

Protéger la biodiversité en développant les bio-emplois: une analyse multi-branches et une application sur données françaises

Version provisoire du 8 septembre 2014

Jean DE BEIR *

Céline EMOND **

Yannick L'HORTY **

Laetitia TUFFERY *

Il existe dans chaque économie des emplois favorables à la biodiversité, que nous nommons bio-emplois. Ces emplois sont localisés dans un petit nombre de branches qui ont un lien avec les ressources naturelles ou une emprise sur les milieux: activités du cœur vert : carriers, B.T.P., entreprises de gestion de l'eau et des déchets, etc. Nous nous intéressons aux politiques économiques de préservation de la biodiversité qui jouent sur le développement de ces emplois. Nous considérons un modèle où la puissance publique dispose de deux types d'instruments: elle peut soutenir la demande adressée aux branches riches en bio-emplois, au travers de commandes publiques, ou bien elle peut chercher à favoriser le développement de nouvelles combinaisons productives plus intenses en bio-emplois, à production donnée, par des subventions ciblées sur ces emplois. Nous recherchons la combinaison la plus efficace de ces deux instruments, par la demande et par l'offre, et nous montrons que la puissance publique doit conduire une action très différenciée selon les branches qui doit obéir à des règles précises. Enfin, nous appliquons les recommandations du modèle sur données françaises.

Mots-clés : Emploi, biodiversité, politiques publiques

Codes JEL : J21, Q57

* Université Evry-Val-d'Essonne, EPEE et TEPP-CNRS. E-mail : jean.debeir@univ-evry.fr, laetitia.tuffery@univ-evry.fr

** Université Paris-Est Marne-la-Vallée, ERUDITE et TEPP-CNRS. celine.emond@univ-mlv.fr, yannick.lhorty@univ-mlv.fr

Introduction

Le maintien de la biodiversité est un enjeu majeur pour les sociétés humaines en raison des biens et services que celle-ci procure : 40% de l'économie mondiale repose directement sur l'utilisation des écosystèmes naturels et semi-naturels et sur ceux des espèces vivantes¹. Néanmoins, les pressions sur la biodiversité se sont considérablement renforcées au cours du dernier demi-siècle, accentuant son érosion. Le sommet de la terre à Rio en 1992 a permis l'adoption de la Convention sur la diversité biologique (CDB) dans le but de limiter cette érosion. Ce traité comporte trois objectifs : la conservation de la diversité biologique, l'utilisation durable de ses éléments et le partage juste et équitable des avantages découlant de l'exploitation des ressources génétiques. De ces objectifs ressort un ensemble de thèmes, parmi lesquels l'intégration de la préservation de la biodiversité dans un grand nombre de politiques publiques mises en œuvre au sein des pays signataires, dont la France. Cet objectif a été une nouvelle fois repris dans le cadre de la conférence des Nations-Unies sur le développement durable en 2012 (Rio+20). L'accent a été mis sur la nécessité de renforcer la prise en compte de la biodiversité et des services rendus par les écosystèmes dans toutes les politiques publiques.

Les apports économiques de la biodiversité ont largement été démontrés (Heal, 2004) et les évaluations socio-économiques insistent sur l'idée que sa conservation est indispensable pour le maintien de l'activité et du bien-être humains (Costanza et Amanda, 2006 ; Tzoulas *et al.*, 2007). A titre d'exemple, la purification de l'eau ou celle de l'air représentent des bénéfices révélés pour l'activité économique (Bockstael *et al.*, 1987 ; MacKerron et Mourato, 2009 ; Smith et Huang, 1996), aussi bien que la présence de forêt tant pour la récolte de bois ou le développement d'activités récréatives et sportives (Nalle *et al.*, 2004 ; Bestard *et al.*, 2009 ; Tyrvainen, 2000). Au travers des services écosystémiques, la biodiversité est une source majeure d'aménités. Pourtant, l'ensemble des études sur l'évolution des écosystèmes indiquent un recul continu de la biodiversité, essentiellement lié au développement économique et humain des XXème et XXIème siècles (Erlach, 1994; Chu et Yu, 2002 ; Tilman, 2012). Les activités productives sont en grande partie à l'origine des cinq grandes causes de l'érosion de la biodiversité : la dégradation et la fragmentation des milieux, les pollutions, la surexploitation des ressources naturelles, les espèces exotiques envahissantes et le changement climatique. L'intensification de la production agricole basée sur des méthodes traditionnelles est un exemple de ces activités à impact négatif (Tillman *et al.*, 2002).

Les politiques de préservation de la biodiversité sont confrontés à une difficulté majeure liée à son caractère de *bien commun*, c'est-à-dire sans exclusion par les prix mais dont l'usage est rival (Hardin, 1968), Ce caractère favorise les comportements de tire au flanc, chaque agent ayant tendance à surexploiter la ressource laissant à d'autres le soin de sa protection. Cette situation est à l'origine d'une défaillance du marché, conduisant non seulement à une allocation non optimale des ressources mais également à la dégradation de la biodiversité.

Dans ce contexte, nous nous intéressons aux politiques économiques de préservation de la biodiversité, qui mobilisent des instruments purement incitatifs, en laissant de côté les instruments coercitifs qui visent à interdire ou réglementer certaines activités ou l'accès à certaines ressources (par exemple les réglementations européennes de type quota ou interdiction de pêche de certaines espèces halieutiques protégées). Nous considérons qu'il existe des emplois favorables à la biodiversité, nommés bio-emplois. Ces emplois sont localisés dans les secteurs qui ont un lien avec les ressources naturelles ou une emprise sur les milieux naturels : activités du cœur vert, carrier, B.T.P., entreprises de gestion de l'eau et des déchets, etc. Ce sont *les emplois dont l'activité ou une part de l'activité contribue à la connaissance, la gestion, la protection, la valorisation et la restauration de la biodiversité de façon intentionnelle ou non, et ceux contribuant à la prise en compte des enjeux*

¹ Source : Le bilan de Rio+20, <http://vigienature.mnhn.fr/blog/ne-pas-manquer/le-bilan-de-rio-20-premiere-analyse-du-museum-national-dhistoire-naturelle>

de biodiversité dans les autres activités économiques. Ils comprennent aussi les activités de communication et de financement de projets favorables à la biodiversité². Une politique publique en faveur de la biodiversité revient dès lors à soutenir spécifiquement ces emplois. Comme ces emplois sont localisés de facto dans un petit nombre de secteurs d'activité, il nous paraît pertinent de raisonner dans un cadre multi-branches, ou l'action publique peut être différente d'un secteur d'activité à l'autre. Il s'agit d'analyser les moyens dont disposent les autorités publiques pour mieux réguler telle ou telle activité, de manière à encourager le développement des bio-emplois.

Fondamentalement, il existe deux façons d'orienter l'activité économique dans un sens moins défavorable à la biodiversité. On peut soit imaginer changer les pratiques productives afin de les rendre moins nocives. A niveau de production donné, cela peut être réalisé en favorisant des combinaisons productives intenses en bio-emplois par des subventions ciblées. L'alternative est, à combinaison productive donnée, de développer les activités favorables à la biodiversité, notamment par des commandes publiques qui augmentent l'activité dans certaines branches.

Dans cette perspective, nous construisons un modèle dans lequel la puissance publique dispose de ces deux types d'outils économiques afin de soutenir les bio-emplois³: la commande publique ciblée sur les secteurs d'activités favorables à la biodiversité, et un instrument-prix visant à modifier l'impact des activités productives sur la biodiversité. Le problème de la puissance publique est de déterminer la bonne combinaison de ces deux instruments pour chacune des branches de l'économie, compte tenu de leurs spécificités productives et de leurs effets différenciés sur la biodiversité.

Après avoir présenté les principaux instruments économiques favorisant la protection de la biodiversité, nous analysons le comportement du producteur représentatif et la politique publique en faveur des bio-emplois dans une seconde partie. Nous proposons une application sur données françaises dans la dernière section.

I. Les instruments économiques en faveur de la protection de la biodiversité

Dans une perspective historique, la réglementation a été le premier type d'instrument utilisé par les Etats dans le but de préserver la biodiversité. Il s'agit de protéger les espèces et les milieux en régulant leurs accès et usages. Les législations sur les parcs naturels régionaux et la protection des espèces menacés sont des exemples de ce type d'approche (Miller, 1983 ; O'Neill, 1996). Cependant, dans beaucoup de pays la plupart des entités figurant sur la liste des espèces en danger et certaines zones sensibles sont localisées dans des espaces privés (Aulong *et al.*, 2005) ; c'est par exemple le cas de la majorité des espèces menacées aux Etats-Unis (Parkhurst *et al.*, 2002)⁴. La coercition trouve alors ses limites et le régulateur recherche désormais l'adhésion volontaire du propriétaire à travers des outils incitatifs (Sinclair-Desgagné, 2005). Ainsi, dans certaines conditions, les instruments économiques peuvent éviter les inconvénients des instruments réglementaires (Bureau, 2005). Actuellement, dans les pays d'Europe Centrale et d'Europe de l'Est, les programmes de protection de la

² Cette définition est empruntée au Rapport du comité de filière biodiversité et services écosystémiques, Bénard et Frascaria-Lacoste (2012).

³ Les bio-emplois ne représentent qu'un emploi sur mille en Ile-de-France en 2010, soit 5 090 bio-emplois en effectifs occupés (EO) et 6 400 en équivalent temps plein (ETP). Ils se répartissent, à plus de 70%, entre les activités associatives, les activités de recherche et développement et l'administration publique. A cela s'ajoutent 2 355 emplois indirects en EO et 2 900 ETP, soit un total de presque 7 450 bio-emplois et emplois indirects en EO et 9 300 pour une comptabilisation en ETP. Pour deux bio-emplois en Ile-de-France, en moyenne, on comptabilise un emploi indirect à l'échelle nationale (De Beir *et al.*, 2014) on parle des emplois directs/indirects ?

⁴ *By one estimate, more than half of the species listed under the Endangered Species Act (ESA) have at least 80% of their habitat on private property (US Fish and Wildlife service, 1997, News Release, 6 June).*

biodiversité qui souhaitent mobiliser les instruments de marché sont confrontés aux questions des droits de propriété, de passage, de transparence des règles et du contrôle de leur application (Chobotová, 2013). De nouveaux instruments économiques se sont développés face aux pressions croissantes exercées par les activités humaines : ils visent davantage à modifier le comportement microéconomique des consommateurs et des producteurs et à créer un compromis entre le respect des milieux et le développement économique.

Quatre types d'instruments économiques de protection de la biodiversité

Les instruments économiques existants peuvent être classés en quatre catégories : taxes et subventions ; approches contractuelles (parmi lesquels les «paiements pour services écosystémiques») ; mécanismes de compensation ; permis négociables ; chaque outils présentant un certain nombre d'effets positifs et de limites dans un objectif de préservation de la biodiversité.

La fiscalité est relativement peu utilisée dans le domaine spécifique de la protection de la biodiversité, au plan international comme au plan local. Les fiscalités nationales ou locales négligent souvent leurs impacts défavorables sur la biodiversité. Il est rare dans les textes/réglementations/législations nationaux d'identifier des taxes spécifiquement liées à la protection de la biodiversité. Il existe cependant une fiscalité protégeant la santé et l'environnement. Il y a en effet des taxes sur des polluants ayant des effets sur la biodiversité ou l'usage de certaines ressources (forêts, eau...), ciblant les émissions de gaz, les flux de déchets en direction des centres de traitement ou la demande biochimique en oxygène dans l'eau. Elle prend la forme d'une redevance sur l'usage d'une ressource (l'eau), d'une taxe sur des intrants (engrais) ou produits nocifs à la biodiversité (pesticides), ou à l'opposé de subventions (mesures agro-environnementales).

En France, dans le cadre de la Taxe générale sur les activités polluantes (TGAP), la redevance payée par les usagers de l'eau prévue par la première loi sur l'eau en 1964, a pour but de financer en partie le coût fixe de l'assainissement des eaux usées et la protection des milieux aquatiques et des zones humides, le service de l'eau relevant toujours des regroupements de communes. L'Angleterre et le Pays de Galles ont vu émerger, entre 1952 et 1974, un mouvement de régionalisation de la gestion de l'eau à travers la formation de dix *Regional Water Authorities* prenant en charge l'intégralité du service, dont celui des redevances depuis 1993. Bien d'autres pays membres de l'OCDE ont mis en place des systèmes de redevance, au niveau de bassins, provinces (Québec) ou villes (Sao Paolo). Il est reproché aux systèmes de redevances leur faible part dans le coût total du service de l'eau, ainsi que leur mode de calcul qui ne vise qu'à couvrir un coût d'investissement lié à l'épuration et non celui du coût externe lié à l'usage de l'eau.

Le niveau optimal de la taxe est délicat à fixer car la source des dommages est difficilement observable ou mesurable, ce qui rend compliquée la définition de son assiette. Salles (2013) propose des assiettes reposant sur les activités et les usages liés aux domaines et ressources maritimes, l'artificialisation des espaces, la différenciation de la fiscalité du non-bâti selon son usage, l'intégration de la biodiversité dans la réglementation de l'urbanisme.

La fixation de la taxe soulève en outre la question de la révélation du coût marginal de dépollution ou du respect de la biodiversité par le pollueur (Weitzman, 1974). Le résultat de son application peut alors s'avérer incertain en termes de protection de la biodiversité.

La subvention en faveur de la biodiversité correspond à un paiement pour la fourniture d'un service environnemental. Elles visent, par exemple, l'entretien des haies, des prairies ou des zones non exploitées. Dans l'Union européenne, aux Etats-Unis (Claassen *et al.*, 2008) ou dans d'autres pays, le financement peut s'effectuer soit à un niveau fédéral, avec la PAC par exemple, soit au niveau des collectivités territoriales.

Si ce type de subvention peut réduire la pollution par agent consommateur ou producteur, elle peut néanmoins accroître la pollution globale, et dégrader la biodiversité. Nous reprenons l'idée selon laquelle « les subventions aux activités ou techniques alternatives moins dommageables pour la biodiversité (...) peuvent induire une telle augmentation des usages subventionnés que l'effet environnemental risquerait d'être plus important que celui qu'elles étaient censées réduire initialement » (Salles et Troyer, 2012, p. 282). Par ailleurs, des subventions, relevant par exemple de mesures agro-environnementales dans le cadre de la Politique Agricole Commune, peuvent provoquer un effet d'aubaine. L'exploitant perçoit une aide pour une mesure de reboisement ou de restauration du bocage qu'il aurait de toute façon menée dans son propre intérêt. Un système fiscal protecteur de la biodiversité ne pourra voir le jour qu'après une mise à plat du système des taxes et subventions qui entraîne sa dégradation (Sainteny, 2012).

Les paiements pour services écosystémiques (PSE) sont des transactions contractuelles entre au moins un acheteur et un vendeur d'un service environnemental débouchant sur un paiement. Une définition précise des PSE est proposée par Wunder (2005, p 3) : " A PES transaction is a *voluntary* transaction where a *well-defined* ES (or a land-use likely to secure that service) is being bought by a (minimum one) ES *buyer* from a (minimum one) ES *provider* if and only if the ES provider secures ES (*conditionality*)" Cela les distingue implicitement des subventions qui relèvent d'un paiement pour fourniture d'un service comme le soulignent Broughton et Pirard (2011). Les subventions obéissent à une régulation qui modifie les prix relatifs, alors que les PSE renvoient à un degré de contractualisation plus précis entre des parties bien définies. Les PSE relèvent ainsi d'accords de type *coasian*.

Des PSE⁵ se sont développés en poursuivant des objectifs variés : protection de la biodiversité, séquestration du carbone, qualité des eaux... La marque d'eau minérale Vittel (Nestlé Waters) a ainsi signé des contrats avec les agriculteurs pouvant être à l'origine de la pollution de la source Vittel dans les années 1990. L'Etat fédéral mexicain a établi une série de cibles environnementales en s'appuyant sur des PSE à partir de 2003, dans la lignée du Costa-Rica depuis le milieu des années 1990 (Wunscher *et al.*, 2006 ; Fonseca *et al.*, 2012).

Mais les coûts et avantages liés à la biodiversité ne sont pas toujours proportionnés aux paiements consentis (Ferraro, 2008). Cette situation creuse un écart entre les paiements consentis et le solde des avantages et des coûts liés à la biodiversité et peut conduire à une allocation non-optimale des ressources. Le contrôle de la mise en œuvre effective des mesures favorables à la biodiversité peut être onéreux au regard du nombre important de propriétés forestières ou d'exploitations agricoles concernées. Il est aussi possible qu'elles eussent été de toutes les façons prévues et réalisées spontanément par les propriétaires. Nous sommes ici à nouveau en présence d'un éventuel effet d'aubaine. Ces trois derniers points constituent des limites des approches contractuelles.

Les mécanismes de compensation (*Biodiversity Offsets*) prévoient que toute perte de biodiversité liée à un projet industriel ou d'aménagement doit être contrebalancée de façon équivalente sur un autre site (Ten Kate *et alii*, 2004). C'est alors l'acteur public qui choisit des zones d'intérêt en termes de biodiversité qu'il faudra acquérir, protéger et conserver. Mais les écologistes soulignent les difficultés de la recherche de l'équivalence biologique, d'un milieu qui aurait subi la perte d'une ressource en biodiversité, avec un autre milieu qui serait l'objet de mesures de création ou de conservation d'éléments de biodiversité. Pour éviter la baisse de la spécificité du capital en biodiversité, un système de régulation de la compensation doit être assuré (Levrel et Scemama, 2013).

Enfin, des permis négociables sont appliqués à la pêche ou au maintien de surfaces forestières et de ressources riches en biodiversité. Chomitz (2004) analyse des « droits transférables de développement » dans le cadre

⁵ Les enchères inversées peuvent relever du mécanisme des PSE ; des agents candidats à la fourniture d'un service environnemental proposent un niveau de paiement en réponse à un appel d'offre public pour rémunérer des propriétaires terriens.

d'une politique de protection de la forêt brésilienne. Le niveau d'exploitation des ressources est fixé mais les coûts liés à la valeur des permis sont incertains, contrairement au cas de la taxe (Weitzman, 1974). Si le contrôle des quotas de pêche et d'exploitation forestière peut être réalisé, la question de son coût et surtout celle de l'équivalence biologique dans le cas forestier méritent d'être soulevées. Enfin, les ressources pouvant faire l'objet de ces droits négociables ne peuvent pas couvrir toutes les dimensions de la biodiversité. Il faut, en effet, que l'objectif environnemental soit clairement établi grâce à des indicateurs biophysiques.

Une modélisation alternative

Face aux limites évoquées pour chacun de ces instruments de protection de la biodiversité, nous proposons d'analyser des outils alternatifs de politiques publiques qui soient incitatifs et non contraignants afin de favoriser la biodiversité et l'emploi. Nous ne nous intéressons pas aux instruments-quantité de pollution de l'économie de l'environnement, que cette quantité soit fixée sous forme de norme d'émission ou de quantités négociables. Nous nous intéressons à deux types d'instruments économiques, ceux qui agissent sur la demande destinée aux branches comportant des bio-emplois, à travers des commandes publiques, et ceux qui agissent sur l'offre en modifiant la combinaison des facteurs de production dans les entreprises à travers un instrument prix.

Le premier instrument consiste en une dépense publique qui prend la forme d'un flux de demande conditionnée à l'existence de bio-emplois garantissant une « quantité » ou une « qualité » donnée de biodiversité. Dans un même registre, Parikka-Alhola (2008) propose une politique d'incitation à l'éco-conception passant par des appels d'offre publics. L'achat public peut fournir une incitation claire à l'éco-conception en réduisant le risque de marché (effet d'aubaine de la subvention) et en facilitant les économies d'échelle (par l'élévation de la production qui répond à une commande publique). Michelsen et De Boer (2009) expliquent que des règles d'acquisition dans les achats publics en faveur de biens et de services ayant les plus faibles impacts écologiques favorisent l'innovation en matière de protection des milieux.

Avec ces mêmes arguments, en termes de réduction de l'effet d'aubaine et d'accroissement de la demande, un appel d'offre ciblé sur des firmes dont l'activité est favorable à la biodiversité semble justifié. La commande publique est un instrument d'intervention publique très classique et elle représente entre 15 et 20% du PIB dans les Etats membres de l'OCDE. En France, sa part est de 10% du PIB et la proportion des marchés comportant des clauses environnementales est passée, entre 2009 et 2010, de 2,6 à 5,1%. Par ailleurs, des directives européennes⁶, en cours de révision depuis 2011, permettent l'intégration de critères environnementaux aux étapes clés de la procédure des marchés publics (MEDDE, 2012).

L'instrument-prix consiste en une subvention versée au facteur de production considéré comme étant le plus favorable à la biodiversité. Cette subvention prend la forme d'une exonération de cotisations sociales ciblée qui réduit le coût du travail des bio-emplois. Dans différents pays, des aides ciblées prennent la forme d'exonérations de cotisations sociales à la charge de l'employeur. Dans le cas de la France, Lehmann et L'Horty (2014) précisent que les exonérations ciblées regroupent trois grandes catégories de dispositifs : les exonérations sur des formes particulières d'emploi, les exonérations territoriales et des aides sectorielles.

Dans notre cas de figure, il ne s'agit pas d'une subvention qui induirait une diminution de la pollution individuelle et une augmentation de la pollution globale, telle qu'elle est présentée traditionnellement dans l'économie de l'environnement. Il s'agit d'une subvention permettant de développer des emplois dont la disparition entraînerait une dégradation de la biodiversité.

Cette utilisation simultanée des deux instruments n'a pas été traitée dans la littérature consacrée aux politiques publiques en faveur de la biodiversité. Elle permet de limiter les inconvénients des autres instruments tels que le

⁶ Directives 2004/17/CE et 2004/18/CE.

choix de l'assiette pour la taxe sur l'usage de la biodiversité, l'asymétrie d'information dans les approches contractuelles et les PSE, ainsi que les limites en termes d'équivalences biologiques dans les mécanismes de compensation.

II. Le modèle

Nous considérons une économie concurrentielle composée de m branches i ($i = 1, 2, \dots, m$) de même taille. Chaque branche i est composée de n_i firmes identiques. Les emplois dans ces branches sont plus ou moins favorables à la biodiversité. En d'autres termes, le contenu en bio-emploi est différent selon les branches. Parmi les branches favorables à la biodiversité, nous pensons par exemple à la production sylvicole, aux activités extractives, à l'agriculture, la gestion des déchets et de l'eau, certaines activités administratives et associatives...

L'enjeu auquel fait face la puissance publique porte sur l'organisation du meilleur *mix* de ces deux types d'actions, commande publique et exonération ciblée, compte tenu de la diversité des branches au regard de la protection de la biodiversité. La question est de savoir comment l'autorité publique répartit son effort selon les branches et quel choix elle réalise entre les deux instruments.

D'un point de vue analytique, nous décomposons ce problème général en deux sous-problèmes. Premièrement, pour un niveau donné de dépense publique dans une branche, nous examinons comment la puissance publique répartit au mieux son aide entre l'exonération ciblée x_i et la commande publique y_i . Dans un second temps, nous analysons comment l'aide publique se répartit entre les branches de l'économie.

La biodiversité initiale et l'objectif de la puissance publique

Avant les révolutions industrielles, nous estimons que la biodiversité était dans un état initial B^* que nous pouvons qualifier de biodiversité initiale. B désigne le niveau actuel de la biodiversité dans l'économie. La dégradation de la biodiversité met en péril la qualité de l'environnement, du bien-être, de la santé des populations humaines et réduit la disponibilité des ressources. L'objectif de la puissance publique est d'éviter cette dégradation, voire d'améliorer la biodiversité avec pour limite son niveau initial B^* . Il s'agit donc de minimiser l'écart entre B^* et B .

L'ensemble des emplois N de l'économie est composé des bio-emplois N^+ et des emplois qui ne le sont pas⁷ N^- . Nous posons que l'état de la biodiversité B dépend positivement des emplois qui lui sont favorables N^+ . La relation est présentée dans la figure 1 et nous supposons que

$$B = f(N_1^+, \dots, N_i^+, \dots, N_m^+)$$

Avec $f'(\cdot) > 0$ et $f''(\cdot) < 0 \forall i$

Le total des bio-emplois de l'économie est lui-même égal à la somme des bio-emplois N_i^+ de chacune des branches i , sachant que leur part dans l'emploi total varie d'une branche à l'autre.

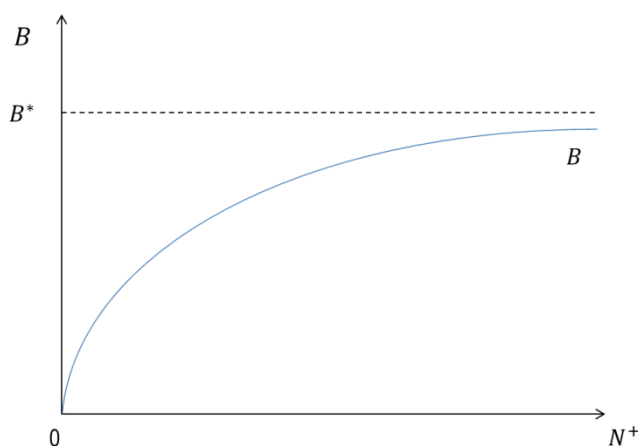
$$N^+ = \sum_i N_i^+$$

⁷ Les emplois qui ne sont pas considérés comme étant favorables à la biodiversité peuvent avoir un effet neutre ou négatif sur celle-ci.

Par souci de réalisme, supposons que l'élasticité de la biodiversité au nombre de bio-emplois n'est pas nécessairement identique dans toutes les branches. Nous notons β_i cette élasticité que nous indiquons par i . La fonction de production de la biodiversité est spécifiée à l'aide d'une fonction de type Cobb-Douglas :

$$B = \prod_i N_i^{+\beta_i}, \beta_i \in [0;1] \quad (1)$$

Figure 1. Biodiversité et bio-emplois



Pour l'écriture des deux instruments dont dispose la puissance publique, nous notons y_i la commande publique adressée à des branches contenant des bio-emplois et nous notons x_i le taux d'exonération appliqué au coût du travail unitaire w_i^+ des bio-emplois. Ce dernier vise un changement de pratiques afin de transformer des emplois non favorables à la biodiversité N_i^- en bio-emplois N_i^+ . Nous avons $x_i \in]0,1[$.

Au niveau d'une branche i , la dépense publique G_i s'écrit :

$$G_i = x_i w_i^+ N_i^+ + y_i \quad (2)$$

Le comportement de la firme représentative de la branche i

Nous nous plaçons dans un cadre où la production ne dépend que de deux facteurs : les emplois classiques et les bio-emplois. Nous supposons que les deux types d'emplois sont de parfaits substituts et nous retenons une technologie de type Cobb-Douglas. Par souci de parcimonie, nous ne considérons pas la formation du capital, l'existence de progrès technique ni la formation des salaires. La quantité produite est déterminée par la fonction de production suivante :

$$Q_i(N_i^+, N_i^-) = (N_i^+)^{\alpha_i} (N_i^-)^{1-\alpha_i} \quad (3)$$

Le coût total supporté par la firme est quant à lui donné par l'expression :

$$C_i = w_i^- N_i^- + w_i^+ (1 - x_i) N_i^+ \quad (4)$$

Le programme de la firme consiste à minimiser ce coût pour un niveau de production donné :

$$\begin{aligned} & \text{Min } w_i^- N_i^- + w_i^+ (1 - x_i) N_i^+ \\ & \text{sc } Q_i(N_i^+, N_i^-) = (N_i^+)^{\alpha_i} (N_i^-)^{1-\alpha_i} = \bar{Q}_i \end{aligned}$$

Nous obtenons les demandes optimales de facteurs de production pour la firme (ou la branche i) représentative

$$N_i^{+*} = \bar{Q}_i \left[\frac{\alpha_i}{1 - \alpha_i} \frac{w_i^-}{(1 - x_i)w_i^+} \right]^{1 - \alpha_i} \quad (5)$$

La demande de biens adressée à la branche \bar{Q}_i est composée de commande publique y_i et de demande privée exogène y_{i0} , et nous écrivons $\bar{Q}_i = y_i + y_{i0}$

En posant $A_i = \left[\frac{(w_i^- \alpha_i)}{(w_i^+ (1 - \alpha_i))} \right]^{1 - \alpha_i}$ la demande optimale (5) de bio-emplois s'écrit

$N_i^+ = (1 - x_i)^{\alpha_i - 1} (y_i + y_{i0}) A_i$. Le nombre de bio-emplois dépend positivement du taux d'exonération, de l'efficacité des bio-emplois, résumée par le paramètre α_i et de la demande globale adressée à la branche.

Le programme de la puissance publique pour une branche donnée

Un niveau donné de biodiversité \bar{B} correspond à un nombre donné de bio-emplois \bar{N}^+ . Ce niveau d'emploi peut être décliné pour chaque branche i et nous nous intéressons à l'arbitrage entre les deux instruments y_i et x_i .

L'objectif public est d'obtenir un niveau désiré de bio-emplois pour un coût budgétaire minimal :

$$\begin{cases} \text{Max } \bar{N}_i^+ = (1 - x_i)^{\alpha_i - 1} (y_i + y_{i0}) A_i \\ \text{sc } G_i = x_i w_i^+ N_i^+ + y_i \end{cases} \quad (6)$$

Le programme de la puissance publique peut s'écrire de la manière suivante :

$$y_i = G_i - w_i x_i N_i^+$$

$$y_i = \frac{N_i^+}{A_i} (1 - x_i)^{1 - \alpha_i} - y_{i0}$$

La courbe d'iso bio-emplois est concave et nous envisageons deux solutions en coin. La puissance publique utilise soit l'exonération, soit la commande publique mais ne peut pas réaliser les deux actions simultanément. Nous excluons ainsi la possibilité d'une politique combinant les deux instruments au sein d'une même branche.

Considérons les deux solutions en coin $(x_i^*; 0)$, où l'ensemble de l'enveloppe budgétaire sera dépensé en

1^{ère} solution $(x_i^*; 0)$:

A partir de l'équation (5) et de la contrainte budgétaire exprimée dans le programme public (6), nous obtenons

$$x_i = \frac{G_i}{w_i^+ N_i^+} \text{ et } x_i = 1 - \left[y_{i0} \frac{A_i}{N_i^+} \right]^{\frac{1}{1 - \alpha_i}}$$

$$\text{Ainsi par résolution du système, } \frac{G_i}{w_i^+ N_i^+} = 1 - \left[y_{i0} \frac{A_i}{N_i^+} \right]^{\frac{1}{1 - \alpha_i}} \text{ soit } G_i = w_i^+ N_i^+ - w_i^+ N_i^+ \left[y_{i0} \frac{A_i}{N_i^+} \right]^{\frac{1}{1 - \alpha_i}}$$

2ème solution (0; y_i^*):

A partir de l'équation (5) et de la contrainte budgétaire exprimée dans le programme (6), nous obtenons les

valeurs $y_i = G_i$ et $y_i = \frac{N_i^+}{A_i} - y_{i0} \cdot \frac{G_i}{N_i^+} = w_i^+ \left[1 - \left(y_{i0} \frac{A_i}{N_i^+} \right)^{\frac{1}{1-\alpha_i}} \right]$ Par résolution du système, nous avons

$$G_i = \frac{N_i^+}{A_i} - y_{i0}$$

Suite aux solutions en coin exposées ci-dessus, nous obtenons l'efficacité de la dépense publique en termes de création de bio-emplois à travers les rapports suivants :

$$\frac{G_i}{N_i^+} = w_i \left[1 - \left(y_{i0} \frac{A_i}{N_i^+} \right)^{\frac{1}{1-\alpha_i}} \right] \quad (7)$$

$$\frac{G_i}{N_i^+} = \frac{1}{A_i} - \frac{y_{i0}}{N_i^+} \quad (8)$$

Les outils optimaux sont déterminés par les variables suivantes

$$x_i^* = g \left(\begin{matrix} A_i, y_{i0}, N_i^+, w_i^+ \\ - \quad - \quad + \quad + \end{matrix} \right) \text{ et } y_i^* = f \left(\begin{matrix} A_i, y_{i0} \\ - \quad - \end{matrix} \right)$$

Nous observons que les deux premières variables de ces fonctions jouent d'une manière similaire sur ces deux outils optimaux. Le taux d'exonération du coût du travail x_i^* dépend positivement du nombre de bio-emplois et de leur niveau de salaire et inversement pour le montant de la commande publique y_i^* , à niveau de budget déterminé au sein de la branche.

Le programme de la puissance publique pour l'ensemble des branches

Nous nous demandons désormais comment l'autorité publique va-t-elle allouer son enveloppe budgétaire entre les différentes branches i et j de l'économie. Son critère d'attribution doit assurer l'égalisation de l'efficacité marginale de chaque euro de dépense publique en termes d'effet sur la biodiversité. Cette valeur, que nous notons k , doit être constante et positive pour toutes les branches.

La règle d'affectation des ressources publiques s'écrit :

$$\frac{\partial B}{\partial G_i} = \frac{\partial B}{\partial G_j} = k, \text{ avec } k > 0 \text{ et } \forall i, j$$

D'après notre définition de la biodiversité, donnée par l'expression (1), cette règle met en jeu la création de bio-emplois :

$$\frac{\partial B}{\partial G_i} = \frac{\partial N_i^+}{\partial G_i} \frac{\partial B}{\partial N_i^+} \quad (9)$$

Le second terme de cette expression se déduit directement de l'élasticité de la biodiversité au nombre de bio-emplois de la branche i :

$$\text{Soit avec } B = \prod N_i^{\beta_i}, \text{ alors } \frac{\partial B}{\partial N_i^+} = \beta_i \frac{B}{N_i^+} \quad (10)$$

Dans le premier terme, soit la branche est de type $(x_i^*; 0)$ soit de type $(0; y_i^*)$. L'égalité à k est vérifiée pour toutes les branches, quel que soit leur type.

Nous étudions les trois seuls cas de figures possibles.

1. Les deux branches i et j sont de type $(0; y_i^*)$

$$\frac{A_i B \beta_i}{N_i} = \frac{A_j B \beta_j}{N_j} \quad \forall i, j$$

Si $\beta_i = \beta_j$, donc $\frac{A_i}{N_i} = \frac{A_j}{N_j}$ et comme $N_i = (G_i + y_{i0})A_i$, nous obtenons $G_i + y_{i0} = G_j + y_{j0}$ et donc

$$G_i - G_j = y_{j0} - y_{i0} \quad (11)$$

Nous remarquons que la dotation publique est inversement proportionnelle à la variation de la demande privée.

2. Les deux branches i et j sont de type $(x_i^*; 0)$

$$y_i = G_i - w_i^+ x_i N_i^+ A_i$$

Nous écrivons, $\frac{w_i^+ N_i^+ y_{i0} A_i (1 - \alpha_i) B \beta_i}{(1 - x_i)^{(2 - \alpha_i)} N_i^+} = \frac{w_j^+ N_j^+ y_{j0} A_j (1 - \alpha_j) B \beta_j}{(1 - x_j)^{(2 - \alpha_j)} N_j^+}$

Si $\beta_i = \beta_j$ et $x = \frac{G}{wN} \forall i, j$, nous obtenons la relation $\frac{1 - (\frac{G_i}{w_i^+ N_i^+})^{2 - \alpha_i}}{1 - (\frac{G_j}{w_j^+ N_j^+})^{2 - \alpha_j}} = \frac{w_i^+ y_{i0} A_i (1 - \alpha_i)}{w_j^+ y_{j0} A_j (1 - \alpha_j)}$ (12)

Le différentiel de dotation publique inter-branches est à l'avantage de celles à bas salaires et à faible bio-emplois avant intervention de l'Etat, niveau mesuré par les expressions $y_{i0} A_i$ et $y_{j0} A_j$, respectivement.

3. Les deux branches i et j sont de type $(0; y_i^*)$ et $(x_i^*; 0)$

La branche i obéit à une solution en $(0, y_i^*)$ et la branche j à une solution en $(x_j^*, 0)$. On a

$$\frac{\partial B_i}{\partial G_i} = \frac{A_i B \beta_i}{N_i^+}$$

$$\frac{\partial B_j}{\partial G_j} = \frac{w_j^+ y_{j0} A_j (1 - \alpha_j)}{(1 - x_j)^{2 - \alpha_j}} B \beta_j$$

Nous écrivons la condition $\frac{\partial B_i}{\partial G_i} = \frac{\partial B_j}{\partial G_j}$ et obtenons

$$\frac{A_i \beta_i}{N_i^+} = \frac{w_j^+ y_{j0} A_j (1 - \alpha_j)}{(1 - x_j)^{2 - \alpha_j}} \beta_j \text{ et si } \beta_i = \beta_j \text{ nous écrivons alors } \frac{1}{G_i + y_{i0}} = \frac{w_j^+ y_{j0} A_j (1 - \alpha_j)}{(1 - x_j)^{2 - \alpha_j}} \quad (13)$$

Si l'on note N_{i0}^+ le nombre de bio-emplois qui existent dans la branche i qui existe avant toute intervention publique, à savoir l'expression $y_{i0} A_i$, le budget de la branche i dépend alors de trois variables

$$G_i = h \left(\begin{array}{c} y_{i0}, w_i^+, N_{i0}^+ \\ _ \\ _ \end{array} \right)$$

Nous pouvons à ce stade expliciter les raisons pour lesquelles la puissance publique pratique une politique sélective en concentrant son effort budgétaire sur certaines branches.

En effet, les écarts de dotations publiques entre les différentes branches avantagent celles faisant l'objet d'une faible demande privée y_{i0} , de bas salaires w_i^+ (de par un effet d'assiette) et celles connaissant un faible niveau N_{i0}^+ de bio-emplois avant intervention de l'Etat.

Dans le cas le plus général où les bio-emplois ont le même effet sur la biodiversité dans toutes les branches, la puissance publique est fondée à exclure de son action toutes les branches où il n'existe aucun bio-emploi et où la dépense publique est sans effet sur les bio-emplois.

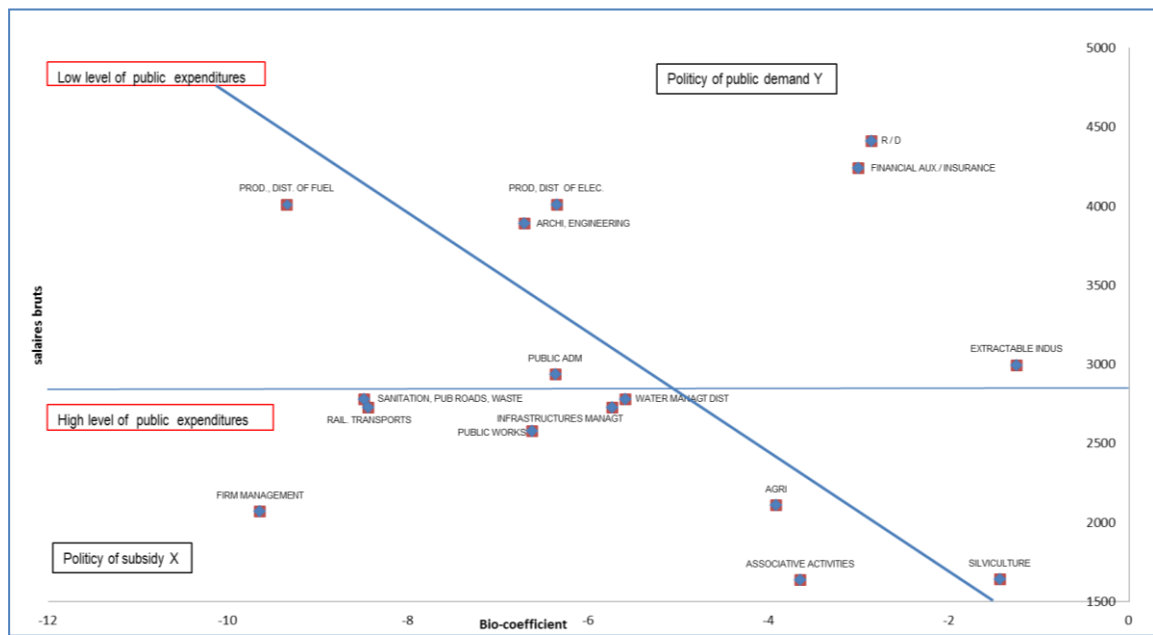
III. Illustration

Pour déterminer quelle doit être l'action publique dans chacune des branches, il est important selon notre modélisation, de connaître la valeur d'un petit nombre de paramètres : le nombre de bio-emplois dans la branche, la demande privée, le niveau des rémunérations des bio-emplois, leur efficacité productive. Nous proposons dans cette section d'appliquer les préconisations de notre modélisation sur des données sectorielles françaises.

Une première difficulté est de déterminer le nombre de bio-emplois dans les branches. Nous nous appuyons sur une étude réalisée par De Beir *et al.* (2015) recensant le nombre de bio-emplois au sein des 114 secteurs d'activités dans la région Ile-de-France. Nous faisons référence à la Nomenclature Economique de Synthèse en 114 postes établies par la Comptabilité nationale en France. A partir d'un travail monographique auprès de professionnels de branches, nous avons établi un bio-coefficient, représentatif de la part de temps consacrée positivement à la protection ou le maintien de la biodiversité. Les bio-emplois ont été identifiés au sein des 16 branches suivantes : Produits sylvicoles ; Autres industries extractives ; Recherche et Développement non marchands ; Activités associatives ; Agriculture ; Administration Publique ; Manutention, Entreposage et Gestion d'infrastructures ; Architecture, Ingénierie et Contrôle ; Captage, Traitement et Distribution d'eau ; Production et Distribution d'électricité ; Transports ferroviaires ; Assainissement, Voierie et Gestion des déchets ; Administration d'entreprises ; Production et Distribution de combustibles, Auxiliaires financiers et d'assurance.

L'application est réalisée en considérant que toutes les branches sont de taille identique et donnée. Nous utilisons le bio-coefficient comme indicateur de la part de bio-emplois (N_i^+). Le second critère d'importance est le niveau de salaire des bio-emplois au sein des différentes branches. Nous n'avons pas d'information fines sur les salaires des bio-emplois au sein de chaque branche, mais nous pouvons supposer que les différences de salaires inter-branches dominent nettement les différences intra-branches. Nous utilisons ainsi les salaires mensuels bruts de chacune des branches dont les bio-coefficients sont positifs.

Figure 2. Relation entre salaires et nombre de bio-emplois



La règle de décision établie grâce à la relation précédente affirme que le niveau d'intervention G_i de la puissance publique est inversement proportionnel au niveau de salaire des bio-emplois ainsi qu'à leur nombre. Nous pouvons d'ores et déjà commenter ce niveau d'intervention. Les activités productives placées en haut du cadran, à droite ou à gauche bénéficieront d'un niveau de dépenses publiques plus faibles que celles placées en bas.

Pour les secteurs des cadrans nord-est, le type de politique publique à mettre en place renvoie à des politiques de type demande publique. Nous y trouvons des secteurs dont les salaires sont élevés, de type R&D, architecture, services financiers, pour lesquels une politique d'exonération serait inattendue. Néanmoins, nous rappelons que ces secteurs bénéficieraient d'une action publique moins élevée. Selon cette logique, la sylviculture devrait également bénéficier d'une politique de demande publique mais à un niveau plus élevé. Dans la partie gauche du graphique figurent les secteurs d'activité pour lesquels la politique de la puissance publique doit plutôt consister en des exonérations de salaires. Les secteurs dont le niveau d'intervention est moins élevé regroupent les métiers de la production et gestion de combustibles.

La plupart des autres secteurs ayant des bio-emplois se trouvent dans une zone intermédiaire dans laquelle l'action publique atteint un niveau moyen. C'est le cas des secteurs de l'administration publique, des transports ferroviaires, de l'eau, des déchets et des travaux publics. La partie basse à gauche du graphique renvoie quant à elle à des niveaux de dépenses élevés. On y retrouve assez logiquement les activités associatives, dans lesquelles les activités d'insertion jouent un grand rôle ainsi que l'agriculture.

IV. Conclusion

Ce travail présente une réflexion en matière de politique publique favorable à la biodiversité, et articule deux instruments, qui pris simultanément, sont assez peu classiques dans la littérature économique consacrée à l'environnement. Le premier favorise la politique d'exonération du coût du travail et le second la commande publique. Nous avons établi une règle de répartition d'un budget global donné entre les différentes branches de l'économie et nous avons déterminé les valeurs optimales des deux instruments au sein de chaque branche.

Nous proposons une politique en faveur des bio-emplois doublement différenciée en fonction des branches. D'abord, la puissance publique pratique une politique sélective en concentrant son effort budgétaire sur certaines branches. Les écarts de dotations publiques entre les différentes branches avantagent celles faisant l'objet d'une faible demande privée y_{i0} , de bas salaires w_i^+ (de par un effet d'assiette) et celles connaissant un faible niveau N_{i0}^+ de bio-emplois avant intervention de l'Etat. Bien entendu, l'Etat exclut de son action toutes les branches où

il n'existe aucun bio-emploi et où la dépense publique est sans effet sur les bio-emplois ($\frac{\partial N_i^+}{\partial G_i} = 0$).

Ensuite, l'Etat exerce une politique différenciée en termes d'instruments x_i^* vs y_i^* au sein de chaque branche concernée par les bio-emplois. Pour chacune d'entre elles, un seul des deux instruments ne peut être utilisé à la fois. Le taux d'exonération du coût du travail x_i^* dépend positivement du nombre de bio-emplois et de leur niveau de salaire et inversement pour le montant de la commande publique y_i^* , à niveau de budget déterminé au sein de la branche.

Bien entendu, cette politique est complémentaire de celle qui s'appuie sur d'autres instruments de protection de la biodiversité, réglementaires et économiques, mais nous devrions alors la mettre en perspective avec eux de manière à en apprécier l'opportunité.

Bibliographie

- Aulong S., Erdlenbruch K., Figuières C., 2005, Un tour d'horizon des critères d'évaluation de la biodiversité, *Economie publique*, n°16.
- Bénard, S. et, Frascaria-Lacoste, N., 2011, « Rapport du comité de filière biodiversité et services écosystémiques. Comité national du plan de mobilisation des territoires et des filières sur le développement des métiers de la croissance verte », Conseil général de l'environnement et du développement durable, mars, 32 pages.
- Bestard A.B., Font A.F., 2010, Estimating the aggregate value of forest recreation in a regional context, *Journal of Forest Economics* 16, 205-216.
- Bockstael N.E., Hanemann W.M. et Kling C.L., 1987. Estimating the Value of Water Quality Improvements in a recreational Demand Framework. *Water Resources Research*, 23(5) pp. 951-960.
- Broughton E. et Pirard R., 2011, Instruments de marché pour la diversité : la réalité derrière les termes, n°03/11, ifri, IDDRI SciencesPO.
- Bureau D. 2005, « Economie des instruments de protection de l'environnement », *Revue française d'économie*, volume 19, n° 19-4, pp 83-110.
- CAS, Centre d'Analyse stratégique, 2009, Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes, rapport de la mission présidée par Bernard Chevassus-au-Louis, La Documentation française.
- Chomitz K., 2004, Transferable Development Rights and Forest Protection : An Exploratory Analysis, *International Regional Science Review*, vol. 27, n°3, pp 348-373.
- Chobotová V., 2013, The role of market-based instruments for biodiversity conservation in Central and Eastern Europe, *Ecological Economics*, 95, pp. 41-50.
- Chu C. Y. C. and Yu R. R., 2002, Population Dynamics and the Decline in Biodiversity: A Survey of the Literature, *Population and Development Review*, Vol. 28, Supplement: Population and Environment: Methods of Analysis (2002), pp. 126-143.
- Claassen, R., Cattaneo, A., Johansson, R., 2008, Cost-effective design of agri-environmental payment programs: US experience in theory and practice, *Ecological Economics*, vol. 65.
- Costanza R., Amanda W., 2006, The role of human, social, built, and natural capital in explaining life satisfaction at the country level : Toward a National Well-Being Index (NWI), *Ecological Economics* 58 (2006), pp 116-133.
- De Beir J., Emond C., L'Horty Y., Tuffery L., Les emplois favorables à la biodiversité en Ile-de-France, *Economie et Prévision*, à paraître.
- Erlach P.R., 1994, Energy use and the loss of biodiversity. *Philosophical Transactions of The Royal Society*, vol. 344 no. 1307, pp. 99-104.
- Ferraro P., 2008, Assymmetric Information and Contract Design for Payments for Environmental Services, *Ecological Economics*, vol. 65.
- Fonseca W., Navarro G., Alice F. et Rey-Benayas J.M., 2012, Impacto económico de los pagos por carbono y servicios ambientales en las inversiones forestales en la región Caribe de Costa Rica, *Ecosistemas* 21, (1-2), pp 21-35, Asociación española de ecología terrestre (AEET).
- Hardin G., 1968, Tragedy of the Commons, *Science*, vol. 162 (3859), pp 1243-1248.

- Heal G., 2004, Economics of Biodiversity: an introduction, *Resources and Energy Economics*, 26.
- Kindleberger C., 1986, International Public Goods without International Government, *American Economic Review*, vol. 76, 1.
- Lehmann E. et L'Horty Y. (2014), « Renforcer la progressivité des prélèvements sociaux », *Revue Française d'Economie*, n°1, vol XXIX.
- Levrel H., Scemama P., 2013, L'émergence du marché de la compensation des zones humides aux Etats-Unis: impacts sur les modes d'organisation et les caractéristiques des transactions, *Revue d'Economie politique*, Vol 123.
- MacKerron G., Mourato S., 2009, Life satisfaction and air quality in London, *Ecological Economics*, 68 (5). pp. 1441-1453.
- MEDDE (Ministère l'Ecologie, du Développement durable et de l'Energie), 2012, <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Une-commande-publique-durable.html>
- Miller, K. R., 1983. The earth's living terrestrial resources: Managing their conservation. In Kay, D. A., and Jacobson, H. K. (eds.), *Environmental Protection: The International Dimension*. Allanheld, Osmun, Totowa, NJ, pp. 240-266.
- Nalle Darek J., Montgomery Claire A., Arthur Jeffrey L., Polasky Stephen, Schumaker Nathan H.; 2004, Modeling joint production of wildlife and timber, *Journal of Environmental Economics and Management*, Volume 48, Issue 3, November 2004, Pages 997- 1017.
- OCDE, 2001. *Environmentally-related taxes in OECD countries, Issues and Strategies*, p. 133, Paris.
- O'Neill M. K., 1996. The International Politics of National Park, *Human Ecology*, Vol. 24, No. 4, pp. 521-539, 1996.
- Parikka-Alhola K., 2008. Promoting environmentally sound furniture by green public procurement, *Ecological Economics*, vol. 68.
- Parkhurst G., Shogren J., Bastian C., Kivi P., Donner J. et Smith R., 2002, Agglomeration Bonus: A Voluntary Mechanism to Reunite Fragmented Habitat for Biodiversity Conservation, *Ecological Economics*, 41 (2), pp 305-328.
- Sainteny G. 2012, Plaidoyer pour l'écofiscalité, Buchet Chastel (Ecologie).
- Salles J-M, 2013, Fiscalité sur les usages commerciaux et l'exploitation de la biodiversité, Travaux du Comité pour la fiscalité écologique, Tome 2.
- Salles J-M et Troyer S., 2012, Les instruments économiques dans les politiques de conservation : fiscalité, contrats, paiements pour services écosystémiques (*in* L'exigence de la réconciliation, Biodiversité et société), Fayard et Muséum national d'Histoire naturelle.
- Sinclair-Desgagné B., 2005, Analyse économique et préservation de la biodiversité, *Economie publique*, n°16.
- Smith V.K. et Huang J.C., 1996, Hedonic Models and Air Pollution: Twenty-five Years and Counting. *New-Horizons in Environmental Economics series*, Duke University and Resources for the Future, pp. 365-378.
- ten Kate K., Bishop J., Bayon R., 2004, *Biodiversity offsets: Views, Experience, and the Business Case*, IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge UK, Insight Investment London UK.

Tilman D., Cassman K.G., Matson P., Naylor R., and Polasky S., 2002, Agricultural sustainability and intensive production practices, *Nature* 418, pp. 671-677.

Tilman D., 2012, Biodiversity & Environmental Sustainability amid Human Domination of Global Ecosystems, *Daedalus* Vol. 141, No 9, pp.108-120.

Tyrvaïnen L., Miettinen A., 2000. Property prices and Urban Forest Amenities, *Journal of environmental economics and management*, vol 39.

Tzoulas K., Korpela K., Venn S., Yli-Pelkonen V., Kazmierzak A., Niemela J., James P., 2007, Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review, *Landscape & Urban Planning*, Vol. 81, pp. 167-178.

Weitzman M.L., 1974, Prices vs Quantities, *Review of the Economic Studies*, vol.41, n°4, pp. 477-491.

Wunder S., *Payments for environmental services: Some nuts and bolts*, 2005, Center for International Forestry Research (CIFOR), Occasional Paper n°42, Bogor, Indonesia.

Wunscher T., Engel S., et Wunder S., 2006, Payments for environmental services in Costa-Rica: increasing efficiency through spatial differentiation." *Quarterly Journal of International Agriculture*, v. 45, n°4.
