



HAL
open science

Les services écosystémiques des forêts et leur rémunération éventuelle

Bernard Chevassus-Au-Louis, Romain Pirard

► **To cite this version:**

Bernard Chevassus-Au-Louis, Romain Pirard. Les services écosystémiques des forêts et leur rémunération éventuelle. *Revue forestière française*, 2011, 63 (5), pp.579-599. 10.4267/2042/46106 . hal-03449673

HAL Id: hal-03449673

<https://hal.science/hal-03449673v1>

Submitted on 25 Nov 2021

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.

LES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DES FORÊTS ET LEUR RÉMUNÉRATION ÉVENTUELLE

BERNARD CHEVASSUS-AU-LOUIS – ROMAIN PIRARD

Popularisée par les travaux du *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005), la notion de services écosystémiques a conduit à de nombreux travaux dans le cas des forêts tropicales, mais aussi tempérées, visant à les caractériser et, surtout, à en fournir des évaluations monétaires. Si ces travaux s'accordent à souligner l'importance et la diversité de ces services, au-delà de la seule production réellement valorisée que constitue le bois, ils fournissent des estimations extrêmement diverses, allant de quelques dizaines à plusieurs milliers de dollars par hectare et par an.

Nous proposons dans cet article :

- de préciser cette notion de services écosystémiques pour, d'une part, discuter de son lien avec la biodiversité et, d'autre part, montrer que, selon le sens que l'on donne à ce terme (ou à d'autres qui s'y substituent : services environnementaux ou écologiques), les estimations économiques qui en résultent peuvent varier de manière considérable ;
- de présenter, dans le cas des forêts tempérées, les méthodes qui peuvent être utilisées pour évaluer ces services et les résultats obtenus, en nous appuyant en particulier sur la récente synthèse du Centre d'analyse stratégique (CAS, Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009) ;
- de discuter enfin, à partir de deux exemples de mise en œuvre en région tropicale (au Costa Rica et en Indonésie), de l'utilisation qui peut être faite de ces estimations économiques et, en particulier, de la mise en place d'une rémunération de la production de ces services.

CLARIFICATION DES CONCEPTS

Services écologiques, écosystémiques, ou environnementaux ?

Les termes de services écologiques, services écosystémiques (ou des écosystèmes) et services environnementaux sont souvent utilisés indifféremment et considérés comme équivalents⁽¹⁾. Nous proposons tout d'abord de considérer la notion de « services écologiques » comme ayant un sens plus large que celui de « services écosystémiques » car elle ne préjuge pas de l'entité qui sera analysée comme étant à l'origine de ces services. Cette entité peut en effet être un écosystème au sens strict du terme ou une combinaison d'écosystèmes tant terrestres qu'aquatiques en interaction sur un territoire donné. Dans le cas des forêts, les deux options nous semblent légitimes : sans développer ce point, il nous semble en effet possible de considérer un massif forestier donné soit comme un écosystème, soit comme une mosaïque d'écosystèmes inter-dépendants.

(1) On trouvera dans Jeanneaux et Aznar (2010) une analyse bibliométrique de la fréquence de ces différents termes, et des champs disciplinaires auxquels ils se rattachent.

Plus importante est la distinction à opérer entre services écologiques et services environnementaux. En effet, un écosystème comprend deux ensembles de composantes, biotiques et abiotiques, en interaction. Cette composante abiotique peut fournir à elle seule un ensemble de biens et services dont l'homme bénéficie. Citons par exemple les ressources de l'orpaillage dans les forêts guyanaises. Nous proposons donc de réserver le terme de services écologiques aux seuls services impliquant de manière notable l'ensemble de l'écosystème et, en particulier le fonctionnement actuel⁽²⁾ du compartiment biologique et de considérer ces services comme faisant partie d'un ensemble plus vaste de « services environnementaux ».

Par rapport à cette proposition de considérer les services écologiques comme un sous-ensemble des services environnementaux, on signalera que la littérature économique adopte parfois une option inverse. En effet, bien avant le succès de la notion de services écosystémiques, le terme « d'aménités environnementales » avait été introduit pour évoquer certains produits des écosystèmes dont l'homme bénéficie gracieusement. Cette notion d'aménités considérait la nature globalement — par exemple un paysage — et n'en distinguait donc pas, comme nous le proposons, les aspects biotiques et abiotiques. Elle insistait par contre sur le caractère non marchand de ces éléments de bien-être, d'où la question de leur évaluation économique que nous évoquerons ultérieurement. Bien qu'encore usité, ce terme « d'aménités » a été peu à peu remplacé par celui de « services » dans la littérature récente, en lien avec l'accent mis sur le rôle de l'homme dans leur production. Ainsi, un rapport de la FAO (2007) indique que « *le terme "services environnementaux" se rapporte spécifiquement au sous-ensemble de services écosystémiques caractérisés par des externalités* ». Les services environnementaux apparaissent donc, dans ce cas, comme la composante « non marchande » des services écosystémiques, c'est-à-dire tous services écosystémiques hormis les services d'approvisionnement tels que définis par le MEA.

Services écologiques et bénéfiques des écosystèmes

Les termes « services écologiques » et « bénéfiques des écosystèmes » sont parfois utilisés de manière très similaire. Ainsi, le MEA indique-t-il dès sa préface : « *Ecosystem services are the benefits people obtain from ecosystems* ». Cependant, il nous semble nécessaire de distinguer ces deux notions, en nous appuyant en particulier sur les travaux de James Boyd (Boyd, 2007 ; Boyd et Banzhaf, 2007) relatifs au « PNB vert », c'est-à-dire à la prise en compte des éléments de bien-être issus de la nature dans le produit national brut (PNB).

Dans la contribution de la nature au bien-être humain, on peut tout d'abord identifier deux types d'éléments :

- ceux qui, directement ou indirectement, sont pris en compte dans des biens et services marchands et sont donc déjà comptabilisés à ce titre dans le PNB « classique ». On peut citer par exemple la fourniture d'eau potable ou la pêche commerciale ;
- ceux qui contribuent au bien-être mais ne font pas l'objet d'échanges marchands, comme les produits de cueillette, de pêche récréative ou du jardinage amateur, la contemplation d'un paysage ou la promenade dans une forêt de proximité. Outre ces usages non monétarisés, on trouvera dans cette catégorie de nombreuses « valeurs de non-usage », au sens de la classification des composantes de la valeur économique totale proposée par Pearce et Moran (1994). C'est également dans cet ensemble que l'on retrouve les « aménités environnementales » évoquées précédemment.

À cette première distinction, il convient d'ajouter celle qui décompose la valeur finale des biens et services marchands pour identifier ce qui correspond à « l'investissement » du capital naturel

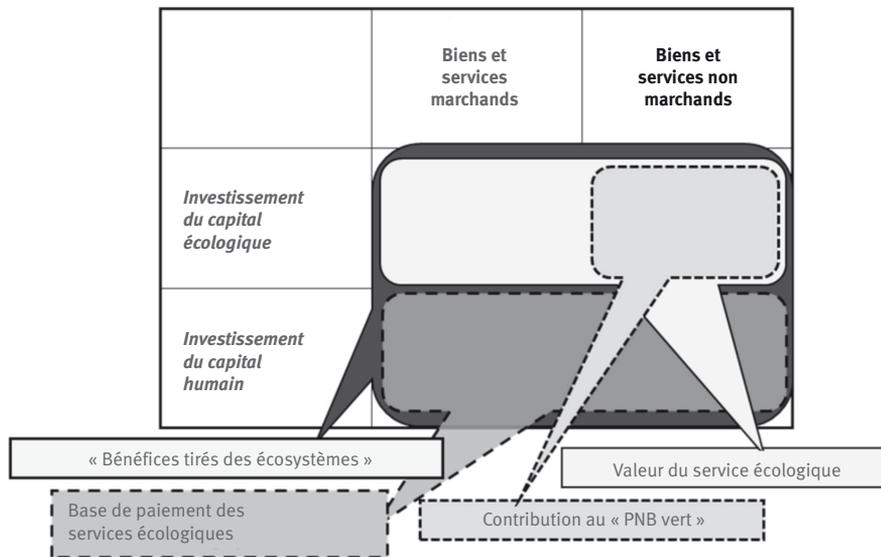
(2) Certaines de ces ressources abiotiques peuvent résulter du fonctionnement passé du compartiment biologique (notamment la formation de sables et granulats par dégradation des roches).

et ce qui résulte de l'investissement humain, en travail ou en capital. Cette distinction est particulièrement pertinente pour la production de bois par les forêts : le service écologique au sens strict est la production de bois sur pied, défalquée des coûts éventuels de la sylviculture, et non la valeur du bois abattu et commercialisé ou, *a fortiori*, des produits qui en découlent.

Ces deux distinctions conduisent à un tableau à double entrée (figure 1, ci-dessous) et à quatre définitions, de plus en plus restrictives, de la valeur économique à prendre en compte :

— la plus large est celle des « bénéfiques tirés des écosystèmes ». Elle intègre l'ensemble des postes, dès lors que le capital écologique est impliqué dans la notion de valeur. Indiquons cependant que, même en adoptant cette notion large, il convient de se limiter aux bénéfices « directs », liés à l'utilisation « primaire » de ces biens et services. Ainsi, dans le cas de la production de bois, on se basera sur la valeur de première commercialisation et non sur la valeur totale de la filière bois, intégrant tous les usages du produit. Dans le cas contraire, on en arriverait à considérer la quasi-totalité d'une économie nationale comme représentant des bénéfices tirés des écosystèmes, ce qui viderait le concept de son sens ;

FIGURE 1 LES DIVERSES APPROCHES DE LA VALEUR ÉCONOMIQUE, PRENANT EN COMPTE LA NATURE MARCHANDE OU NON DES BIENS ET SERVICES CONSIDÉRÉS ET LES INVESTISSEMENTS RESPECTIFS DES CAPITAUX ÉCOLOGIQUES ET HUMAINS



— la deuxième mesure, de manière plus stricte, le seul investissement du capital écologique. C'est la définition que nous proposons de retenir pour la « valeur du service écologique ». Il est clair que cette définition restrictive des services écologiques peut diminuer considérablement l'estimation économique qui en résulte. Ainsi, la valeur récréative des écosystèmes, qui est souvent approchée par la seule valeur des investissements humains (coûts de transport, d'équipement et d'hébergement) serait fortement réduite ;

— la mesure de la « contribution au « PNB vert » » en sus de la contribution au PNB classique ne portera, pour éviter les doubles comptes, que sur les biens et services non-marchands issus du capital écologique ;

— Enfin, la seule contribution des actions humaines, en capital et en travail (différence entre le total des bénéfices tirés des écosystèmes et valeur du service écologique *stricto sensu*) pourra servir de base au paiement éventuel des services écologiques, que nous aborderons plus loin⁽³⁾.

Pourquoi opérer ces distinctions ?

Distinguer services écologiques et services environnementaux apparaît nécessaire en particulier parce que des politiques visant à mieux exploiter certains services environnementaux peuvent se révéler néfastes aux services écologiques. On peut citer l'exemple déjà évoqué de l'effet de l'orpaillage sur les forêts tropicales. Ces antinomies pourraient ne pas être perçues dans des évaluations globales des services environnementaux qui resteraient stables, voire en amélioration. Inversement d'ailleurs, des politiques réfléchies d'utilisation de ces services environnementaux, comme les aménagements de ballastières pendant et après exploitation, peuvent contribuer au développement de services écologiques et il importe tout autant de pouvoir mettre en évidence cette contribution.

Les distinctions que nous proposons entre les quatre approches de la valeur économique n'obligent pas à choisir entre ces quatre approches mais seulement à les utiliser à bon escient et, surtout, à expliciter les options prises.

Ainsi, si l'on se place dans un contexte d'économie locale, il n'est pas choquant de se référer au concept large de « bénéfices tirés des écosystèmes », dès lors que la disparition ou la dégradation des produits de cet écosystème (par exemple un massif forestier) se traduira de fait par une disparition de la totalité des ressources économiques qui s'y rattachaient (dans l'hypothèse où toutes les dépenses bénéficiaient à l'économie locale, ce qui est rarement le cas).

De même, souligner que « l'assiette » du paiement des services écologiques ne peut concerner *a priori* que les seuls investissements humains permet de modérer les revendications d'acteurs découvrant l'ampleur de la valeur des bénéfices qu'« ils » apportent à la société. Nous verrons cependant plus loin que cette assiette de référence n'est en fait guère prise en compte. Notons également que l'absence d'investissement humain peut aussi justifier un paiement, lorsqu'il prive le propriétaire de revenus (coûts d'opportunité).

Au niveau politique, ces distinctions nous semblent également importantes pour éviter de laisser croire que la mesure des services écologiques conditionne de manière évidente les choix à opérer entre différents types d'activités, par exemple entre la pêche professionnelle et la pêche amateur. Le fait que les bénéfices économiques induits par la seconde puissent être plus élevés est certes un élément à considérer, mais il n'empêche que le service écologique au sens strict où nous l'avons défini, c'est-à-dire la production de poissons, est sensiblement le même dans les deux cas.

Une autre raison d'opérer cette distinction est liée au fait que des investissements humains visant à augmenter les bénéfices induits peuvent de fait réduire, à plus ou moins court terme, la valeur des services écologiques, voire celle d'autres services environnementaux. On connaît ce problème pour des aménagements favorisant la fréquentation de milieux écologiquement fragiles et il est donc important, comme pour la distinction entre services écologiques et autres services environnementaux, de mettre en lumière — et surtout en débat — ces contradictions éventuelles.

(3) Le champ couvert par la « base de paiement des services écosystémiques » est soumis à discussion, car certaines applications conduisent à rémunérer la simple conservation forestière qui a « certes » un coût d'opportunité mais ne provient pas littéralement d'un investissement du capital humain.

Services écologiques et biodiversité

Si la production de services écologiques dépend sans conteste du fonctionnement effectif des écosystèmes concernés, le lien quantitatif entre l'ampleur de ces services et l'importance de la biodiversité au sein de ces écosystèmes est à la fois complexe et controversé. En effet, la notion de services n'est pas un concept écologique mais un « concept d'interface », qui mesure une interaction contingente — car spécifique d'un lieu et d'une période donnée — entre une société et un écosystème. En outre, la notion de services ne préjuge pas du fait que la ressource concernée est faiblement exploitée, exploitée de manière importante mais durable, ou sur-exploitée. Enfin, si de nombreuses études attestent d'un lien positif entre la biodiversité et diverses propriétés fonctionnelles des écosystèmes, ce lien est loin de prendre la forme d'une relation de simple proportionnalité, surtout au vu de la diversité des services⁽⁴⁾. La maximisation, surtout à court terme, des services écologiques ne saurait donc constituer un critère de bonne gestion des écosystèmes et de leur biodiversité.

APPLICATION AU CAS DES FORÊTS TEMPÉRÉES

Nous nous appuyerons sur la classification désormais classique proposée par le *Millennium Ecosystem Assessment (MEA)* qui distingue quatre ensembles : les « services d'auto-entretien », non directement utilisés par l'homme mais qui conditionnent le bon fonctionnement des écosystèmes (recyclage des nutriments, production primaire), les « services d'approvisionnement » (ou de prélèvement), qui conduisent à des biens appropriables (aliments, matériaux et fibres, eau douce, bioénergies), les « services de régulation » c'est-à-dire la capacité à moduler dans un sens favorable à l'homme des phénomènes comme le climat, l'occurrence et l'ampleur des maladies ou différents aspects du cycle de l'eau (crues, étiages, qualité physico-chimique) et, enfin, des « services culturels », à savoir l'utilisation des écosystèmes à des fins récréatives, esthétiques et spirituelles.

Cependant nous ne traiterons que des trois derniers services, en considérant que les services d'auto-entretien se situent en amont et conditionnent de fait les trois autres ensembles de services. Ils seront donc évalués, pour éviter des doubles comptes, à travers ces derniers. Il en est de même pour la biodiversité, que certains auteurs veulent évaluer directement en la considérant comme un « produit » des écosystèmes mais que nous préférons considérer comme un « facteur de production » des services.

Bien que moins étudiées que les forêts tropicales, les forêts tempérées ont fait l'objet d'assez nombreux travaux, qui, souvent, regroupent hélas forêts méditerranéennes, tempérées et boréales. Nous renvoyons en particulier aux compilations de Krieger (2001), Pearce et Pearce (2001), Turner *et al.* (2003) et au rapport de Mullan et Kontoleon (2008). On dispose en outre de quelques études spécifiques des forêts françaises et couvrant plusieurs services (IFEN, 2005 ; MAP, 2006 ; FPF, 2008 ; MEEDAT, 2008). On trouvera également dans Stenger *et al.* (2009) une description commentée de ces services adaptée aux écosystèmes forestiers et dans Brahic et Terreaux (2010) une présentation des méthodes économiques utilisables.

Les services de prélèvement

En 2007, la forêt française couvrait 15 millions d'hectares et il a été récolté 59 millions de m³ (dont 22 millions autoconsommés), soit une récolte moyenne de 4 m³/ha/an (FPF, 2008). En

(4) On trouvera dans Chevassus-au-Louis *et al.* (2009) une bibliographie détaillée sur cette question.

termes financiers, les prix varient beaucoup selon les essences et les usages (de plus de 100 €/m³ en moyenne pour des chênes à moins de 30 €/m³ en moyenne pour des pins maritimes). En prenant en compte ces différents éléments, on aboutit à une valeur totale de la production de 2,4 milliards d'euros, soit 160 €/ha en valeur 2002. Cependant, cette valeur intègre des dépenses d'exploitation et la valeur du service écologique au sens strict serait selon le CAS d'environ 75 €/ha/an.

À cette production de bois, il convient d'ajouter les cueillettes diverses (fruits, fleurs, champignons, collecte de bois mort). Ces produits peuvent ou non faire l'objet de commercialisation, d'où la difficulté de les estimer précisément. En se basant sur diverses estimations des quantités collectées (on estime par exemple la collecte de champignons à environ 15 000 tonnes et celle de fruits — essentiellement de châtaignes — à environ 4 000 tonnes) et sur les prix de marché de ces produits, le CAS obtient une estimation moyenne de 10 à 15 €/ha/an pour ces produits.

En ce qui concerne la chasse, si on la considère comme un service d'approvisionnement, il convient d'estimer la seule valeur commerciale du gibier chassé. Le MAP (2006) propose une estimation de 61 millions d'euros pour le seul gros gibier, ce qui conduirait à un chiffre de 4 €/ha/an. Mais il nous a semblé plus adéquat, dans le contexte français, de considérer plutôt la chasse comme une activité sportive et récréative et de l'évaluer dans les services culturels.

Les services de régulation

- *Le stockage de carbone*

Le service aujourd'hui le plus étudié concerne le stockage du dioxyde de carbone, en lien avec l'atténuation des changements climatiques.

Sur un plan biologique, la fixation nette de carbone dans les forêts tempérées et boréales de l'hémisphère Nord a fait l'objet de nombreuses études, en particulier celle de Magnani *et al.* (2007). Pour les forêts françaises, la valeur moyenne d'une tonne de carbone (soit environ 3,6 tonnes de CO₂) par hectare et par an est généralement avancée, avec une tendance à l'augmentation due, d'une part, à une sous-exploitation du bois sur pied et, d'autre part, à un surcroît de croissance des arbres au cours des dernières décennies, surcroît dans lequel les apports atmosphériques d'azote jouent sans doute une grande part (Dupouey *et al.*, 2002 ; IFEN, 2005 ; ONF, 2006).

En outre, le rapport du CAS (2009) considère qu'il faut prendre en compte dans l'analyse non seulement ce flux annuel de fixation mais également la fonction de stockage à long terme. En effet, une partie importante du carbone absorbé n'est pas remobilisée immédiatement mais stockée soit dans la partie aérienne, soit dans la partie souterraine des forêts, beaucoup plus développée dans les forêts tempérées que dans les forêts tropicales. On estime ce stock à environ 150 t/ha (MAP, 2006), dont environ deux tiers pour la partie souterraine. Il est légitime de valoriser ce capital stocké en considérant qu'il s'agit d'une fonction de protection qui contribue à retarder l'effet de serre. En prenant respectivement 25 % et 75 % comme taux d'immobilisation à long terme des stocks de carbone aérien et souterrain, on aboutit à un stock à valoriser à long terme d'environ 90 t/ha.

Sur un plan économique, la tonne de CO₂ peut être valorisée de manière très variable. L'étude française de l'IFEN (2005) explore une gamme allant de la plus faible valeur enregistrée sur les marchés de quotas (6 euros) à une valeur maximale de 40 euros⁽⁵⁾. Le rapport Quinet (2009) a

(5) Ces prix de marché ne révèlent pas les conséquences économiques de l'émission d'une tonne de carbone mais le coût des engagements contraignants de réduction des émissions.

proposé pour la France une valeur tutélaire⁽⁶⁾ de 100 €₂₀₀₈ en 2030, avec une estimation de départ de 32 euros pour 2008 et c'est cette valeur que nous avons retenue. En prenant cette référence, la fonction de fixation du carbone serait valorisée en 2008 à 115 €/ha/an.

En ce qui concerne la fonction de stockage, la valorisation dépend principalement du taux de rémunération retenu pour ce capital immobilisé. Considérant qu'il s'agissait d'estimer le prix que l'on accorde à retarder un dommage donné, et donc d'estimer une préférence pour le présent, le rapport du CAS a proposé de prendre un taux de rémunération annuel à court et moyen terme identique au taux d'actualisation aujourd'hui admis, soit 4 %. Avec cette hypothèse, on obtient une valeur de 414 €/ha/an soit 529 €/ha/an pour le cumul des fonctions de fixation et de stockage.

Outre la fixation de CO₂, les forêts jouent un rôle majeur dans la régulation de la quasi-totalité des gaz de l'atmosphère (oxygène et ozone, azote sous ses différentes formes, méthane, vapeur d'eau, etc.), et en particulier des gaz comme le méthane pouvant contribuer, à quantité donnée, beaucoup plus à l'effet de serre. Cependant, avant d'envisager une estimation économique, il conviendrait de préciser les bilans quantitatifs des flux.

- *Le cycle de l'eau*

Une fonction importante et souvent évoquée des forêts est leur rôle dans la régulation du cycle de l'eau et la production d'une eau de qualité.

Sur le plan quantitatif, on peut considérer que les forêts, comme d'autres écosystèmes, « produisent » de l'eau, en ce sens qu'elles reçoivent des pluies et alimentent ensuite les nappes et les cours d'eau. En ce qui concerne la France, la « production utile moyenne » d'eau du territoire, c'est-à-dire l'eau qui alimentera les nappes et cours d'eau est d'environ 3 200 m³/ha/an, soit 36 % de la pluviométrie moyenne (le reste représentant l'évapotranspiration). Nous n'avons pas trouvé de chiffre spécifique pour les forêts mais l'on peut supposer un chiffre voisin, voire supérieur du fait de la localisation majoritaire des forêts dans des zones de plus forte pluviométrie.

Cependant, il ne nous semble pas pertinent de considérer ce service comme un service écologique tel que nous l'avons défini. Il faudrait pour cela montrer que le fonctionnement de l'écosystème forestier conduit effectivement à une pluviométrie plus importante qu'un autre usage du sol et ne valoriser en toute rigueur que ce surplus d'eau apporté par les forêts. Cet effet positif de la couverture forestière sur la pluviométrie locale ou régionale, même s'il est souvent évoqué et semble admis dans son principe, au moins pour les forêts tropicales humides, demeure très controversé et très difficile à quantifier. Certains considèrent même que la plus forte évapotranspiration des forêts ferait plus qu'annuler l'effet positif éventuel sur les précipitations, conduisant à un bilan hydrologique moindre que pour des prairies ou des zones cultivées (Willis *et al.*, 2003).

Un autre aspect du rôle des forêts sur le cycle de l'eau est la régulation de l'hydrogramme (écrêtage des crues, soutien des étiages). On peut citer par exemple l'étude de Biao *et al.* (2010) sur les forêts entourant Pékin, qui propose d'approcher cette fonction de protection à partir du volume maximum d'eau stocké par les sols forestiers, stockage qui permet de limiter les effets des crues (alors que sur un sol imperméable, ce volume ruissellera immédiatement). Il propose de valoriser ce volume en calculant son coût de remplacement, à savoir le coût d'amortissement annuel d'un ouvrage de stockage (retenue collinaire, étang), en supposant implicitement que cet ouvrage n'aurait pas d'autres valorisations (irrigation, pêche, etc.). Si l'on applique cette méthode au cas de la France, avec un volume d'eau stocké à saturation d'environ 300 m³/ha et des

(6) Note de la rédaction. Une valeur tutélaire est une valeur fixée et utilisée par la puissance publique (tutelle) pour faire prendre en compte et atteindre des objectifs relatifs à des biens relevant de l'action publique (comme la biodiversité) et dont la valeur n'est pas suffisamment perçue par la société ou intégrée par les opérateurs économiques privés.

valeurs d'amortissement de l'ordre de 0,1 à 0,4 €/m³ (Loubier *et al.*, 2005 ; Tardieu, 2005 ; Guinaudeau, 2009), on obtient une valorisation de ce service dans une fourchette allant de 30 à 120 €/ha/an. Une autre approche, proposée par l'agence de l'eau Adour-Garonne pour la valorisation des tourbières (Anonyme, 2009) consiste à évaluer leur rôle sur la base des coûts, en période d'étiage, d'achat à EDF de volumes d'eau à partir des barrages hydroélectriques (0,04 à 0,15 €/m³) et, inversement, en période de crue, des pertes liées aux débits non turbinés. En transposant aux forêts, on obtient sur ces bases une fourchette de 45 à 210 €/ha/an pour les années où ces services sont effectivement utiles⁽⁷⁾.

Le dernier volet à considérer pour le cycle de l'eau concerne la production d'une eau de qualité et les économies de traitement d'eau qui en résultent. Dans ce domaine, l'exemple le plus célèbre est celui de la ville de New York, qui a décidé à la fin des années 1990 d'investir 1,4 milliard de dollars pour restaurer un bassin versant de 32 000 hectares, plutôt que de mettre en place une installation de traitement d'un coût 3 à 4 fois supérieur.

Le rapport du CAS a proposé une estimation de la valeur de ce service pour l'ensemble du territoire français : sur la base d'une consommation quotidienne apparente d'environ 300 litres par jour et par habitant et en supposant que 30 % de ce volume provienne d'une surface boisée, on peut estimer à 110 m³/ha/an la contribution des forêts à la production d'une eau potable de qualité. Le coût du traitement de l'eau est de quelques centimes d'euro par m³ pour une simple filtration mécanique mais peut atteindre 0,50 euros pour des techniques complexes utilisant des filtres à charbon actif ou des membranes à ultrafiltration (Corisco-Perez, 2006). Le CAS propose de retenir une valeur de 90 €/ha/an comme valeur de référence pour tenir compte, outre cette économie de traitement, de plusieurs facteurs difficiles à quantifier mais qui majorent notablement le rôle des forêts : la localisation de beaucoup de massifs forestiers dans des zones de forte pluviométrie ; une utilisation préférentielle de source d'eau de bonne qualité, même éloignée des zones de distribution, par les traiteurs d'eau, et, enfin, une forte valorisation économique des sources d'eau naturelle non traitée (l'eau en bouteille est vendue environ 100 fois le prix de l'eau du robinet).

• *Les fonctions de protection*

Dans les zones montagneuses ou même vallonnées comme la Normandie, le rôle de protection d'une couverture végétale permanente contre les inondations, les avalanches ou les coulées de boue est reconnu. En zone méditerranéenne, le rôle de protection contre les incendies d'une forêt diversifiée et bien entretenue est également admis (Lavabre et Andreassian, 2000). Les estimations de la valeur de ce service sont cependant peu nombreuses et éminemment variables — elles vont de quelques centimes d'euro pour les forêts canadiennes à près de 1 400 €/ha/an pour les forêts suisses — et les méthodes utilisées ne sont pas toujours explicitées et justifiées.

Outre la protection contre les inondations, la diminution de la charge solide des cours d'eau peut constituer une composante importante de ces fonctions de protection. Pour esquisser une approche économique de cette protection contre l'érosion, le rapport du CAS propose d'examiner au moins trois aspects :

— le coût « privé » et local de la perte de terre sur les sols non protégés par un couvert végétal permanent. Léonard *et al.* (2009) avancent une valeur moyenne de l'ordre de 1 mm par an mais des valeurs dix fois supérieures peuvent être observées sur des sols nus en pente, par exemple en zones viticoles. Si l'on considère un coût de remplacement, à savoir remplacer cette

(7) L'agence de l'eau considère que, dans le bassin Adour-Garonne, ces services ne sont mobilisés qu'une année sur cinq.

terre perdue, pour laquelle on trouve des prix livrés en vrac de 10 à 15 €/t, cela conduirait à une valeur moyenne de ce seul service d'environ 150 €/ha/an ;

— le coût « écologique » de cette perte, c'est-à-dire les conséquences de l'exportation d'éléments terrigènes vers d'autres écosystèmes. On sait par exemple que ces éléments fins peuvent colmater les zones de gravière des fonds de rivière et empêcher la reproduction des truites et des saumons, rendant la rivière stérile en l'absence de toute pollution chimique ou obstacle physique aux déplacements des poissons ;

— les coûts publics, à savoir les conséquences d'événements catastrophiques comme les coulées de boue pour les particuliers et les collectivités. Il conviendrait d'exploiter les données des compagnies d'assurance pour estimer le coût de ces dommages, auxquels il faudrait ajouter d'autres nuisances, comme la suspension de la fourniture d'eau potable ou la réfection de la voirie.

• *Autres services*

Parmi d'autres services de protection figurant dans la typologie du MEA, signalons la question des bénéfices pour la santé humaine qui, hélas, n'a pratiquement pas fait l'objet de travaux.

De même, un autre service n'ayant pas fait l'objet d'études précises mais qui pourrait représenter un poste important en termes de capital écologique à long terme concerne le rôle des forêts dans la formation des sols. On sait en effet que les racines des arbres peuvent descendre au contact de la roche-mère, voire pénétrer ses infractuosités, et contribuer ainsi à la pédogenèse.

Les services culturels

On dispose dans ce domaine de nombreuses estimations, portant essentiellement sur les valeurs récréatives (valeurs d'usage) et fondées sur des prix révélés (méthodes des coûts de déplacement et autres dépenses) ou déclarés (consentement à payer, à partir des méthodologies d'évaluation contingente), la validité de ces dernières faisant l'objet de nombreuses critiques de la part des économistes (Amigues *et al.*, 1996). On observe une dispersion considérable des estimations, allant de moins de 1 à plus de 1 000 €/ha/an, mais cette variation est essentiellement liée au taux de fréquentation, depuis les grandes forêts boréales de pays peu peuplés (Canada, Scandinavie) jusqu'à des forêts très exploitées par le tourisme ou périurbaines.

La plupart des études s'appuient uniquement sur les coûts de transport. Elles fournissent des valeurs par visite assez homogènes, entre 1 et 3 dollars généralement (2 euros pour l'étude française de l'IFEN, 2005). Certains comme Rauch (1994) ou Lebreton et Vallauri (2004) proposent d'assimiler une visite en forêt à une activité culturelle et lui affectent une valeur supplémentaire équivalente à une place de cinéma, ce qui valorise la visite à 4 à 6 euros. De même, Zandersen et Tol (2009), dans une méta-analyse de 26 études conduites dans différents pays européens, obtiennent une valeur moyenne de 4,52 euros par visite, ce qui semble sensiblement supérieur aux seuls coûts de transport.

En actualisant les coûts de transport, le CAS propose une valeur de l'ordre de 3,5 euros par visite. On obtient alors, sur la base de l'étude de l'IFEN qui évalue la fréquentation à environ 18 visites par Français et par an, une valorisation moyenne de ce service récréatif des forêts d'environ 200 €/ha/an.

Si l'on considère l'activité de chasse, on peut estimer la valeur économique de cette activité en France à travers l'ensemble des dépenses réalisées par les chasseurs (équipement, munitions, permis, déplacements, etc.) et considérer que ces dépenses mesurent le prix qu'accordent les chasseurs à la pratique de ce sport. Sur la base de l'estimation proposée par le rapport Scherrer (2002), soit entre 2 et 2,5 milliards d'euros en 2002, cela conduit à une estimation moyenne de

55 à 69 €/ha/an pour la production du « loisir chasse » et l'on peut considérer que la forêt se situe certainement au-dessus de cette valeur moyenne⁽⁸⁾. Comme nous l'avons déjà signalé, il s'agit là d'une estimation des bénéfices tirés de l'écosystème et non du seul service écologique.

En ce qui concerne d'autres services récréatifs, on notera les études de Pearce et Pearce (2001) et de Willis *et al.* (2003), qui proposent d'estimer une valeur « contemplative » liée au fait de disposer d'une habitation ayant vue sur la forêt.

Synthèse

Si l'on additionne simplement⁽⁹⁾ les différentes valeurs que nous avons proposées (tableau I) et sans tenir compte des différents services dont nous avons souligné l'importance potentielle mais que nous n'avons pu évaluer, on aboutit à une valeur de référence moyenne pour les forêts françaises tempérées d'environ 1 000 €/ha/an, soit au moins cinq fois la valeur de la seule production de bois. Un rapport d'au moins un à cinq entre la production de biens marchands et l'ensemble des bénéfices tirés des écosystèmes se retrouve d'ailleurs dans de nombreuses études du *Millennium Ecosystem Assessment* (2005).

TABLEAU I **Récapitulatif des valeurs économiques proposées pour les différents services des forêts françaises**

Services		Valeur (€/ha/an)
I. Approvisionnement	Bois Autres cueillettes	75-160 10-15
II. Régulation	Fixation du carbone Stockage du carbone Eau (quantité) Eau (qualité) Protection Habitats et biodiversité	115 414 Non évalué 90 Non évalué Non évalué
III. Culturels	Visites Chasse	200 (0-1 000) 55-69
Total		Environ 1 000

Cette estimation doit être considérée seulement comme fournissant un premier ordre de grandeur. Tout d'abord, elle ne repose, pour l'essentiel, que sur des valeurs d'usage et laisse entière la question de l'estimation des valeurs de non-usage⁽¹⁰⁾. Les méthodes d'évaluation contingente

(8) Il faudrait cependant retirer de cette valeur les externalités négatives liées en particulier au gros gibier (destruction de certains habitats, effets sur les cultures, accidents automobiles).

(9) Cette option d'addition simple semble aller de soi mais pose en fait divers problèmes méthodologiques que nous ne discuterons pas ici.

(10) Note de la rédaction. Les valeurs d'usage regroupent les bénéfices dérivés d'un usage réel de la forêt. On distingue 1^o les valeurs d'usage direct : elles résultent de l'utilisation immédiate de la forêt ; elles peuvent être liées à la consommation de ressources forestières (ligneuses ou non), ou être liées à des activités non consommatrices (sans extraction) de ressources naturelles (récréation, qualité du paysage) ; 2^o les valeurs d'usage indirect : elles sont des bénéfices dérivés des différents services fournis par les écosystèmes forestiers, tels que la protection des bassins versants, la purification de l'eau ou la séquestration du carbone ; et 3^o les valeurs d'option : elles représentent les valeurs placées sur des usages futurs (directs ou indirects), qui seront ou non effectivement réalisés, mais qui ont en tout cas une certaine probabilité de l'être.

Valeur de non-usage. En dehors de toute notion d'usage direct ou indirect, immédiat ou futur, les individus peuvent attribuer une valeur aux éléments du patrimoine forestier. On parle alors de valeurs de non-usage, et on distingue 1^o les valeurs de legs : elles découlent du désir que les individus ont de transmettre à leurs descendants un patrimoine lié à la forêt (conservation d'un site ou d'une espèce forestière par exemple) pour la jouissance des générations futures ; et 2^o la valeur d'existence : c'est la valeur intrinsèque attribuée à un bien du simple fait de savoir qu'il existe.

sont les seules permettant d'appréhender ces valeurs de non-usage, mais nous avons vu qu'elles étaient considérées comme peu fiables. Dans le cas des forêts tempérées, les valeurs d'usage constituent sans doute une part importante du consentement à payer déclaré mais des études plus fines seraient nécessaires pour cerner spécifiquement les valeurs de non-usage.

Ensuite, cette estimation combine les différentes approches de la valeur définies dans la première partie : en particulier, si les estimations des services de régulation s'approchent de la notion de valeur des services écologiques, les estimations des services culturels sont plutôt à relier à la notion de bénéfices tirés des écosystèmes.

Enfin, la valeur de ces services écologiques dépend fortement des contextes locaux et les valeurs moyennes que nous venons de proposer ne sont qu'indicatives. Il conviendrait donc de proposer des valeurs spatialisées. Dans le cas des forêts françaises, il semble assez aisé de proposer des valeurs de référence à une échelle spatiale pouvant descendre au moins au niveau du département, voire du massif forestier.

RÉMUNÉRER LES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES ?

Des évaluations économiques pour quelles utilisations ?

Les deux premières sections du présent article ont été successivement consacrées aux concepts de services procurés par la nature et aux méthodes d'évaluation économique de ces services, puis à leur application concrète et chiffrée aux forêts tempérées. Ces efforts pour mieux approcher la valeur d'un écosystème en termes économiques sont à replacer dans le contexte suivant : il est courant de lier la dégradation ou la suppression d'un écosystème donné à l'absence d'argumentaire convaincant pour privilégier une conservation ou une gestion durable. Il peut s'agir par exemple du choix entre conserver une parcelle forestière fournissant divers services ou la supprimer afin de construire une autoroute.

De grandes études ont donc été menées récemment — notamment celle déjà exposée du Centre d'analyse stratégique (Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009) au niveau français et celle intitulée *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB, 2009) résultant d'une initiative européenne⁽¹¹⁾ — afin de promouvoir des méthodes d'évaluation économique et de fournir quelques chiffres clés. Dans le cas français, ces chiffres clés sont des valeurs tutélaires à utiliser pour les analyses coût-bénéfice des projets ayant un impact environnemental, alors que l'étude TEEB s'est concentrée sur des évaluations concernant les impacts des dégradations environnementales sur les franges les plus pauvres de la population mondiale.

Le présent article n'est pas le lieu d'une discussion de l'utilisation effective de ces évaluations économiques pour la décision, qui est par ailleurs remise en question (voir par exemple Fisher *et al.*, 2008 qui décortiquent les faiblesses méthodologiques des évaluations économiques publiées pour la décision, ou Liu *et al.*, 2010). En théorie, donc (puisque le lien entre évaluation et décision n'est pas encore attesté dans la pratique et de manière courante), plusieurs utilisations sont possibles. Celles-ci peuvent être classées comme suit⁽¹²⁾ :

— les évaluations pour une décision particulière et préalablement identifiée : l'analyse coût-bénéfice est mise en œuvre pour juger de la désirabilité économique d'un projet donné (construc-

(11) Cette étude a été lancée en mars 2007 dans le cadre du G8, à l'initiative de la présidence allemande. Elle vise à évaluer le coût global, pour la société, de la dégradation de la biodiversité et des services écosystémiques.

(12) Ces catégories résultent d'un travail mené en collaboration par Raphaël Billé, Yann Laurans, Laurent Mermet, Romain Pirard et Aleksandar Rankovic, dans le cadre d'un financement de recherche alloué par la fondation d'entreprise Hermès.

tion d'infrastructure, régulation environnementale ou ayant des impacts sur l'environnement, etc.) et peut intégrer une évaluation des services écosystémiques concernés ; une plateforme de négociation peut être établie afin de confronter les points de vue et donner une place à la considération des répercussions économiques d'un projet donné (Henry, 1984, en fournit un exposé détaillé pour un cas britannique) ;

- les évaluations pour affiner un instrument économique ou en déterminer les modalités techniques de mise en œuvre : fixation du montant d'une compensation, notamment après pollution ; fixation d'un droit d'entrée dans une zone préservée en fonction du consentement à payer ; fixation du montant des rémunérations au fournisseur d'un service donné dans le cadre d'un mécanisme de paiement pour services écosystémiques ;

- les évaluations pour la prise de décision de manière plus générale et non liée à un projet en particulier : plaider pour la protection de l'environnement et l'arrêt d'activités considérées globalement comme néfastes (par exemple lutte contre le changement climatique), sensibilisation des citoyens et des preneurs de décision pour orienter en tendance les politiques et gestes quotidiens en faveur de l'environnement, calcul d'un « PIB vert ».

Dans le cadre du présent article, nous nous intéressons à une utilisation particulière de ces évaluations : la fixation des rémunérations financières aux gestionnaires d'une ressource privée au titre des services écosystémiques fournis. Ces rémunérations peuvent se faire dans le cadre de contrats de paiements pour services écosystémiques, que nous présentons et discutons dans la section suivante. Notons qu'elles peuvent se faire d'autres manières, par exemple *via* la distribution de subventions ou la fixation d'un droit d'entrée dans une zone protégée.

Les paiements pour services écosystémiques⁽¹³⁾ (PSE) : brève introduction

Si l'on suit le raisonnement conduisant à la promotion des évaluations économiques des services écosystémiques, à savoir leur meilleure prise en compte pour la gestion de l'environnement selon une logique utilitariste, alors la mise en œuvre de PSE se présente comme un champ d'application parfaitement approprié. Le principe de payer un agent en fonction de sa capacité à permettre la fourniture d'un service écosystémique est en effet une résultante logique de la reconnaissance des bénéfices obtenus en fonction de ses décisions.

Les PSE peuvent être envisagés au moins de deux manières, soit comme un principe général d'action (rémunérer un fournisseur de service quelles qu'en soient les modalités concrètes), soit comme un instrument aux modalités bien définies. Dans le premier cas, le principe consiste à rémunérer la fourniture d'un service, ce qui en réalité s'applique à nombre d'instruments dits « instruments de marché »⁽¹⁴⁾ : par exemple, le versement de subventions selon la logique d'une taxe pigouvienne⁽¹⁵⁾ inversée, afin d'inciter à adopter des pratiques produisant des externalités positives, relève de ce principe. Dans le second cas, l'instrument doit être défini précisément mais il n'y a pas de consensus aujourd'hui sur les caractéristiques que devrait posséder un PSE pour justifier cette appellation. Plusieurs définitions et acceptations du terme coexistent. On peut néanmoins se référer à une définition proposée par Wunder (2005) et qui est largement reprise, en particulier dans la communauté forestière : il s'agit d'un contrat volontairement passé entre un bénéficiaire (au moins) et un fournisseur (au moins) pour un service bien identifié et qui consiste en une rémunération conditionnée à un certain nombre de règles préalablement définies.

(13) Le terme « services environnementaux » aurait tout aussi bien pu être employé, mais utiliser l'un ou l'autre ne change pas le raisonnement suivi dans cette partie.

(14) Pour une discussion de la nature de ces instruments de marché, de leur définition et de leur application dans le champ de la biodiversité et des services écosystémiques, voir notamment l'étude récente de Pirard et Broughton (2011).

(15) La taxe « pigouvienne » (du nom de l'économiste anglais Arthur Cecil Pigou, l'un des fondateurs de l'économie du bien-être) consiste en une taxe visant à envoyer un signal prix à l'agent économique afin d'en orienter les décisions dans la direction souhaitée. Elle n'est donc pas appliquée en théorie avec l'objectif de collecter des ressources financières.

Cette définition est selon nous un archétype, un idéal-type, qui sert à donner une orientation pour l'action mais n'est guère vérifiée en pratique. Tout comme le philosophe français Joseph de Maistre n'avait pas vu d'hommes, mais seulement des Espagnols, Français ou Italiens, de même nous n'avons jamais vu de PSE selon Wunder, mais des dérivés qui ne respectent qu'une ou plusieurs de ses caractéristiques.

En effet, il semble illusoire d'espérer voir des agents s'organiser spontanément pour conclure des contrats précis et réellement conditionnés à des pratiques dont on aura pu déterminer à l'avance en quoi elles permettront d'assurer la fourniture d'un service à des niveaux précis. Il existe plusieurs raisons à cela :

- il subsiste généralement une grande incertitude sur les liens entre une gestion spécifique des écosystèmes et l'évolution d'un service donné auprès d'agents bien identifiés,
- les coûts de transaction sont très élevés et condamnent en pratique la multiplication de ces contrats à une échelle locale,
- les droits de propriété sont dans bien des cas insuffisamment définis et reconnus pour garantir l'action à long terme.

L'aspect « volontaire » est donc souvent écarté, ainsi que la relation contractuelle directe entre bénéficiaires et fournisseurs. Cette dernière situation se rencontre lorsqu'un intermédiaire doit mener l'action afin d'assurer l'implication d'un nombre minimal d'acteurs, soit pour contourner le problème de passager clandestin lorsqu'un bien public incitera chacun à attendre que son voisin agisse le premier, soit pour éviter qu'un nombre insuffisant de fournisseurs mette en péril le résultat environnemental. Il s'agit alors d'une catégorie particulière appelée « *government-financed* » par Wunder *et al.* (2008), par opposition aux applications de type « *user-financed* ». Ainsi, bien que les PSE en tant qu'instrument contractuel suivent le théorème de Coase — à savoir que les agents échangent des droits d'usage ou propriété selon leurs intérêts respectifs et convergent vers une même situation optimale quelle que soit l'allocation initiale des droits — de nombreux obstacles entravent leur réalisation en pratique, notamment les coûts de transaction substantiels.

En France, un exemple connu est celui de Vittel, bien décrit par Perrot-Maître (2006), et qui illustre une conception intéressante des PSE. La compagnie d'embouteillage a vu sa source menacée par les pratiques agricoles polluantes environnantes. Après considération des pertes économiques consécutives à un possible déclassement de la source, il fut décidé de mener une action préventive auprès des agriculteurs. Avec l'aide de l'INRA pour mener des études sur les liens entre pratiques agricoles et qualité de l'eau de source, la compagnie a pu élaborer une stratégie mêlant achat de terres et aides techniques et financières pour l'adoption de pratiques moins polluantes. Cette stratégie s'est avérée efficace, entre autres parce qu'elle s'est appuyée sur un diagnostic rigoureux des liens entre agriculture et qualité de l'eau de source, et qu'elle a permis aux agriculteurs de se recycler ou d'adopter de nouvelles techniques sans coûts additionnels dont ils auraient la charge.

Cet exemple est également intéressant en ce qu'il illustre une certaine conception des PSE selon laquelle les fournisseurs de service sont aidés dans la mise en pratique de modes de production compatibles avec le maintien des services, voire même permettant de produire de nouveaux services. Cette conception peut être appelée « *asset-building* » par opposition au versement de rentes contre l'arrêt radical d'une activité donnée et sans soutien technique particulier, que l'on peut appeler « *use-restricting* » (Pirard et Billé, 2010).

La pratique dans les forêts tropicales

Dans cette section, nous désirons présenter deux exemples de mise en œuvre des PSE en lien avec la préservation ou la gestion durable des forêts tropicales, ou encore le boisement de

zones dégradées. Ceci nous permettra d'illustrer leur potentiel, ou *a contrario* leurs difficultés, ainsi que de rassembler des éléments pour déterminer le rôle que jouent les évaluations économiques des services écosystémiques dans ce mode de gestion environnementale. Le premier cas traité est le fer de lance des PSE forestiers sous les tropiques ; le deuxième cas est issu de recherches de terrain menées par le deuxième auteur du présent article.

- *Le programme « Pagos por servicios ambientales » au Costa Rica*

L'exemple emblématique qu'il est intéressant de présenter est celui du programme costaricien *Pagos por servicios ambientales* (PSA, Sanchez-Azofeifa *et al.*, 2007). Ce programme fut établi en 1996 dans le cadre des lois environnementale, forestière et pour la biodiversité, avec pour objectif la promotion d'une exploitation durable des ressources naturelles assise sur des déboisements limités et un maintien des services écosystémiques — en l'occurrence sont citées la séquestration du carbone, la régulation des bassins versants, la biodiversité, la beauté du paysage. Le programme PSA propose des paiements aux propriétaires terriens selon l'usage — conservation forestière, reboisement, aménagement durable, etc. — avec la justification que ces usages des terres génèrent des services écosystémiques locaux ou globaux. Ces rémunérations varient selon les usages des terres, probablement parce que les services sont supposés avoir des valeurs différentes, mais aussi (et surtout ?) parce que les coûts sont contrastés. Ainsi, le reboisement est payé bien plus que la régénération naturelle avec le recrû forestier, ce dernier ne supportant pas de coûts de plantation et d'entretien mais uniquement des coûts d'opportunité.

Les ressources financières pour le programme sont collectées auprès de différentes sources, avec notamment des contributions majeures de l'industrie des hydrocarbures, la coopération multilatérale (Banque mondiale, Fonds pour l'environnement mondial) et des contributions volontaires de producteurs hydroélectriques. L'industrie des hydrocarbures faisait originellement l'objet d'une taxe sur la consommation des énergies fossiles, mais en raison de transferts incomplets du ministère des Finances à l'institution en charge de réaliser les paiements aux propriétaires terriens, une part de cette taxe a finalement été assignée formellement au programme PSA. Une agence publique — le *Fondo Nacional de Financiamiento Forestal* (FONAFIFO) — fut créée spécifiquement pour gérer le programme.

Les contrats sont signés entre le FONAFIFO et les propriétaires pour des durées variables selon les usages des terres, sans jamais toutefois excéder quinze ans, ce qui correspond à la période nécessaire pour s'assurer qu'une plantation a été correctement entretenue. Les contrats ne sont pas spécifiques pour chaque propriétaire, et donc non négociables, et la logique suivie fut d'abord celle du « premier arrivant, premier servi » avant d'évoluer avec la prise en compte de critères écologiques et socio-économiques.

- *Un PSE obligatoire pour réguler un bassin versant à Lombok, Indonésie*

L'expérimentation a lieu dans l'île de Lombok, située à l'est de l'archipel indonésien. Les forêts localisées sur les flancs et autour du volcan Rinjani sont considérées comme cruciales pour la régulation de l'eau et la lutte contre l'érosion des sols. En effet, cette zone de captage des eaux joue un rôle primordial pour l'approvisionnement en eau de la capitale Mataram où résident environ 600 000 personnes. La dégradation de l'approvisionnement en eau et de l'état des forêts a été observée sur plus d'une décennie : 43 % des sources aux environs du volcan se sont tarées, et environ 30 % de la zone du volcan fut déboisée (note conceptuelle WWF Indonésie – Nusa Tenggara).

Après une série de discussions, de séquences de négociation, et d'évaluations économiques appliquées au bassin versant, un mécanisme volontaire (intitulé « PSE » même dans les régula-

tions locales) fut créé. Il perdit néanmoins rapidement sa caractéristique « volontaire » en ce qui concerne la collecte des ressources financières, lorsqu'une réglementation fut mise en place afin de généraliser le système auprès des utilisateurs de l'eau. Ceux-ci doivent ainsi payer un montant relativement faible par mois, en supplément de leur facture d'eau. Un décret détermine l'utilisation de 75 % de l'argent collecté pour des rémunérations dans le cadre de contrats PSE auprès des propriétaires terriens en amont, alors que les 25 % restants sont alloués au budget du district pour couvrir les coûts de fonctionnement.

Une agence « multi-parties prenantes » (IMP, *Institusi Multi-Pihak*) fut créée afin de superviser la collecte des ressources financières et de signer des contrats avec les propriétaires pour assurer une gestion appropriée des terres du point de vue de la régulation de l'eau. Cette agence fut demandée activement par la plupart des parties prenantes, et tout particulièrement par les résidents de la ville de Mataram qui sont les principaux payeurs, ceci afin d'éviter une situation où les autorités publiques auraient seules la responsabilité de gérer les fonds collectés, en raison d'une confiance faible en des institutions considérées comme corrompues et inefficaces. L'IMP fut donc créée afin d'impliquer le WWF, l'agence forestière, une compagnie d'embouteillage, les autorités du district, et celles du parc national.

De ce processus a résulté la mise en place de régulations locales faisant référence explicitement au besoin de maintenir les « services environnementaux » avec le soutien financier des bénéficiaires — ce qui en pratique entérine juridiquement le « principe bénéficiaire - payeur » —, établissant l'IMP avec ses responsabilités, fixant le montant des paiements demandés aux diverses catégories de bénéficiaires (ménages en tant que consommateurs d'eau, compagnies d'embouteillage, compagnies de distribution d'eau, touristes), et fixant la part des fonds dévolus respectivement aux coûts de fonctionnement (*via* le budget local) et aux mesures de conservation.

La collecte des ressources a commencé en 2009, et de manière satisfaisante au vu des anticipations de l'IMP (communication personnelle du directeur de l'IMP, 26 juillet 2010). Cependant, le versant contractuel avec les fournisseurs de services est très largement en retard. Durant les dernières années, des activités pilotes ont eu lieu, afin de réhabiliter les terres dégradées, avec le soutien financier d'agences de développement ou du gouvernement indonésien. Mais aucun contrat PSE à proprement parler n'était encore signé lors de nos visites en 2010, apparemment à cause d'un manque de compétences et de l'insuffisance des ressources humaines pour négocier et formaliser des contrats, plutôt qu'à cause d'un manque de motivation et de consentement de la part des fournisseurs de service.

Quels liens véritables entre les évaluations économiques des services écosystémiques et les PSE forestiers en zone tropicale ?

Alors que les PSE — compris au sens large comme des mécanismes encadrant la rémunération de fournisseurs de services écosystémiques par les bénéficiaires (ou leurs intermédiaires) conditionnée à la fourniture effective de ces services — sont une application évidente des évaluations économiques, il est important d'analyser en quoi la théorie et la pratique convergent ou divergent en termes d'utilisation effective de ces évaluations, et pour quelles raisons.

Les PSE fonctionnent idéalement sur le mode du théorème de Coase, ce qui signifie que les fournisseurs et bénéficiaires d'un service donné vont négocier des transferts financiers en fonction des consentements à payer et à recevoir. Le consentement à payer est théoriquement déterminé par le montant des bénéfices obtenus, d'où le besoin de pratiquer une évaluation économique des services. Quant au consentement à recevoir, il est théoriquement déterminé par les coûts de fourniture du service, ces derniers incluant des coûts d'opportunité (par exemple la privation

d'une activité productive due à la conservation d'une parcelle forestière) ou des coûts de mise en œuvre ou de production (par exemple établissement d'une plantation forestière).

Dans les exemples présentés, on observe pourtant que le consentement à payer n'est pas fonction d'une évaluation économique préalable des services écosystémiques procurés. Au Costa Rica, cela s'exprime par des paiements uniformes par type d'usage des terres, sur le modèle d'une subvention de type « *one-size-fits-all* » (géométrie invariable) pour chaque type d'usage, alors même que la plupart des services concernés sont spécifiques aux sites : beauté du paysage, régulation d'un bassin versant, biodiversité. Seul le stockage du carbone pourrait éventuellement être considéré comme équivalent sur l'ensemble des sites — même si cela suppose que toutes les parcelles forestières séquestrent autant, ce qui est erroné — mais il correspond justement à un cas très particulier : la valeur du service reste inconnue (les dommages correspondant à l'émission d'une tonne de CO₂) et, généralement, seul est pris en compte un prix sur les marchés carbone.

On peut considérer que les coûts de transaction importants induits par une évaluation correcte de ces services furent un obstacle à la mise en œuvre à grande échelle de ce programme, sans laquelle il n'aurait pas réellement eu de sens. L'objectif réel au Costa Rica était en effet de contrôler la déforestation pour avoir une image vertueuse, attirer les donateurs, bénéficier globalement de services écosystémiques pour contribuer au bien-être de la population, et développer des revenus liés notamment à l'écotourisme, fort développé dans le pays. Par ailleurs, ce ne sont pas les bénéficiaires eux-mêmes qui financent le programme, puisque le principal contributeur est historiquement l'industrie des hydrocarbures. Cette relative déconnexion entre le paiement et le bénéfice peut également expliquer le moindre besoin de se baser sur des évaluations monétaires pour la mise en œuvre. Des évaluations qu'il serait illusoire d'espérer, ne serait-ce que parce que le programme vise des services hétérogènes et combinant services locaux (bassins versants), nationaux (écotourisme) et globaux (climat). L'option d'un paiement pour la combinaison des services (« *bundling* ») fut donc privilégiée.

En Indonésie, le consentement à payer des résidents urbains fut plutôt imposé par les régulateurs, certainement sur la base d'un tarif réaliste et socialement acceptable. Pour résumer, les décideurs ont déterminé un tarif pour chaque type de service : droit d'entrée dans le parc national pour bénéficier de la beauté du paysage, paiement associé à la consommation d'eau minérale, etc. Chaque type de service est donc soumis à ses propres caractéristiques et finalités quant au montant des paiements : le tourisme paysager reste une activité volontaire, et le régulateur a considéré que les étrangers étaient en mesure de payer davantage que les touristes locaux en raison de leur pouvoir d'achat, tandis que la consommation d'eau courante en ville est nécessaire et que le taux d'imposition doit appréhender les conséquences sociales et politiques. Alors même que les besoins financiers pour mettre en œuvre une bonne gestion des terres en amont sont une grande inconnue, le taux d'imposition a répondu à une considération principale : quel montant est politiquement acceptable, sachant qu'il est amené à évoluer en fonction des besoins et de la situation économique de la région ?

Cette faiblesse du rôle joué par les évaluations économiques est partiellement liée à l'implication tout à fait centrale des autorités publiques dans la définition et la mise en œuvre des PSE étudiés. En effet, cela rend moins stratégique l'évaluation précise des bénéfices obtenus des différents services. Ce qui devient stratégique, en revanche, est la prise en compte des consentements à payer, puisque les payeurs sont dans nos exemples soit des contribuables électeurs, soit des industries puissantes. Ainsi, le processus suivi dans nos deux exemples est relativement similaire : identification des agents auprès de qui lever une taxe (ou équivalent), fixation d'un montant politiquement acceptable, puis élaboration de contrats de type PSE auprès des vendeurs de services en fonction des ressources disponibles. Ainsi, au Costa Rica, il y eut beaucoup de demandes de la part de propriétaires terriens qui sont restées insatisfaites en raison du budget limité.

CONCLUSIONS

Les travaux désormais nombreux d'évaluation des services écosystémiques des forêts sont souvent reçus avec beaucoup d'intérêt par les différents opérateurs concernés qui en espèrent des retombées concrètes à plus ou moins court terme. Nous souhaitons donc revenir dans cette conclusion sur les difficultés qui demeurent pour aller dans cette direction. En effet, ces travaux suscitent aujourd'hui de nombreux débats, qui ne sont pas propres aux forêts et se déroulent sur différents registres.

Le premier, que nous n'avons pas évoqué dans cet article, est celui de la légitimité. La critique porte, d'une part, sur le caractère anthropocentrique de cette évaluation (l'homme évalue la nature à l'aune de ses intérêts) et, d'autre part, même si l'on accepte ce point de vue anthropocentrique, sur le bien fondé de la réduction des multiples valeurs — éthiques, esthétiques, émotionnelles, patrimoniales — que l'homme accorde à la nature à une simple valeur monétaire. On trouvera dans Bourg (2009) un exemple de ces critiques.

Le second registre est celui de la faisabilité. Il s'agit d'un débat technique sur la capacité des méthodes économiques à réellement appréhender, de manière exhaustive et robuste, la valeur tant actuelle que future de biens non-marchands. Comme nous l'avons vu, cette objection est légitime car de nombreux services ou composants de la valeur (notamment les valeurs de non-usage mais pas seulement) apparaissent aujourd'hui difficiles à cerner. Il est donc préférable, comme le propose le rapport du CAS, de se limiter à des méthodes robustes et de reconnaître que les évaluations obtenues sont des estimations par défaut (et donc qu'il s'agit de sous-estimations des services). En outre, le déficit de faisabilité observé jusqu'à présent concerne aussi la question des coûts de transaction. En effet, plus l'échelle à laquelle l'évaluation est faite est petite, plus elle est opérationnelle, or les coûts deviennent alors extrêmement élevés par unité de service produit.

Enfin, le troisième registre est celui de l'opportunité d'une rémunération. La question du paiement des services écosystémiques est alors posée au regard des divers effets négatifs que cette pratique peut susciter : spéculation sur le foncier, marginalisation des bénéficiaires liées à la rente, chantage écologique, remplacement implicite du principe pollueur - payeur par un principe pollueur - payé (on rémunère l'abandon de pratiques négatives), etc. Nous renvoyons en particulier à Pirard *et al.* (2010) pour une analyse de ces aspects.

Il semble donc prudent de considérer ces approches économiques surtout comme des éléments qualitatifs pour débattre des politiques publiques vis-à-vis de la forêt — Claude Henry parlait de « la microéconomie comme langage de négociation » à propos de l'utilisation des évaluations économiques lors des négociations menant à la décision publique — et d'admettre que le chemin vers une rémunération effective et substantielle des services écosystémiques des forêts sera sans doute encore long.

Bernard CHEVASSUS-AU-LOUIS
 Inspecteur général de l'agriculture
 GABI/GENAQUA
 INRA
 F-78350 JOUY-EN-JOSAS
 (bernard.chevassus@jouy.inra.fr)

Romain PIRARD
 INSTITUT DU DEVELOPPEMENT DURABLE
 ET DES RELATIONS INTERNATIONALES (IDDRI)
 41 rue du Four
 F-75006 PARIS
 (romain.pirard@iddri.org)

BIBLIOGRAPHIE

- AMIGUES (J.-P.), DESAIGUES (B.), VUONG (Q.H.). — L'Évaluation contingente : controverses et perspectives. — *Cahiers d'Économie et de Sociologie rurales*, n° 39-40, 1996, pp. 123-150.
- ANONYME. — Évaluation économique des zones humides. Volume 2. Études de cas sur le bassin Adour-Garonne. — Agence de l'eau Adour-Garonne, juin 2009. — 41 p.
- BIAO (Z.), WENHUA (L.), GAODI (X.), YU (X.). — Water conservation of forest ecosystem in Beijing and its value. — *Ecological Economics*, 67, 2010, pp. 1416-1426.
- BOURG (D.). — Tout ce qui est vivant ne peut être tarifé. — *L'Humanité*, 16 mai 2009, 13.
- BOYD (J.). — Nonmarket benefits of nature: What should be counted in green GDP? — *Ecological Economics*, 61, 2007, pp. 716-723.
- BOYD (J.), BANZHAF (S.). — What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. — *Ecological Economics*, 61, 2007, pp. 616-626.
- BRAHIC (E.), TERREAUX (J.-P.). — Évaluer la valeur économique de la biodiversité en forêt, difficultés et méthodes. — *Sciences, Eaux et Territoires*, 3, 2010, pp. 16-19.
- CHEVASSUS-AU-LOUIS (B.), SALLES (J.-M.), PUJOL (J.L.). — Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Contribution à la décision publique. Rapport du groupe de travail présidé par Bernard Chevassus-au-Louis. — Paris : Centre d'analyse stratégique ; La Documentation française, 2009 (Études et Documents, n° 18).
- CORISCO-PEREZ (C.). — Potabilisation : les coûts réels de production de l'eau potable. Synthèse technique. — Montpellier : ENGREF, 2006. — 12 p.
- DUPOUEY (J.-L.), PIGNARD (G.), BADEAU (V.) *et al.* — Stocks et flux de carbone dans les forêts françaises. — *Forêt Wallonne*, n° 57, 2002, pp. 6-19.
- FAO. — La Situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture. Payer les agriculteurs pour les services environnementaux. — Rome : FAO, 2007. — 234 p.
- FISHER (B.) *et al.* — Ecosystem services and economic theory: Integration for policy-relevant research. — *Ecological Applications*, 18, 2008, pp. 2050-2067.
- FORESTIERS PRIVÉS DE FRANCE (FPF). — Les chiffres clés de la forêt privée. Édition 2008-2009. — Paris : FPF, 2008. — 24 p.
- GUINAUDEAU (M.). — Retenues de substitution : sortir de la controverse. — *Agriculture, Alimentation et Espaces ruraux*, 30, 2009, pp. 5-6.
- HENRY (C.). — Affrontement ou connivence : la nature, l'ingénieur et le contribuable. — Paris : École Polytechnique, 1984 (document interne).
- IFEN. — Les multiples valeurs de la forêt française. — *Les données de l'environnement*, n° 105, août 2005, 4 p.
- JEANNEAUX (P.), AZNAR (O.). — Analyse bibliométrique de la notion de "service environnemental". — Document de travail n° 2010-02 du programme ANR Serena. Disponible en ligne : <http://www.serena-anr.org/spip.php?article181>
- KRIEGER (D.J.). — Economic Value of Forest Ecosystem Services: A Review. — Washington (Etats-Unis) : The Wilderness Society, 2001. — 30 p.
- LAVABRE (J.), ANDREASSIAN (V.). — Les eaux et les forêts. La forêt : un outil de gestion des eaux ? — *La lettre de Médias*, n° 13, 2000, pp. 38-44.
- LEBRETON (P.), VALLAURI (D.). — Si la forêt m'était comptée... Rapport scientifique. — WWF-FRAPNA, 2004. — 23 p.
- LÉONARD (J.), LE BISSONNAIS (Y.), ANDRIEUX (P.), DARBOUX (F.). — L'Érosion, un acteur majeur de la dégradation des sols et de l'environnement. — Dossier INRA « Le sol ». — Versailles : Quæ, 2009. — pp. 128-131.
- LIU (S.), CONSTANZA (R.), FARBER (S.), TROY (A.). — Valuing ecosystem services: Theory, practice, and the need for a transdisciplinary synthesis. — *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1185, 2010, pp. 54-78.
- LOUBIER (S.), CHRISTIN (F.), AUBRY (N.) *et al.* — Comment prendre en compte la demande en eau pour l'irrigation dans un contexte de rareté et d'incertitudes sur la ressource : un exemple de combinaison d'outils sur le bassin de la Charente en France. — Communication Int. Conf. on Environ. Science and Technology, Cyprus, 12-13 mai 2005.

- MAGNANI (F.), MENCUCCINI (M.), BORGHETTI (M.) *et al.* . — The human footprint in the carbon cycle of temperate and boreal forests. — *Nature*, 447, 2007, pp. 848-852.
- MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE ET DE LA PÊCHE (MAP). — Les indicateurs de gestion durable des forêts françaises, édition 2005. — Paris : MAP, 2006. — 148 p.
- MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE, DE L'ÉNERGIE, DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DE L'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE (MEEDAT). — La Valeur économique de la forêt méditerranéenne en France. — *Lettre Évaluation*, n° 17, juin 2008, 4 p.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. — Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. — Washington, DC: Island Press, 2005. — 100 p.
- MULLAN (K.), KONTOLEON (A.). — Benefits and costs of protecting forest biodiversity: case study evidence. — Final Report submitted to the IUCN and EEA, 2008. — 82 p.
- OFFICE NATIONAL DES FORÊTS (ONF). — Forêt et Carbone. — *Dossier* n° 05, juin 2006, 4 p.
- PEARCE (D.), MORAN (D.). — The economic value of biodiversity. — IUCN and Earthscan, 1994.
- PEARCE (D.W.), PEARCE (C.G.T.). — The value of forest ecosystems. — *CDB Technical Series*, n° 4, 2001, 59 p.
- PERROT-MAÎTRE (D.). — The Vittel payments for ecosystem services: a “perfect” PES case? — Londres : International Institute for Environment and Development, 2006. Accessible sur <http://pubs.iied.org/pdfs/Goo388.pdf>
- PIRARD (R.), BILLÉ (R.). — Paiements pour services environnementaux – de la théorie à la pratique en Indonésie. — *Vertigo*, 11(1), 2010. Accessible sur <http://vertigo.revues.org>
- PIRARD (R.), BILLÉ (R.), SEMBRES (T.). — Upscaling Payments for Environmental Services (PES): Critical Issues. — *Tropical Conservation Science*, 3(3), 2010, pp. 249-261. Accessible sur <http://tropicalconservationscience.org/>
- PIRARD (R.), BROUGHTON (E.). — Instruments de marché pour la biodiversité : la réalité derrière les termes. — Paris : Institut du développement durable et des relations internationales, 2011. (Analyses 03/11). Accessible sur <http://www.iddri.org>
- QUINET (A.). — La Valeur tutélaire du carbone. Rapport du groupe de travail présidé par Alain Quinet. — Paris : Centre d'analyse stratégique ; La Documentation française, 2009 (Études et Documents, n° 16).
- RAUCH (T.). — Kapital Wald. — cité par Lebreton et Vallauri, 2004.
- SANCHEZ-AZOFEIFA (G.A.), PFAFF (A.), ROBALINO (J.A.), BOOMHOWER (J.P.). — Costa Rica's Payment for Environmental Services program: Intention, implementation and impact. — *Conservation Biology*, 21, 2007, pp. 1165-1173.
- SCHERRER (V.). — Réinventer la chasse pour le XXI^e siècle. — Rapport au Conseil économique et social, 2002. — 266 p.
- STENGER (A.), HAROU (P.), NAVRUD (S.). — Valuing environmental goods and services derived from the forests. — *J. of Forest Economics*, 15, 2009, pp. 1-14.
- TARDIEU (H.). — Water management for irrigation and environment in a water-stressed basin in SouthWest France. *In* : Irrigation and River Basin Management / M. Svendsen (ed.). — CAB International, 2005.
- TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers. Summary: Responding to the value of Nature. — 2009.
- TURNER (K.R.), PAAVOLA (J.), COOPER (P.) *et al.* . — Valuing nature: lessons learned and future research directions. — *Ecological Economics*, 46, 2003, pp. 493-510.
- WILLIS (K.G.), GARROD (G.), SCARPA (R.) *et al.* . — The social and environmental benefits of forests in Great Britain. — Edinburgh : Report to Forestry Commission, 2003. — 36 p. Consultable sur : [www.forestry.gov.uk/website/PDF.nsf/pdf/sebrepto703.pdf/\\$FILE/sebrepto703.pdf](http://www.forestry.gov.uk/website/PDF.nsf/pdf/sebrepto703.pdf/$FILE/sebrepto703.pdf).
- WUNDER (S.). — Payments for environmental services: some nuts and bolts. — Bogor, Indonésie : Center for International Forestry Research, 2005. — 24 p. (CIFOR Occasional Paper No. 42).
- WUNDER (S.), ENGEL (S.), PAGIOLA (S.). — Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. — *Ecological Economics*, 65, 2008, pp. 834-852.
- ZANDERSEN (M.), TOL (R.S.J.). — A meta-analysis of forest recreation values in Europe. — *Journal of Forest Economics*, 15, 2009, pp. 109-130.

LES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DES FORÊTS ET LEUR RÉMUNÉRATION ÉVENTUELLE [Résumé]

Les services écosystémiques des forêts et, en particulier, ceux qui ne donnent pas lieu à des échanges marchands, font l'objet depuis une quinzaine d'années de nombreux travaux visant à les caractériser, à les quantifier et à estimer leur valeur économique. Ces travaux fournissent des estimations très variées, cette variabilité tenant aux types de forêts étudiés, aux méthodes d'évaluation utilisées mais également au contenu même du concept de services écosystémiques. C'est ce dernier aspect que nous abordons dans la première partie de cet article. Après avoir clarifié les différences entre services écosystémiques, services écologiques et services environnementaux, nous montrons que la notion de « bénéfices tirés des écosystèmes », souvent utilisée pour aborder l'évaluation économique des services, recouvre en fait, en particulier dans des écosystèmes gérés par l'homme comme le sont les forêts tempérées, des contributions relevant à la fois du « capital écologique » et du « capital humain ». Nous concluons en soulignant d'une part, l'intérêt pratique de ces distinctions et, d'autre part, la complexité des relations entre ces services écosystémiques et la biodiversité.

La seconde partie présente une synthèse des estimations disponibles pour la valeur économique des services des forêts françaises. Cette synthèse souligne en particulier l'importance des services de régulation (fixation du carbone, influence sur le cycle de l'eau et la qualité de la ressource en eau, lutte contre l'érosion, etc.), et ceci même si on ne dispose pas aujourd'hui d'estimations économiques pour tous ces services. Les services culturels, notamment récréatifs, apparaissent également avoir en moyenne une importance supérieure à celle de la production de bois. Au total, l'ensemble des services évalués représenterait environ cinq fois la valeur du seul service de production de bois. Cette estimation moyenne ne fournit cependant qu'un ordre de grandeur de l'importance de ces services : outre qu'elle n'intègre que certains services et se limite à leur valeur d'usage, elle serait à décliner pour prendre en compte la diversité des contextes locaux, tant écologiques que socioéconomiques.

Nous abordons dans la troisième partie la question de la rémunération éventuelle des services écosystémiques. Après avoir présenté les différentes utilisations possibles (mais peu observées en pratique) des évaluations économiques de ces services, nous précisons la notion de « paiement pour services écosystémiques » (PSE), qui peut s'entendre soit comme un principe général d'action (la légitimité de rémunérer d'une manière ou d'une autre un fournisseur de service), soit comme un instrument économique-juridique précis (par exemple, et selon la définition la plus couramment utilisée, un contrat volontaire et explicite quant aux conditions de paiement entre un ou des bénéficiaires et un ou des fournisseurs de services nommément identifiés). Nous soulignons que les cas obéissant à cette dernière définition sont, dans la pratique, rares. Deux études de cas portant sur les forêts tropicales, au Costa Rica et en Indonésie, sont ensuite présentées. Elles aboutissent à montrer que l'évaluation du montant des PSE résulte en fait de multiples considérations économiques, sociales et politiques parmi lesquelles les valeurs économiques estimées de ces services, telles que présentées dans la seconde partie, sont pratiquement absentes.

La conclusion revient sur les différents débats autour de l'évaluation économique et de la rémunération éventuelle des services écosystémiques. Elle propose de distinguer les registres de la légitimité, de la faisabilité et, enfin, de l'opportunité et souligne que le chemin vers la rémunération effective de ces services des forêts françaises sera sans doute encore long.

THE ECOSYSTEM SERVICES OF FORESTS AND THEIR POSSIBLE PAYMENT [Abstract]

Forest ecosystem services, particularly those that do not give rise to commodity transactions, have been extensively studied in the last fifteen years so as to characterise, quantify and estimate their monetary value. These studies yield very diverse estimates due to the different types of forests studied, the methods of evaluation used and the content itself of the notion of ecosystem services. We deal with this latter aspect in Part I of the article. After clarifying the differences between ecosystem services, ecological services and environmental services, we show that the notion of "benefits derived from ecosystems", which is often used to deal with economic assessments of services, in fact covers, particularly in man-managed ecosystems such as temperate forests, contributions that derive both from "ecological capital" and "human capital". We conclude by underlining, on the one hand, the practical relevance of these distinctions and, on the other, the complexity of the relations between these ecosystem services and biodiversity.

Part II presents a summary of available monetary value estimates for services provided by French forests. This summary places special emphasis on the importance of regulation services (carbon fixation, influence on the water cycle and the quality of the water resources, erosion control, etc.) in spite of the fact that we do not currently have estimated monetary values for all of these services. Cultural values, namely recreational ones, also appear on average to be more significant than timber production. In total, all the services evaluated are thought to represent some five times the value of timber production alone. However, this average estimate provides just an order of magnitude for the importance of these services; not only does it

integrate just some services and considers use values alone, it furthermore needs to be developed so as to take into account the diversity of local contexts, be they ecological or socio-economic.

In Part III, we broach the issue of possible payment ecosystem services; after describing the various possible uses (which in practice are rarely encountered) for these economic assessments of the services, we detail the concept of “payment for ecosystem services” (PES) which can be construed either as a general principle for action (the legitimacy of compensating a service provider in one way or another), or as a specific economic and legal instrument (e.g., and according to the more common definition, as a voluntary, explicit contract setting out the conditions of payment of one or several beneficiaries and one or several suppliers of services who are named). We stress the fact that the number of cases that follow the second definition is very small in practice. Two case studies relating to tropical forests in Costa Rica and Indonesia are then presented, leading us to the conclusion that the evaluation of PES is the outcome of multiple economic, social and political considerations that very rarely include the estimated monetary values of these services as presented in Part II.

The concluding section reviews the various controversies relating to economic assessment and the possibility of paying for ecosystem services. It is suggested that a clear distinction should be made between the realms of legitimacy, feasibility and, finally, of applicability. Emphasis is placed on the fact that the road towards effective compensation for these services is no doubt still a very long one.
