



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.*

No endorsement of AgEcon Search or its fundraising activities by the author(s) of the following work or their employer(s) is intended or implied.

La biodiversité en forêt : une demande potentielle, une offre complexe, des enjeux

La biodiversité en forêt est au cœur d'enjeux économiques et environnementaux. Elle a une valeur économique, révélée par les ménages et elle conditionne l'état écologique de la forêt. Des incitations à la préserver sont parfois nécessaires. Plus généralement, elle pose la question de la gestion durable ou multifonctionnelle de la forêt.

Objet de la recherche

La biodiversité, composante essentielle des forêts multifonctions, définit la nature de l'écosystème et conditionne la valeur des biens et services forestiers (BSF). La biodiversité en forêt est à l'origine de valeurs économiques qui justifient au-delà de sa protection propre, celle des écosystèmes forestiers. L'objectif de nos recherches est triple : a/ estimer la valeur économique de la biodiversité en forêt et comprendre les déterminants de sa demande ; b/ analyser l'offre de biodiversité et les incitations à mettre en place ; c/ étudier la multifonctionnalité de la gestion forestière où biodiversité et bois décrivent les principales fonctions.

La demande pour la biodiversité en forêt

Une enquête d'évaluation contingente a été effectuée au niveau national auprès de 4500 ménages pour mieux comprendre les préférences individuelles à l'égard de la forêt (Peyron et al, 2002). Outre leur consentement à payer (CAP) pour la préservation de la biodiversité, les ménages ont eu à renseigner leurs activités récréatives en forêt quand ils faisaient au moins une sortie en forêt dans l'année. Une *proxy* de la biodiversité a été utilisée, retenant la perte potentielle d'espèces animales et végétales en forêt. Le CAP est estimé par deux méthodes de paiement :

- une méthode à choix binaire (référéndum), dans laquelle l'individu répond par oui ou par non à la question « Etes-vous prêt à payer la somme annuelle de X€ pour la préservation de la biodiversité de la forêt française ? » ;
- une question ouverte : « Quelle est la somme maximale que vous êtes prêt à payer pour la préservation de la biodiversité en forêt ? »

Le questionnaire téléphonique a été administré à l'échelle du département. 1999 ménages ont accepté de répondre.

Le CAP pour la préservation de la biodiversité est supposé dépendre du choix de pratiquer ou non des activités en forêt. En effet, il est légitime de penser que les ménages ne fréquentant pas les forêts accordent moins de valeur aux BSF. Ne pas tenir compte de cette dépendance potentielle biaiserait les résultats estimés, en particulier si la décision de pratiquer une activité récréative en forêt n'est pas exogène et s'explique par des variables observables ou non, déterminant aussi le CAP. Deux sous-échantillons sont alors différenciés par la visite en forêt.

Une première analyse estime le CAP à partir des réponses du référendum en considérant la visite en forêt. Les réponses jointes discrètes (oui et non, codés 1 et 0) et la corrélation entre les deux décisions (CAP et visite) conduisent à l'estimation des deux équations simultanément, selon un modèle Probit bivarié. Le biais de sélection est alors corrigé en rendant endogène la décision de visite pour des activités récréatives.

Dans la question ouverte, l'éventualité de CAP nuls crée une seconde source de biais de sélection : la présence simultanée dans l'échantillon d'individus qui ne sont pas prêts à payer et d'autres avec des CAP strictement positifs peut ne pas être aléatoire. La raison de cette différence se trouve dans les caractéristiques des ménages observables ou non, facteurs déterminant aussi la valeur du CAP. La prise en compte des deux biais de sélection (visite en forêt et décision de payer) nécessite une extension du modèle classique d'Heckman (correction d'un biais de sélection) à un modèle à double sélection. Cette extension fait l'objet d'une deuxième analyse (cf. encadré 1).

Encadré 1 : Les modèles de sélection

Soit une variable latente (i.e., non observée) I^* traduisant la différence entre les utilités indirectes d'un ménage avant et après que la biodiversité eut été protégée et que le ménage a consenti à payer le montant t . L'équation de la variable latente peut s'écrire :

$$I^* = a_1 + a_2 y - a_3 t + a_4 z + \varepsilon_I,$$

où y représente le revenu du ménage, z un ensemble de caractéristiques du ménage et ε_I le terme d'erreur.

Si $I^* > 0$ le ménage est prêt à payer t . La règle de décision s'écrit alors : $I = 1$ si $I^* > 0$, et 0 sinon. Un modèle Probit représentant le choix du ménage d'accepter de payer le montant t est estimé :

$$\Pr(I = 1) = \Phi(a_1 + a_2 y - a_3 t + a_4 z),$$

où $\Phi(\cdot)$ est la fonction de répartition d'une loi normale standard. Le CAP moyen est estimé de la façon suivante :

$$CAP = (\hat{a}_1 + \hat{a}_2 y + \hat{a}_4 z) / \hat{a}_3.$$

Pour tenir compte des sorties en forêt, on définit la règle de décision suivante : $V = 1$ si $V^* > 0$, et 0 sinon, qui signifie que le ménage est enclin à sortir en forêt ($V = 1$) si la variable latente V caractérisant son utilité pour les activités en forêt est positive, avec $V^* = X_V \beta + \varepsilon_V$, où X_V représentent les variables explicatives et ε_V est le terme d'erreur. I^* et V^* sont estimés conjointement sous l'hypothèse de distribution normale bivariée.

Dans le cas de double sélection, deux équations de sélection sont associées aux deux variables binaires V (décision de sortir en forêt) et Z (décision de payer). Quatre régimes correspondant aux combinaisons des modalités des variables binaires sont possibles, mais seulement deux pour lesquels on observe des CAP strictement positifs. Les termes d'erreur sont distribués conjointement comme une loi normale, et le système d'équations à estimer est donc :

$$\begin{aligned} V^* &= X_V \delta + \varepsilon_V \\ Z^* &= X_Z \beta + \varepsilon_Z \\ CAP_1 &= X \gamma^1 + \varepsilon_1 \\ CAP_2 &= X \gamma^2 + \varepsilon_2 \end{aligned} : N \left[\begin{pmatrix} 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \end{pmatrix}, \begin{pmatrix} 1 & \rho & \rho_{V1} & \rho_{V2} \\ \rho & 1 & \rho_{Z1} & \rho_{Z2} \\ \rho_{V1} & \rho_{Z1} & \sigma_1^2 & \rho_{12} \\ \rho_{V2} & \rho_{Z2} & \rho_{12} & \sigma_2^2 \end{pmatrix} \right],$$

où les ρ représentent les covariances et les σ^2 les variances de la loi normale multivariée. L'estimateur de Heckman est adapté au cas de double sélection. On estime d'abord le modèle Probit bivarié correspondant aux deux premières équations (de sélection). On reporte ensuite dans les deux dernières équations de régression (de CAP) les termes corrigeant les biais de sélection (appelés ratios de Mills, notés $\hat{\lambda}$) pour lesquels il faut estimer leur paramètre :

$$CAP_1 = X \gamma^1 + \rho_{V1} \hat{\lambda}_{V1} + \rho_{Z1} \hat{\lambda}_{Z1} + \eta_1$$

$$CAP_2 = X \gamma^2 + \rho_{V2} \hat{\lambda}_{V2} + \rho_{Z2} \hat{\lambda}_{Z2} + \eta_2$$

Le referendum : un CAP de 55 euros par ménage pour la préservation de la biodiversité

Basée sur le référendum, la première analyse a pour objectif d'estimer simultanément la décision de sortie en forêt et la probabilité de payer une somme annuelle prédéfinie (Probit bivarié). Sur les 1999 ménages, 1070 sont analysés. Les ménages exclus n'ont pas renseigné la totalité du questionnaire (184 ménages), ou sont considérés comme des protestataires (743 ménages). Ces derniers n'acceptent pas le moyen de paiement et pensent que c'est à l'Etat de payer. Sur les 1070 ménages, 74 % ont déclaré visiter les forêts pour la récréation et 58 % ont déclaré accepter le montant proposé.

Les résultats montrent que la proportion de ménages allant en forêt dépend principalement du revenu, de la taille et de la localisation du ménage. Un revenu croissant et une taille plus importante du ménage tendent à accroître la probabilité de visite. Cette probabilité diffère significativement entre les cinq régions de France : plus élevée quand le ménage vit en région parisienne ou dans le sud-est, la probabilité est plus faible quand le ménage vit en ville. Enfin, si l'activité de récolte de bois est perçue positivement, alors la probabilité de visite est plus importante. De même, la probabilité d'accepter le montant proposé pour la biodiversité décroît avec le niveau du montant mais croît avec le revenu. C'est en région parisienne et dans le nord que les probabilités d'accepter le montant sont les plus importantes. En revanche, l'appréciation de la récolte de bois, la taille du ménage et un logement en ville n'ont pas d'effet significatif sur le CAP. On montre que le modèle Probit bivarié est préféré à tout autre modèle. Le CAP moyen est évalué à 54,98€. Le CAP diffère de manière significative entre le nord-incluant la région parisienne (autour de 64€), l'est (presque 55€), le sud-est (à peine plus de 50€) et le sud-ouest (moins de 45€). Ces différences peuvent s'expliquer par le type et la surface des forêts et par des facteurs culturels et socio-économiques.

Question ouverte et double sélection

L'objectif de cette analyse est d'estimer le CAP à partir de la question ouverte en prenant en compte les deux biais de sélection. La méthodologie utilisée permet de calculer les CAP pour des populations différentes au sein de l'échantillon global. En particulier, sur les 1070 ménages analysés, 699 ont des activités récréatives en forêt et sont prêts à déboursier un montant non nul pour la biodiversité en forêt. Le CAP moyen pour ces ménages est estimé à environ 40€. Pour les ménages prêts à payer pour la biodiversité mais ne sortant pas en forêt (161 observations), le CAP moyen ne s'élève plus qu'à 33€.

Les différences entre les CAP estimés s'expliquent par la différence de méthodes de paiement mais aussi par les règles de sélection. Une limite à cette approche est liée à la nature du bien évalué et au fait que ces estimations sous-estiment la valeur nationale de la biodiversité. Ces valeurs doivent être considérées comme une borne inférieure de la valeur : le lien avec d'autres bénéfices issus de la protection de la biodiversité devrait aussi être pris en compte (érosion des sols...). La valeur attribuée à la biodiversité varie selon la compréhension des individus du bien environnemental évalué. Toutefois, les valeurs obtenues aident le décideur dans l'orientation des politiques publiques.

Incitations et offres spontanées

Pour certains économistes, les incitations pour la préservation de la biodiversité apparaissent prioritaires relativement à l'estimation de sa valeur. Certains propriétaires peuvent aussi avoir des comportements d'offre spontanée sans incitation. Et certaines incitations peuvent se révéler perverses en termes d'objectifs environnementaux.

Les offres spontanées

Le bois n'est pas la seule source de revenu des propriétaires forestiers (revenus issus d'autres activités). Ils peuvent également recevoir des paiements incitatifs pour contrôler la récolte de bois et accroître les BSF non marchands. Certains propriétaires semblent donner de la valeur à leur bois sur pied et au paysage forestier. En France, les propriétés forestières sont nombreuses, de petite taille et en majorité privées.

On se place dans un cadre d'analyse où des bénéfices sont associés aux aménités de la forêt, pour des propriétaires privés non industriels. Les BSF non marchands sont conjointement produits avec le bois et entrent dans les préférences du ménage producteur par le biais de son utilité. Dans ce travail, c'est la production jointe de bois et de biodiversité qui a été étudiée. La biodiversité est mesurée par la diversité des essences d'arbres. Cette diversité est aussi liée à des considérations marchandes puisqu'à chaque essence est associée une valeur monétaire différente. Le propriétaire forestier peut décider de favoriser une essence plutôt qu'une autre en fonction de sa valeur sur le marché. Il peut au contraire faire le choix de diversifier son peuplement d'arbres pour faire face à la volatilité des prix des essences.

L'analyse empirique est effectuée à partir de données sur des forêts traitées en futaies irrégulières, qualifiées aussi de continues et proches de la nature. La surface en France est estimée à près de 75 % de la surface forestière totale. Deux principes fondamentaux définissent le traitement en futaie irrégulière : 1) l'accompagnement de la dynamique de l'écosystème (différents âges, différentes essences) 2) le traitement individuel de chaque arbre. Ces forêts sont aussi caractérisées par la stabilité du volume de bois sur pied et celle de son accroissement, ainsi que par la régularité des récoltes. L'unité d'observation représentative est celle de la plus petite parcelle, qui ressemble à ses voisines. On estime à la fois la demande de diversité du propriétaire et son offre de bois. Cette dernière est définie par la récolte de bois et les observations utilisées dépendent d'essences de différentes propriétés forestières. La modélisation économétrique est spécifique aux échantillons en *cluster* (ou données groupées), voir encadré 2.

Encadré 2 : Modélisation économétrique des *clusters*

On écrit l'offre de bois sous forme logarithmique :

$$\ln y_{ij} = a_0 + a_1 \ln p_{ij} + a_2 \ln z_i + a_3 \ln x_{ij} + u_{ij},$$

$$i = 1, \dots, N, j = 1, \dots, J_i,$$

où i indice le *cluster* (ici la forêt) et j les observations individuelles au sein du *cluster* (ici l'essence). Le nombre total de *clusters* est N et le nombre d'essences varie selon les forêts J_i . y_{ij} représente la récolte de l'essence j dans la forêt i , p_{ij} le prix de l'essence j pour la forêt i , z_i l'indice de diversité, et x_{ij} un ensemble de variables explicatives. Le terme d'erreur se décompose : $u_{ij} = \mu_i + \varepsilon_{ij}$, avec μ_i l'effet spécifique à la forêt capturant l'hétérogénéité non observable et ε_{ij} le terme d'erreur restant pour toutes les variables omises.

Des indices de diversité (de type Shannon) ont été testés, mais c'est un simple indice de richesse (somme des essences) qui s'ajuste le mieux aux données. Pour l'échantillon de données issu du réseau AFI (Association de futaies irrégulières), diversité et production de bois sont des substituts. Les estimations montrent aussi que le prix du bois a un impact positif sur la diversité des essences. La valeur estimée de l'élasticité-prix est de -0,31, ce qui signifie qu'une baisse du prix de 10 % entraîne une baisse de la diversité d'un peu plus de 3 %. Ce résultat permet de calculer et de se rendre compte de l'impact de la disparition d'une essence sur une propriété forestière : dans le cas de 14 essences différentes sur une propriété, une baisse de 23 % du prix moyen du bois pourrait conduire à la perte d'une essence.

Les contrats incitatifs Natura 2000

L'Union européenne a mis en place le réseau Natura 2000 dans un but de préservation et de restauration des espèces

et habitats naturels. Les sites Natura 2000 désignés sur la base de leur biodiversité et de la biogéographie, couvrent aussi les forêts. La mise en œuvre de la Directive Habitats peut être basée sur des relations contractuelles entre autorités publiques et propriétaires. Ces contrats déterminent les objectifs de préservation, les mesures à mettre en place et les paiements à transférer. Le contrat est mieux accepté et plus flexible qu'une loi qui s'appliquerait uniformément aux habitats et aux propriétaires ; il rend les propriétaires producteurs de biodiversité.

La présence d'asymétries d'information entre l'autorité publique (le Principal dans la théorie des contrats) et le propriétaire (l'Agent) pose des problèmes d'incitations et limite l'efficacité de la politique. Les propriétaires sont mieux informés sur leur capacité et sur leurs coûts d'opportunité à produire les biens environnementaux : c'est le problème de sélection adverse. L'objectif étant que tous les propriétaires localisés sur des sites Natura 2000 signent un contrat, le principal veut donc cibler les agents efficaces pour restaurer ou préserver les habitats mais aussi les agents moins performants. Or, il est plus difficile de convaincre ces derniers de participer car leurs coûts pour atteindre ces objectifs environnementaux sont plus élevés. Par ailleurs, les investissements réalisés par les propriétaires forestiers pour l'application des mesures de préservation de la biodiversité sont considérés comme observables mais pas vérifiables c'est-à-dire que les propriétaires peuvent ne pas dévoiler l'exacte valeur de ces investissements : c'est le problème d'aléa moral. Si le paiement du propriétaire dépend de l'observation de l'état écologique de la forêt, et si un faible investissement a une probabilité de réussite non nulle dans l'objectif environnemental, les agents ont peu d'incitation à faire des investissements élevés alors que la probabilité d'atteindre un haut niveau écologique serait plus forte. De plus, les contrats Natura 2000 pourraient attirer des propriétaires forestiers qui doivent entreprendre des travaux sur leur exploitation et qui entrent dans la catégorie des mesures remboursables par l'Etat.

Dans notre analyse théorique des contrats, on spécifie deux types d'investissement, faible et élevé. Avec un investissement élevé, la probabilité d'atteindre un haut niveau écologique est forte (avec une probabilité élevée pour les agents efficaces). Cette probabilité est faible avec un investissement faible et davantage encore pour les agents inefficaces. On considère que l'état écologique de la forêt est observable mais qu'il y a un déficit d'information sur la capacité des forestiers et une impossibilité de vérifier les investissements entrepris. L'autorité publique souhaite que les agents les moins efficaces entreprennent des investissements faibles, et les efficaces des investissements élevés. On a le menu de contrats suivant :

- un contrat de base avec un investissement faible et un remboursement égal à la valeur de cet investissement prenant en compte l'impact (positif ou négatif) de ces mesures sur l'activité forestière du propriétaire.
- un contrat dans lequel on demande au propriétaire de prendre des mesures additionnelles qui ne sont pas totalement remboursées dans un premier temps. Une fois le niveau écologique constaté, un second paiement intervient avec un bonus pour le niveau élevé.

On montre que les contrats actuels en France qui ne prennent en compte ni les problèmes informationnels, ni l'activité forestière des propriétaires, aboutissent à des surcompensations des investissements et à une inefficacité en ce qui concerne les objectifs environnementaux.

Les incitations perverses

Les incitations en matière de politique forestière ont parfois des objectifs éloignés de la conservation de la biodiversité. Il s'agit par exemple d'encourager la production de biens de première nécessité ou jugés stratégiques. Il n'est donc pas étonnant qu'elles produisent des effets néfastes sur la biodiversité. Les effets pervers sur la biodiversité se manifestent par une sur-exploitation d'une ou de plusieurs espèces et/ou de l'écosystème (production intensive du bois dans la forêt). L'objectif d'un autre travail a consisté à repérer les incitations potentiellement perverses pour la biodiversité en s'appuyant sur la Loi d'Orientation sur la Forêt (2001) par le biais d'aides financières (reboisement, équipement des forêts de production...) et de mesures fiscales (impôt sur le revenu, droits de mutation, taxe sur les défrichements...).

On met en évidence le caractère pervers de certaines mesures de politique forestière en modélisant les décisions en forêt à l'aide du critère de Faustmann (maximisation des bénéfices actualisés conduisant à l'âge optimal de coupe). On suppose qu'une augmentation significative de la biodiversité nécessite un allongement de cette durée et inversement qu'une récolte plus précoce réduit la biodiversité. Les paramètres sur lesquels les mesures économiques agissent sont les recettes et les dépenses attendues (le coût des intrants...). *Ceteris paribus*, les mesures économiques qui accroissent les recettes ont un effet pervers sur la biodiversité en réduisant l'âge optimal d'exploitabilité des peuplements. De la même manière, des mesures qui réduisent les dépenses d'investissement favorisent une révolution plus rapide. L'aide au reboisement ou l'aide à l'équipement des forêts pour la production n'ont pas *a priori* d'effet bénéfique sur la biodiversité sauf si la première de ces aides est complémentaire d'une aide apportée aux propriétaires optant pour une régénération plus naturelle. Soulignons aussi les

difficultés soulevées par l'exercice de recensement et de quantification des effets pervers. L'analyse est d'autant plus complexe qu'on ne doit pas mesurer la portée ou la valeur d'une opération sylvicole à son effet instantané ni se rapporter à un laps de temps limité. Par ailleurs, l'attention a été portée sur les effets des mesures les unes indépendamment des autres, ignorant l'impact net de l'ensemble des mesures applicables sur le territoire. En effet, les effets pervers identifiés sont partiels : une mesure peut s'avérer néfaste à certains éléments de la biodiversité, mais bénéfique à d'autres. La production intensive de bois et la recherche d'un retour rapide sur investissements ne sont pas les seules causes possibles de la perte de biodiversité. La réaffectation des terres et la pollution atmosphérique sont aussi déterminantes.

Des enjeux pour la gestion forestière

Il existe d'autres enjeux liés à la biodiversité comme l'aménagement du territoire et la définition de la multifonctionnalité. Autrement dit, est-il préférable de protéger intégralement une parcelle et d'exploiter l'autre, ou bien d'exploiter de façon durable les deux parcelles ? Un arbitrage entre ces deux types de gestion en présence d'incertitude et d'irréversibilité des décisions permet de discuter cette question dans un travail en cours : la multifonctionnalité développée simultanément sur les deux parcelles dépend de la valeur espérée relative de ce type de gestion. La multifonctionnalité sur les deux parcelles est favorable quand la valeur écologique des forêts est préservée.

La gestion de la biodiversité est au centre d'enjeux majeurs pour la politique forestière (aménagement du territoire, qualité de l'eau, changement climatique...). Les actions de préservation doivent s'appuyer sur l'identification et la sensibilisation de la demande, sur l'offre de gestion et sur les incitations potentielles.

Serge Garcia et Anne Stenger, INRA, UMR 356 Économie Forestière, F-54000 Nancy
Agroparistech, Engref, Laboratoire d'Économie Forestière, F-54000 Nancy
garcia@nancy-engref.inra.fr, stenger@nancy-engref.inra.fr

Pour en savoir plus

Anton, A. ; Garcia, S. ; Stenger, A. (2008). Incentive contracts for Natura 2000 implementation in forest areas, Cahiers du LEF, n° 2006-06.

Bruciamacchie, M. ; Garcia, S. ; Stenger, A. (2007). How timber harvesting and biodiversity are managed in uneven-aged forests ? A cluster-sample econometric approach, Cahiers du LEF, n° 2006-04.

Garcia, S. ; Harou, P. ; Montagné, C. ; Stenger, A. (2007). Valuing forest biodiversity from a national survey in France : A dichotomous choice contingent valuation, Cahiers du LEF, n° 2007-08.

Garcia, S. ; Harou, P. ; Montagné, C. ; Stenger, A. (2008). Models for sample selection bias in contingent valuation : Application to forest biodiversity. *Journal of Forest Economics*, à paraître.

Peyron, J.-L. ; Harou, P. ; Niedzwiedz, A. ; Stenger, A. (2002). A National Survey on Demand for Recreation in French Forests, Report for EUROSTAT, Nancy.

Laye, J ; Laye, M ; Stenger, A. (2008). Irreversibility and Uncertainty in Multifunctional Forest Allocation, Working Paper, 15 p.

Stenger A. (Ed.) (2004). *Les incitations économiques ayant des effets pervers sur la biodiversité en France*. Etude pour le MEEDD -Direction des Etudes Economiques et de l'Evaluation Environnementale, Nancy.