benefits of community forest : an evaluation of the recreational use of two urban fringe woodlands, *Journal of Environmental Planning and Managament*, 35, pp. 63-76.

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) pp. 321-333.

Bullock C.H., Kay J. (1997). Preservation and change in the upland landscape : the public benefits of grazing management, *Journal of Environmental Planning and Management* , 40, pp. 315-334.

Cabanel J. (1991). *Paysage, Paysages*, Paris, Jean-Pierre de Monza.

Cavailhès J., Wavreski P. (2002). Les valeurs foncières dans le péri-urbain, *Études foncières*, 97, pp. 14-17.

Colson F., Stenger-Letheux A. (1996). Évaluation contingente et paysages agricoles. Application au bocage de Loire-Atlantique, *Cahiers d'économie et sociologie rurales,* 39/40, pp. 151-177.

Daniel T. C. (2001) Whither scenic beauty ? Visual landscape quality as-

sessment in the 21st century, *Landscape and Urban Planning*, 54, pp. 267-281.

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,* 28 (3), pp. 675-683.

Drake L. (1992). The non-market value of the Swedish agricultural landscape, *European Review of Agricultural Economics*, 19, pp. 351-364.

Evri (Environmental Valuation Reference Inventory), *http://www.evri.ec.gc.ca/EVRI/*

Garrod G.D., Willis K.G. (1995). Valuing the benefits of the South downs environmentally sensitive area, *Journal of Agricultural Economics,* 46, pp. 160-173.

Garrod G.D., Willis K.G. and Saunders C.M. (1994). The benefits and costs of the Somerset Levels and Moors ESA, *Journal of Rural Studies*, 10, pp. 131-145.

Gianni C., Scarpa R. (2000). Willingness to pay for rural landscape preservation : a case study in mediterannean agriculture, Nota di lavoro 59, Fondazione Eni Enrico Mattei.

Hanley N. (1989). Valuing rural recreation benefits : an empirical comparison of two approaches, *Journal of Agricultural Economics*, 40, pp. 361-374.

Hanley N., Oglethorpe D., Wilson M. and McVittie A. (2001). Estimating the value of environmental features, Report to MAFF by the Institute of Ecology and Resource Management (IERM), University of Edinburgh and Scottish Agricultural College (SAC), Edinburgh.

Hanley N., Wright R.E. and Adamowicz V. (1998a). Using choice experiments to value the environment : design issues, current experience and future prospects, *Environmental and Resource Economics,* 11, pp. 413-428.

Hanley N., MacMillan D., Wright R.E., Bullock C., Simpson I., Parsisson D. and Crabtree B. (1998b). Contingent valuation versus choice experiments : estimating the benefits of environmentally sensitive areas in Scotland, *Journal of Agricultural Economics*, 49 (1), pp. 1-15.

Hanley N., Ruffell R. (1993). The valuation of forest characteristics : two experiments, *Journal of Agricultural Economics*, 44 (2), pp. 218-229.

Hoehn J.P. (1991). Valuing the multidimensional impacts of environmental policy : theory and methods, *American Journal of Agricultural Economics*, 73 (2), pp. 289–299.

Lancaster K. (1966). A new approach to consumer theory, *The Journal of Political Economy*, 74, pp. 132-157.

Leon C.J. (1997). Valuing international tourism benefits from natural areas, *Tourism Economics*, 3, pp. 119-136.

Manski C. (1977). The structure of random theory models, *Theory and Decision*, 8, pp. 229-254.

Maxwell S. (1994). Valuation of rural environmental improvements using contingent valuation methodology : a case study of the Marston Vale Community forest project, *Journal of Environmental Management*, 41, pp. 385-399.

McVittie A., Hanley N. and Oglethorpe D. (2001). Choice experiments, benefits transfer and the design of agri- environmental policy, *Ecosystem Valuation Literature*, Welsh Institute of Rural Studies.

Nunes P. (2002). Using factor analysis to identify consumer preferences for the protection of a natural area in Portugal, *European Journal of Operational Research*, 140, pp. 499-416.

OCDE (2001). Multifunctionality : towards an analytical framework, Paris.

Pruckner G.J. (1995). Agricultural landscape cultivation in Austria : an application of the CUM, *European Review of Agricultural Economics*, 22, pp. 173-190.

Rainelli P. (2001). La problématique des transferts dans l'évaluation des changements dans les services fournis par les hydrosystèmes, *in : L'évaluation des dommages dans le domaine de l'eau*, Bonnieux F. (éd.), pp. 61-76.

Santos J.M. (1998). *The Economic Valuation of Landscape Change : Theory and Policies for Land Use and Conservation*, Northampton MA, Edward Elgar.

Taylor K., Reaston P., Hanley N., Wright R. and Butler B. (1997). Valuing landscape improvements, *in : British Forests*, ENTEC UK Ltd, in association with Environmental Economics Research Group, Stirling University and Wood Holmes Marketing.

Tempesta T. (1998). The economic value of rural landscape : an application to the area between Isonzo and Tagliamento Rivers (Friuli-Venezia Giulia), *in : Environmental Resource Valuation : Applications of the Contingent Valuation Method in Italy*, Bishop R., Romano D., pp. 213-232.

Willis K.G., Garrod G.D. and Saunders C.M. (1995). Benefits of environmentally sensitive area policy in England : a contingent valuation assessment, *Journal of Environmental Management*, 44, pp. 105-125.

Willis K.G., Garrod G.D. (1993). Valuing landscape : a contingent valuation approach, *Journal of Environmental Management*, 37, pp. 1-22.

ANNEXE

Tableau récapitulatif d'un échantillon d'évaluations de la demande de paysages disponibles dans la littérature

Auteur	Pays	Actif environnemental	Enjeu	Scénario de référence	Population	Type d'enquête	Aire de concernement	Méthode	Véhicule de paiement	Support d'enquête	Année d'enquête	Catégorie paysagère/ Attributs	Valeurs moyennes
Alvarez *et al.* (1999)	Écosse	Paysage et biodiversité	Préservation de l'agriculture traditionnelle	Actuel	Public anglais	Postale et directe	ESA	CVM (O/F)	Taxe sur le revenu	Photos	1995	Paysage agricole	13,44£/pers/an (358)*
					Résidents de l'ESA								
					Visiteurs de l'ESA								
Bishop (1992)	Pays de Galles	Paysage et biodiversité	Préservation des terres agricoles	Actuel	Visiteurs du parc	Directe	Parc local	CVM (O/F)	Ticket d'accès			Paysage agricole	0,42£/visite (100)
					Visiteurs du parc	Directe	Parc local	CVM (O/F)	Adhésion annuelle			Paysage agricole	18,53£/pers/an (100)
Bishop (1992)	Pays de Galles	Paysage et biodiversité	Préservation de la forêt des zones périurbaines	Actuel	Visiteurs du parc	Directe	Parc local	CVM (O/F)	Ticket d'accès			Paysage agricole	0,54£/visite (100)
					Visiteurs du parc	Directe	Parc local	CVM (O/F)	Adhésion annuelle			Paysage agricole	27,03£/pers/an (100)
Bonnieux et Le Goffe (1997)	France	Paysage, biodiversité et fonctions écologiques	Préservation du bocage	Actuel	Résidents dans le PNR	Directe	PNR	CVM (CD)	Taxe locale	Photos	1995	Paysage de bocage	201FF/mge/an (400)
					Résidents à la frontière du PNR								

Auteur	Pays	Actif environnemental	Enjeu	Scénario de référence	Population	Type d'enquête	Aire de concernement	Méthode	Véhicule de paiement	Support d'enquête	Année d'enquête	Catégorie paysagère/ Attributs	Valeurs moyennes
Bullock *et al.* (1997)	Écosse	Paysage et biodiversité	Réduction du pâturage intensif	Actuel	Résidents de la région	Postale et directe	ESA	CVM (CD)	Taxe sur le revenu	Photos	1994	Paysage rural (agricole et forestier)	83£ /pers/an (459)
				Actuel	Résidents de la région	Postale et directe	ESA	CVM (O/F)	Taxe sur le revenu	Photos	1994	Paysage rural (agricole et forestier)	69£/pers/an (88)
				Actuel	Visiteurs de l'ESA	Postale et directe	ESA	CVM (CD)	Taxe sur le revenu	Photos	1994	Paysage rural (agricole et forestier)	55£/pers/an (459)
				Actuel	Visiteurs de l'ESA	Postale et directe	ESA	CVM (O/F)	Taxe sur le revenu	Photos	1994	Paysage rural (agricole et forestier)	49£/pers/an (88)
Colson et Stenger-Letheux (1996)	France	Paysage	Restauration des bocages	Actuel	Résidents	Postale	Département	CVM (O/F)		Photos	1994	Paysage bocager	103F/mge/an
			Préservation des bocages		Résidents	Postale	Ensemble des terres agricoles sur le territoire national	CVM (O/F)		Photos	1994	Paysage bocager	607F/mge/an
Drake (1992)	Danemark	Paysage. Diversité des espèces	Préservation des terres agricoles	Actuel	Population	Directe	Ensemble des terres agricoles du territoire national	CVM (O/F)	Taxe sur le revenu	Photos	1986	Paysage agricole	4685 couronnes/ pers/an (1089)
				Actuel	Résidents de la région	Directe	Ensemble des terres agricoles du territoire national	CVM (O/F)	Taxe sur le revenu	Photos	1986	Paysage agricole	68655 couronnes/ pers/an (152)

Auteur	Pays	Actif environnemental	Enjeu	Scénario de référence	Population	Type d'enquête	Aire de concernement	Méthode	Véhicule de paiement	Support d'enquête	Année d'enquête	Catégorie paysagère/ Attributs	Valeurs moyennes
Garrod et Willis (1995)	Grande-Bretagne	Paysage	Conservation des paysages agricoles	Actuel	Population	Directe	ESA	CVM	Taxe	Photos	1992	Paysage rural	67,42£/mge/an (237)
				Actuel	Population	Directe	L'ensemble des ESA	CVM	Taxe	Photos	1992	Paysage rural	27,52£/mge/an (218)
				Actuel	Visiteurs	Directe	ESA	CVM	Taxe	Photos	1992	Paysage rural	94,29£/pers/an (237)
				Actuel	Visiteurs	Directe	L'ensemble des ESA	CVM	Taxe	Photos	1992	Paysage rural	19,47£/pers/an (220)
Gianni *et al.* (2000)	Italie	Paysage	Préservation des paysages agricoles	Actuel	Touristes	Directe	Parc national	CVM (CD)	Frais journalier	Photos	1997	Paysage agricole	1 euro/jour/visite (344)
Hanley (1989)	Écosse	Paysage	Préservation de la forêt	Actuel	Visiteurs	Directe	Parc régional	CVM (O/F)	Ticket d'entrée	Descriptif	1987	Paysage de forêt	0,80£/visite (1148)
Hanley *et al.* (1998)	Écosse	Paysage	Conservation et amélioration de la qualité paysagère	Actuel	Résidents	Directe	ESA	CVM (CD)	Taxe sur le revenu	Photos	1995	Paysage agricole	60£/mge/an (249)
			Conservation et amélioration de la qualité paysagère	Actuel	Résidents	Postale	ESA	CVM (CD)	Taxe sur le revenu	Photos	1995	Paysage agricole	47£/mge/an (325)
			Conservation et amélioration de la qualité paysagère	Actuel	Visiteurs	Directe	ESA	CVM (CD)	Taxe sur le revenu	Photos	1995	Paysage agricole	98£/mge/an (325)
Hanley *et al.* (1998)	Grande-Bretagne	Paysage	Gestion forestière		Population	Directe	Espace forestier du territoire national	MEC	Taxe sur le revenu			Essence	12,89£/mge/an (284)
												Forme	13,90£/mge/an
												Diversité des espèces	11,36£/mge/an

Auteur	Pays	Actif environnemental	Enjeu	Scénario de référence	Population	Type d'enquête	Aire de concernement	Méthode	Véhicule de paiement	Support d'enquête	Année d'enquête	Catégorie paysagère/ Attributs	Valeurs moyennes
Hanley *et al.* (1998)	Grande-Bretagne	Paysage	Gestion forestière		Population	Directe	Espace forestier du territoire national	CVM (O/F)	Taxe sur le revenu	Photos		Essence	11,73£/mge/an (284)
												Forme	12,75£/mge/an
												Diversité des espèces	11,24£/mge/an
Hanley *et al.* (2001)	Angleterre	Paysage	Qualité des paysages bocagers	Actuel	Population	Directe	Espace agricole du territoire national	CVM (O/F)	Don	Descriptif	2000	Paysage bocager	1,56£/mge/an (70)
												(10% d'augmentation)	1,93£/mge/an (130)
Hanley *et al.* (2001)	Angleterre	Paysage	Qualité des bordures des champs	Actuel	Population	Directe	Espace agricole du territoire national	CVM (O/F)	Don	Descriptif	2000	Bordures des champs	2,84£/mge/an (70)
												(10% d'augmentation)	3,20£/mge/an (130)
Nunes (2002)	Portugal	Paysage	Protection du parc contre la pression touristique	Actuel	Touristes	Directe	Parc national	CVM (CD)	Don	Descriptif	1997	Paysage rural aménagé	38euros/mge/an
				Actuel	Touristes	Directe	Parc national	CVM (CD)	Don	Descriptif	1997	Paysage rural sauvage	49euros/mge/an
Pruckner (1995)	Autriche	Paysage	Conservation des paysages agricoles	Actuel	Touristes	Directe	Régions touristiques	CVM (CD)	Coûts de transport (parking, bus, etc.)	Descriptif	1991	Paysage agricole	0,70ecu/pers/ jour (2110)
Taylor *et al.* (1997)	Grande-Bretagne	Paysage	Caractéristiques et qualité du paysage forestier	Inconnu	Populations résidentes	Directe	Territoire national	CVM (O/F)	Taxe	Carte et dessins	1997	Essence	10,97£/mge/an (638)
												Forêt organique	12,75£/mge/an (638)
												Diversité des espèces	11,24£/mge/an (638)
												Forêt idéale	29,16£/mge/an (638)

Auteur	Pays	Actif environnemental	Enjeu	Scénario de référence	Population	Type d'enquête	Aire de concernement	Méthode	Véhicule de paiement	Support d'enquête	Année d'enquête	Catégorie paysagère/ Attributs	Valeurs moyennes
Taylor *et al.* (1997)	Grande-Bretagne	Paysage	Caractéristiques et qualité du paysage forestier	Inconnu	Populations résidentes	Directe	Territoire national	MEC	Taxe	Carte et dessins	1997	Essence	12,89£/mge/an (284)
												Forêt organique	13,90£/mge/an (284)
												Diversité des espèces	11,36£/mge/an (284)
												Forêt idéale	38,15£/mge/an (284)
Tempesta (1998)	Italie	Paysage	Conservation du paysage rural		Résidents	Directe	Région	CVM (O/F)	Taxe	Photos		Paysage rural	87,662lires/mge /an
Santos (1998)	Portugal	Paysage	Préservation du paysage agricole	Actuel	Touristes	Directe	Parc national	CVM (CD)	Taxe sur le revenu	Photos	1994	Paysage agricole	11559 escudos/ mge/an (3782)
Santos (1998)	Grande-Bretagne	Paysage	Préservation du paysage agricole	Actuel	Touristes	Directe	Parc national	CVM (CD)	Taxe sur le revenu	Photos	1994	Paysage agricole	72,05£/mge/an (2295)
Willis et Garrod (1993)	Grande-Bretagne	Paysage	Conservation du paysage actuel	Inconnu	Résidents	Directe	Parc national	CVM (O/F)	Taxe	Photos	1990	Paysage agricole	26,03£/mge/an (300)
					Visiteurs	Directe	Parc national	CVM (O/F)	Taxe	Photos	1990	Paysage agricole	22,12£/mge/an (300)
Willis et Garrod (1993)	Grande-Bretagne	Paysage	Disparition des fermes traditionnelles	Inconnu	Résidents	Directe	Parc national	CVM (O/F)	Taxe	Photos	1990	Paysage agricole « intensif »	7,67£/mge/an (300)
					Visiteurs	Directe	Parc national	CVM (O/F)	Taxe	Photos	1990	Paysage agricole « intensif »	23,75£/mge/an (300)
Willis et Garrod (1993)	Grande-Bretagne	Paysage	Conservation et amélioration de la qualité du paysage agricole	Inconnu	Résidents	Directe	Parc national	CVM (O/F)	Taxe	Photos	1990	Paysage agricole	13,38£/mge/an (300)
				Visiteurs	Directe	Parc	CVM (O/F) national	Taxe	Photos	1990	Paysage	18,18£/mge/an agricole (300)	

Auteur	Pays	Actif environnemental	Enjeu	Scénario de référence	Population	Type d'enquête	Aire de concernement	Méthode	Véhicule de paiement	Support d'enquête	Année d'enquête	Catégorie paysagère/ Attributs	Valeurs moyennes
Willis et Garrod (1993)	Grande-Bretagne	Paysage	Conversion des exploitationss agricoles pour des activités touristique	Inconnu	Résidents	Directe	Parc national	CVM (O/F)	Taxe	Photos	1990	Paysage de forêt et de prairie	22,50£/mge/an (300)
					Visiteurs	Directe	Parc national	CVM (O/F)	Taxe	Photos	1990	Paysage de forêt et de prairie	33,67£/mge/an (300)
Willis et Garrod (1993)	Grande-Bretagne	Paysage	Boisement des terres agricoles	Inconnu	Résidents	Directe	Parc national	CVM (O/F)	Taxe	Photos	1990	Paysage de forêt	29,75£/mge/an (300)
					Visiteurs	Directe	Parc national	CVM (O/F)	Taxe locale	Photos	1990	Paysage de forêt	34,20£/mge/an (300)
Willis et Whitby (1985)	Angleterre	Paysage	Disparition des espaces verts autour des villes résidentielles	Inconnu	Résidents		Local	CVM (O/F)	Taxe locale	Descriptif	1982	Paysage de forêt	104£/mge/an (103)

CVM: Méthode d'évaluation contingente; MEC: Méthode par expérimentation des choix; (O/F): Méthode par question ouverte-fermée; (CD): Méthode par choix discret; ESA: *Environmental Sensitive Area* (zone écologiquement sensible); PNR: Parc natural régional; /mge: par ménage; /pers: par personne; *: nombre d'observations (entre parenthèses).