



LES CAHIERS DE BIODIV'2050 :
COMPRENDRE

Les Paiements pour
Préservation des
Services Ecosystémiques
comme outil de
conservation de la
biodiversité

*Cadres conceptuels et défis
opérationnels pour l'action*

N°1 - Février 2014

LES CAHIERS DE BIODIV'2050 :

Alors que l'humanité a longtemps prospéré au détriment de la biodiversité, peut-elle aujourd'hui inventer de nouveaux itinéraires permettant de développer l'économie pour et par la biodiversité, et trouver les ressources scientifiques, techniques et financières suffisantes pour préserver, voire réparer, les écosystèmes ? L'objectif de la Mission Economie de la Biodiversité (MEB) de la Caisse des Dépôts, lancée en 2012, est d'explorer les relations entre économie et biodiversité et d'apporter des réponses concrètes à ces questions. Il s'agit de développer des solutions d'avenir qui s'ancrent dans un développement économique à long terme, durable et prenant en compte la limitation des ressources naturelles dans une optique de responsabilité sociale et économique.

Au service de l'intérêt général, cette mission de recherche a vocation à partager et mettre à disposition ses travaux auprès des acteurs concernés. C'est dans ce but que nous publions deux fois par an la revue BIODIV'2050 et que nous lançons, avec cette publication, une nouvelle collection : Les Cahiers de BIODIV'2050. Déclinés en quatre catégories, reprenant les chapitres de BIODIV'2050 (Tribune, Comprendre, Inventer et Initiatives), Les Cahiers de BIODIV'2050 permettront d'approfondir les thématiques développées par la MEB et évoquées dans BIODIV'2050.

Ce premier numéro des Cahiers de BIODIV'2050 est consacré aux défis de la mise en œuvre des Paiements pour Services Environnementaux. Le cadre de réflexion présenté ici propose une nouvelle vision de ce mécanisme de financement innovant, pour sa mise en œuvre opérationnelle en France : les Paiements pour Préservation des Services Ecosystémiques.

Laurent Piermont

*Président de CDC Biodiversité
et de la Mission Economie de la Biodiversité*

SOMMAIRE

Introduction 1

1 Evolution des représentations de la biodiversité et de ses interactions avec les sociétés humaines 4

- 1.1 Vers l'émergence des services écosystémiques comme élément conciliateur entre l'Homme et la nature. 4
 - 1.2 L'intégration de la biodiversité au cœur du système socio-économique 6
-

2 Fondements théoriques de la gestion de l'environnement et implications pour les PSE 8

- 2.1 Approche standard en économie de l'environnement et cadre conceptuel coasien 8
 - 2.2 Limites de l'approche standard en économie de l'environnement appliquée aux PSE : vers une nouvelle définition de l'instrument. 12
 - 2.3 Vers une troisième voie pour les PSE inspirée de la gouvernance des biens communs ? 14
-

3 Défis pratiques et recommandations pour la mise en œuvre opérationnelle des PPSE 16

- 3.1 Nature du problème environnemental et des parties de la transaction 16
 - 3.2 Efficacité environnementale et efficacité économique des PPSE 18
 - 3.3 Gouvernance 24
-

Conclusion – messages clés 25

Références 26

INTRODUCTION

Il est désormais scientifiquement avéré que la dégradation de la biodiversité est le fruit de pressions cumulées engendrées par les activités humaines (perte et fragmentation des habitats, espèces invasives, pollution, changement climatique, surconsommation de ressources). Si l'évolution du vivant procède de phénomènes de spéciation et d'extinction, le taux d'extinction actuel des espèces laisse supposer que nous serions entrés dans la sixième vague d'extinction massive de l'histoire de notre planète, la première d'origine anthropique. Or, la biodiversité est la clé de voûte du fonctionnement des écosystèmes dont les sociétés humaines tirent des biens et services indispensables à leur développement. En somme, l'Homme pourrait bel et bien être en train de remettre en cause les conditions mêmes de sa propre existence. Pour faire face à un défi de telle ampleur, la prise de conscience des interrelations qui nous unissent à la nature paraît indispensable. Nos relations et notre vision de la nature ont évolué. Au-delà de sa conservation, de par la nécessaire coévolution entre systèmes humains et systèmes naturels qu'il s'agit de construire, nos interrelations avec les écosystèmes doivent aujourd'hui être gérées. La question conditionnant la réussite d'une telle entreprise est donc la suivante : **comment assurer le maintien ou la restauration des écosystèmes et des services écosystémiques que l'Homme tire de leur fonctionnement dans une optique de recherche du bien-être collectif ?** Cette problématique, au-delà de la réflexion théorique qu'elle suppose, renvoie concrètement à une réalité éminemment sociale : la pérennité des sociétés humaines doit passer par la conciliation entre modernité et préservation de la biodiversité. L'approche économique de l'environnement offre à ce titre des instruments susceptibles de décloisonner les problématiques de développement local et de conservation de la nature. Pour autant, cette approche, largement basée sur le modèle économique néoclassique, doit s'extraire de la visée normative qui l'anime pour mieux rendre compte de la réalité des phénomènes économiques et écologiques. Mettre l'accent sur les interactions entre les agents économiques et les représentations collectives, plutôt que sur l'unique satisfaction des préférences individuelles, permettrait sans doute de mieux appréhender ce contexte. Cette vision paraît indispensable lorsque l'objet de l'analyse porte sur des systèmes écologiques et des comportements humains par nature complexes. C'est donc sous cet angle de lecture qui ne réduit pas tout à l'économie, mais qui au contraire tente de relier l'économie à ce qui constitue son environnement, que nous proposons d'analyser le potentiel des paiements pour services écosystémiques ou environnementaux, tels qu'ils sont dénommés, parfois de manière indifférenciée, dans la littérature.

Le principe du mécanisme réside dans la rémunération contractuelle d'acteurs conditionnellement au maintien ou à la restauration d'un ou plusieurs services écosystémiques préalablement identifiés. L'attention croissante dont ils font l'objet sur les plans scientifique et politique est telle qu'il est possible d'anticiper, dans un futur proche, le passage entre deux situations. L'une, actuelle, où ce mécanisme constitue une solution émergente utilisée dans des contextes restreints. L'autre, potentielle, où des acteurs (agriculteurs, forestiers, entreprises...) considéreraient ces rémunérations comme la résultante d'une activité commerciale au sein d'un portefeuille d'activités génératrices de revenus (Pirard et al., 2010).

Pour créer les conditions d'une rupture dans l'appréhension tant conceptuelle qu'opérationnelle de cet outil émergent, nous construisons l'analyse autour de deux avancées clés.

► Un changement de terminologie cherchant à clarifier les contours de l'instrument.

Contrairement à ce que l'intitulé « paiement pour services écosystémiques » peut laisser penser, l'objet de la transaction dans le cadre de ce dispositif n'est pas le service écosystémique en lui-même, dérivé d'une ou plusieurs fonctionnalités écologiques par nature non appropriables, mais l'adoption d'usages particuliers de ressources (principalement les terres) ou de pratiques spécifiques susceptibles de maintenir ou de restaurer un ou plusieurs services écosystémiques. En d'autres termes, c'est l'action de l'Homme permettant de faciliter la préservation de services écosystémiques qui est rémunérée. Par conséquent, on peut partir du principe que la transaction porte plutôt sur un service environnemental, au sens de service que les hommes se rendent entre eux par l'intermédiaire des écosystèmes. Ceci conduit de fait à privilégier la notion de « paiement pour services environnementaux » (PSE) qui sera utilisée tout au long de l'étude pour désigner l'instrument de manière générale. Cependant, si l'idée est juste, cette terminologie porte également à confusion par sa proximité linguistique avec la précédente et les différentes interprétations possibles de la notion de « service environnemental » qui ne fait pas l'objet d'une définition encore stabilisée dans la littérature (Bonin et Antona, 2012), contrairement à celle de service écosystémique. Certains auteurs tendent à définir les services environnementaux uniquement sous l'angle des

services rendus par l'Homme aux écosystèmes, renversant ainsi la logique, et occultant la deuxième partie de l'équation censée être prise en compte par le dispositif, à savoir la dépendance des activités humaines aux services tirés de la nature. Ainsi, pour tenter de lever ces incertitudes qui nuisent au débat et à la clarté du mécanisme, nous proposons l'emploi de la terminologie « **paiement pour préservation des services écosystémiques (PPSE)** » pour acter notre approche des PSE. Ce nouveau terme place sciemment l'Homme à l'entrée et à la sortie du dispositif, de par les actions positives sur les écosystèmes qu'il peut conduire, et les bénéfiques qu'il peut en tirer, tout en mettant l'accent sur l'objectif principal de l'instrument, à savoir le maintien ou la restauration des services écosystémiques.

► Un changement de regard tourné vers la réalité du terrain.

Le changement de terminologie s'accompagne d'une appréhension renouvelée du mécanisme. Il s'agit de passer d'une vision des PSE prônée à l'échelle globale, à vocation universelle et plaçant l'efficience économique en tant qu'objectif inaliénable à une vision territorialisée de l'outil, tournée vers l'action collective, et dont la mise en œuvre doit être réalisée en cohérence avec les politiques publiques et le contexte socio-écologique et institutionnel local.

Ainsi paraît-il nécessaire de s'interroger sur la capacité opérationnelle de l'instrument à répondre à l'objectif qui nous anime ici, à savoir le maintien ou la restauration de services écosystémiques et, ce faisant, la préservation de la biodiversité. L'étude du potentiel des PSE sera faite à la lumière du cadre conceptuel traditionnel coasien⁽¹⁾, mais également des apports de l'économie expérimentale, politique et institutionnelle. Nous verrons du reste que l'objectif de maintien et de restauration de services écosystémiques véhicule une certaine vision de la nature et de la biodiversité qu'il s'agit d'explicitier pour mieux en déceler les dérives.

(1) R. Coase (1910-2013), économiste, lauréat du prix Nobel d'économie (1991), père de la théorie des coûts de transaction et considéré comme l'un des fondateurs de l'économie des institutions.

L'analyse qui suit s'organise en trois temps : la première partie propose un détour historique permettant de mieux comprendre les changements de paradigme qui ont façonné les représentations de la nature et la manière dont l'économie s'est emparée de sa gestion. Le deuxième chapitre se focalise sur l'analyse des fondements théoriques possibles de la gestion des services écosystémiques et des PSE. Enfin, les leçons tirées de ces deux axes de réflexion permettent, dans la troisième partie, de proposer des recommandations pour l'action afin de résoudre les défis posés par la mise en œuvre opérationnelle de l'instrument tel que nous proposons de l'appréhender à travers la notion de paiement pour préservation des services écosystémiques.

A photograph of a forest floor covered in moss and fallen branches, with tall trees in the background. A blue rectangular box is overlaid on the center of the image, containing white text.

Evolution des
représentations de
la biodiversité et
de ses interactions
avec les sociétés
humaines

1 Evolution des représentations de la biodiversité et de ses interactions avec les sociétés humaines

1.1 Vers l'émergence des services écosystémiques comme élément conciliateur entre l'Homme et la nature.

Plusieurs évolutions historiques au sein des sciences naturelles et humaines ont forgé la perception que nos sociétés modernes ont de la biodiversité, des enjeux qui lui sont associés, des politiques à mettre en œuvre pour garantir sa préservation et des cadres conceptuels permettant son appropriation par un large panel d'acteurs.

■ Biodiversité : des espèces aux fonctionnalités écologiques

Les représentations scientifiques de la biodiversité ont fondamentalement évolué au fil du temps. La vision historique centrée sur les espèces, en particulier les plus remarquables, avait pour objectif d'en dresser un inventaire le plus exhaustif possible. Cette approche a néanmoins été rapidement confrontée au caractère quasi inaccessible d'un tel projet. Ce d'autant plus que les avancées scientifiques rendaient compte de la diversité effective du nombre d'espèces restant encore à découvrir. A partir du XVIII^{ème} siècle, les prémisses d'une vision évolutive et fonctionnelle de la biodiversité ont progressivement remis en cause la pertinence du catalogue d'espèces comme unique indicateur de mesure, en focalisant l'attention sur le rôle que jouent les espèces, et les interactions entre elles (compétition et coopération) dans le fonctionnement des écosystèmes. Ce dernier point définit le cœur de ce que l'on entend aujourd'hui par biodiversité, à savoir la diversité du vivant, des divers niveaux d'organisation qui le composent et des dynamiques qui l'animent. L'implication de cette représentation de la biodiversité pour les politiques visant à sa préservation est double.

► **La nécessité de « gérer l'inconnu, c'est-à-dire envisager la biodiversité et ses évolutions à partir d'une perception partielle et biaisée de sa réalité » (Chevasus-au-Louis et al., 2009).** Il s'agit de prendre des décisions de type « sans regrets » dans un univers complexe et incertain, ce qui implique le respect d'un principe de

précaution et une certaine humilité dans l'appréhension des dynamiques écologiques dont notre connaissance est encore limitée ;

► **Privilégier une approche systémique en mettant l'accent sur l'organisation et les relations qui unissent les éléments plus que sur leur nature.** En somme, envisager l'unité du système dans la pluralité de ses composantes (Passet, 2010). Cela revient concrètement à préserver les fonctionnalités écologiques, non pas de manière cloisonnée, mais bien comme éléments constitutifs d'un ensemble cohérent, l'écosystème.

■ Vers un rôle primordial des territoires en matière de préservation de la biodiversité

Longtemps, la solution mise en avant pour protéger la nature a consisté à la préserver de l'Homme en espérant que celle-ci, livrée à elle-même, retrouverait un état originel perdu. D'une politique centrée jusque dans les années 1980 sur la conservation de la biodiversité remarquable⁽²⁾ via la création de zones sanctuaires ou de listes d'espèces protégées, les politiques de conservation se sont peu à peu focalisées sur l'utilisation durable des ressources biologiques et la gestion intégrée de la biodiversité ordinaire. Cette dernière approche a notamment été actée lors du Sommet de la Terre à Rio en 1992 (Boisvert et Torjman, 2012). Le concept de protection basée sur la sanctuarisation de la nature n'avait pas pris en compte la capacité d'évolution spontanée du vivant, en raison de ses dynamiques intrinsèques, mais également en réponse aux bouleversements engendrés par les activités humaines dont l'influence est telle que la nature doit désormais être gérée pour assurer sa protection (Piermont, 2010). En parallèle, l'évolution des sociétés modernes a favorisé un contexte de décentralisation politique, suivant le principe de subsidiarité, à l'échelle de territoires constitués d'une pluralité d'acteurs. Ce mouvement de décentralisation du pouvoir illustre une reconnaissance du bien-fondé de la participation de parties prenantes dans les processus de prise de décision censés répondre aux aspirations citoyennes. En matière environnementale, ces nouveaux

(2) Remarquable sur le plan biologique, mais également socio-économique, voire juridique (CAS, 2009).

modes de décision dotent les acteurs locaux et les territoires d'une nouvelle légitimité dans les politiques de préservation de la biodiversité.

■ L'appropriation progressive de la biodiversité par la science économique

Dans le domaine de la théorie économique, la place de la nature a pris des formes variées au fil des avancées et des confrontations entre les courants de pensée avant d'arriver à la conception actuelle, et, plus largement, en cohérence avec « les grandes représentations du monde de chaque époque » (Passet, 2010). L'économie, définie comme la science des choix d'utilisation de ressources rendus nécessaires par leur rareté dans une optique de satisfaction des besoins humains, a longtemps perçu la nature comme productrice de ressources et de services indispensables pour l'Homme (matières premières, air, eau) mais dont l'abondance relative permettait à chacun d'en bénéficier sans en priver autrui. Il ne paraissait donc pas opportun d'en organiser l'appropriation ou la gestion, ce qui plaçait ces considérations hors du champ d'analyse traditionnel de la discipline économique (Gomez-Baggethun et al., 2009).

Pourtant, une rupture s'opère au XIX^{ème} siècle. La croissance industrielle et le développement technologique entraînent une transformation profonde des centres d'intérêt de la pensée économique. La science économique focalise son attention sur l'accumulation de capital, la valeur d'échange et l'analyse monétaire, au détriment des facteurs de production terre et travail, de la valeur d'usage et de l'analyse physique⁽³⁾. Le courant néoclassique se développe dans cette période d'abondance apparente des ressources naturelles et restreint l'analyse économique aux biens et services auxquels on peut attribuer une valeur monétaire. Par conséquent, la nature et les services non marchands que la société en tire en sont exclus.

Vers le milieu du XX^{ème} siècle, le temps du monde fini commence (Valéry, 1931). La prise de conscience de la rareté croissante des ressources naturelles et de la dégradation des écosystèmes entraîne une réappropriation progressive de l'environnement dans le champ de l'économie, donnant naissance à l'économie de l'environnement. Cette discipline se base sur le cadre axiomatique néoclassique, privilégiant une vision utilitariste de la nature⁽⁴⁾, et s'efforce de rendre compte des valeurs de la biodiversité, notamment en lui attribuant

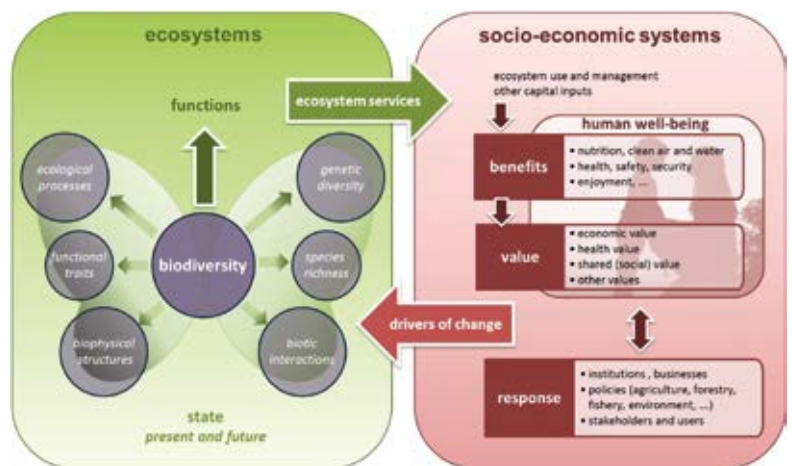
(3) Au sens de l'analyse des flux réels (énergie, matières).

(4) L'économie de l'environnement est basée sur deux principes : la substituabilité entre facteurs de production, avec le capital comme élément essentiel, et la théorie de la valeur utilité, procurée par la consommation, comme fondement de la commensurabilité des marchandises et du moteur des échanges entre individus (Orléan, 2011).

Cadre conceptuel des relations Homme-nature

Choisi dans le cadre du projet « Efese⁽¹⁾ » du ministère de l'Écologie et du Développement Durable, pendant national du Millenium Ecosystem Assessment, le modèle dit « Papillon » place la biodiversité au cœur du fonctionnement des écosystèmes, indépendamment des considérations humaines. Le lien est cependant clair dans la mesure où la biodiversité est à la base de fonctionnalités écologiques générant des services écosystémiques que les systèmes socio-économiques peuvent utiliser et gérer de manière bénéfique pour le bien-être humain, mais qu'ils peuvent également modifier via leurs impacts sur les écosystèmes.

(1) Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques.



Source : MAES-Commission Européenne, 2013

une valeur monétaire. En rupture avec une partie du cadre conceptuel et méthodologique néoclassique, l'économie écologique s'est ensuite emparée du sujet en revendiquant l'absence de substituabilité entre les différentes formes de capitaux (manufacturier, naturel...) et l'incommensurabilité des valeurs de la biodiversité, via l'étalon monétaire (Neumayer, 1999).

■ Les services écosystémiques comme concept à l'interface entre l'économie et l'écologie

Les mutations présentées ne sont pas indépendantes les unes des autres. Elles constituent un ensemble de phénomènes qui se nouent et se renforcent mutuellement. L'évolution de la conception scientifique de la biodiversité a largement contribué à la transformation des politiques de la conservation de la nature. Celles-ci se sont inscrites dans un processus plus large de décentralisation politique. La réorientation des politiques publiques à des échelles plus localisées est à mettre en parallèle avec l'affirmation de la position hégémonique de l'économie de marché (qui procède du cadre théorique néoclassique) comme mode d'organisation sociale des activités

humaines. Enfin, la prise de conscience du passage d'un « environnement qui entoure à une biosphère qui englobe » (Passet, 2010) a poussé à l'intégration de la biodiversité et de ses nouvelles relations avec les activités humaines au cœur de la pensée économique.

Ces changements concomitants de paradigme ont participé à la montée en puissance du concept de services écosystémiques. Celui-ci véhicule intrinsèquement une vision anthropocentrée des écosystèmes. Le terme « service », contrairement aux termes « fonction ou fonctionnalité écologique », fait ainsi explicitement écho aux notions d'« usagers » et de « producteurs »⁽⁵⁾. Le concept, faisant d'abord l'objet d'un intérêt certain dans le monde académique, a ensuite été porté par le champ politique avec comme points d'orgue le *Millenium Ecosystem Assessment* (2001-2005) et l'étude *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (2010). Apparu à partir des années 1970, avec l'idée au départ de sensibiliser l'opinion publique à la conservation de la nature (de Groot, 1987), **la notion de service écosystémique a progressivement été utilisée comme un moyen de rendre compte de la valeur sociale des fonctionnalités écologiques.** Elle matérialise un lien direct entre dynamiques écologiques et bien-être humain, et acte la dépendance des sociétés à l'égard des systèmes écologiques permettant le maintien de la vie (y compris la vie humaine). Ce concept a permis une appropriation des réflexions autour de la conservation de la nature allant bien au-delà du cercle des acteurs traditionnels. **Les services écosystémiques sont considérés aujourd'hui comme un point d'entrée possible pour la conciliation entre des objectifs de développement économique et de préservation de la biodiversité.**

Mais il ne faut pas perdre de vue ici que la vision de la nature véhiculée par cette notion est celle d'une nature nécessaire à la production de services écosystémiques, et donc restreinte à une vision instrumentale des écosystèmes et de la biodiversité. Ainsi, une limite claire doit être posée entre, d'une part, la biodiversité ordinaire pour laquelle l'entrée par les services écosystémiques peut paraître opportune pour assurer sa préservation et, d'autre part, la biodiversité remarquable dont la conservation répond à d'autres valeurs que celles basées uniquement sur des considérations socio-économiques.

1.2 L'intégration de la biodiversité au cœur du système socio-économique

En parallèle de la démocratisation de la notion de services écosystémiques, une réflexion s'est élevée sur la manière dont les valeurs instrumentales de la biodiversité pouvaient

être intégrées dans la prise de décision, notamment socio-économique, pour fournir une aide à l'arbitrage des tensions entre développement économique et conservation de la nature. Pour ce faire, deux approches, non nécessairement complémentaires, ont émergé :

► **Valoriser économiquement les services écosystémiques, en faisant l'hypothèse d'une relation linéaire entre le niveau des services et les variations de la biodiversité ordinaire.**

Si le recours à l'évaluation monétaire dans ce contexte continue à faire débat, l'intégration des valeurs de la biodiversité dans les stratégies et les processus de planification nationaux et locaux, et leur incorporation dans les comptes nationaux et les systèmes de notification, sont des objectifs partagés au niveau international⁽⁶⁾. L'évaluation, telle qu'elle est entendue ici, est censée remettre en cause l'invisibilité (économique) des valeurs de la biodiversité et des écosystèmes, qui a conduit jusqu'à présent à la dégradation et la perte non raisonnée du capital naturel, en rendant les acteurs conscients de l'utilité économique de la nature, des bénéfices tirés de sa conservation et des coûts engendrés par sa destruction. Par là, elle peut être considérée comme un outil permettant de procéder à un recalibrage de la boussole économique défectueuse qui a précipité des décisions préjudiciables au bien-être des générations actuelles et futures (TEEB, 2010).


► **Mobiliser des instruments économiques pour rendre effectifs les changements nécessaires de comportement des agents.**

Ces instruments économiques, dont les paiements pour services environnementaux figurent en première ligne, sont aujourd'hui au cœur de l'agenda politique. Ils viseraient à assumer la fonction de véhicule pour l'intégration des valeurs des services écosystémiques au cœur de la prise de décision.

D'après la littérature scientifique, les instruments dits de marché occupent une place singulière parmi les instruments économiques. Ils semblent se différencier des autres outils disponibles, notamment réglementaires, sur trois plans principaux : leurs capacités à fournir des incitations, à allouer les ressources plus efficacement, et à combler le manque de financements pour la conservation (Lapeyre et al., 2012). La question est de savoir dans quelle mesure ce triptyque s'applique aux PSE et si cet outil, au-delà de l'engouement qu'il suscite, peut répondre aux enjeux du moment en matière de préservation de la biodiversité. Pour cela, et plus largement dans un objectif d'analyse critique des fondements de ce mécanisme, une revue du cadre conceptuel théorique des PSE est nécessaire à la lumière de l'évolution des connaissances et des mutations décrites précédemment.

(5) En cela, la notion de service écosystémique a explicitement des fondements économiques, contrairement à celle de fonctionnalité écologique.

(6) Objectif d'Aichi A2 du plan stratégique 2011-2020 pour la diversité biologique.

A scenic view of a rolling green landscape, likely a vineyard region. The foreground shows rows of grapevines supported by wooden stakes, with some red flowers in bloom. The middle ground features a patchwork of green fields and small clusters of buildings. The background consists of rolling hills under a bright sky. A semi-transparent blue text box is centered over the middle ground.

Fondements
théoriques de
la gestion de
l'environnement et
implications pour
les PSE

2 Fondements théoriques de la gestion de l'environnement et implications pour les PSE

Le marché, en tant que mode d'organisation sociale des activités économiques, est régulièrement mis en avant comme gage de l'utilisation et de la gestion efficiente des ressources disponibles. Dans le domaine de l'environnement comme dans celui des secteurs économiques traditionnels, son caractère incitatif, *via* le système des prix, serait à même de favoriser l'atteinte d'un objectif donné de manière plus efficace que les politiques coercitives traditionnelles qui imposent des normes ou des pratiques *via* la réglementation. Cette logique s'applique-t-elle dans le contexte de la biodiversité ? Le fonctionnement de marché, de part ses vertus incitatives *via* notamment les changements de prix relatifs, constitue-t-il le mode de gestion alternatif des services écosystémiques le plus approprié ? Quelles sont les conditions et limites de ce raisonnement ? Les PSE sont-ils assimilables à des instruments de marché, voire à des « marchés de services écosystémiques » ? Quelles relations entretiennent les PSE avec l'évaluation économique des services écosystémiques censée révéler leur « vrai prix » ? Nous verrons que ces questions, qui peuvent paraître relativement théoriques au premier abord, conditionnent grandement la manière dont l'instrument peut être mis en œuvre sur le terrain.

2.1 Approche standard en économie de l'environnement et cadre conceptuel coasien

■ La maximisation du bien-être collectif issu du fonctionnement des marchés

Pour tenter d'apporter quelques éléments de réponse à ces interrogations, il est tout d'abord nécessaire d'explicitier les fondements théoriques des vertus que l'on

prête au marché. Lorsque ces vertus sont évoquées, il est fait implicitement référence au cadre axiomatique du modèle économique néoclassique. Ce modèle est basé sur les principes de l'individualisme méthodologique qui circonscrit la logique d'un système à celle des individus qui la composent. Les comportements humains y sont confinés à ceux d'un *Homo oeconomicus* cherchant à atteindre un objectif d'optimisation de sa satisfaction propre, en faisant totalement abstraction d'autrui qui n'existe que dans un rapport d'indifférence ou de rivalité. Pour l'*Homo oeconomicus*, la relation aux objets prime sur la relation aux autres individus (Orlean, 2011). Celui-ci dispose par hypothèse d'une information parfaite. Concrètement, selon la nature des agents économiques, l'objectif consiste à maximiser l'utilité tirée de la consommation de biens sous contrainte budgétaire, ou à maximiser le profit sous contrainte des coûts de production.

A quel résultat, en termes de bien-être social, amène la confrontation de l'ensemble des décisions individuelles des agents sur les marchés dans le modèle néoclassique ? Sous un certain nombre d'hypothèses de concurrence pure et parfaite sur les marchés⁽⁷⁾, on démontre qu'il existe un système de prix permettant l'égalisation entre l'offre et la demande sur l'ensemble des marchés, amenant ainsi à un équilibre général (Arrow et Debreu, 1954). Or, l'allocation de ressources dérivée de cet équilibre des marchés, à savoir les quantités des biens produits et consommés au sein de l'économie, forme un optimum parétien (au sens de V. Pareto), c'est-à-dire qu'elle débouche sur une situation où l'on ne peut améliorer la satisfaction d'un individu

(7) Incluant l'atomicité des agents, la transparence des marchés et l'information parfaite, le libre accès sur les marchés, et l'homogénéité des biens. On suppose également la divisibilité et l'appropriabilité des biens.

sans réduire celle d'au moins un autre⁽⁸⁾. En d'autres termes, si l'on choisit le critère de Pareto comme critère d'évaluation normatif du bien-être collectif, les décisions indépendantes et non concertées de millions d'individus aux intérêts contradictoires n'engendrent ni désordre ni affrontement généralisé dans le domaine marchand. Au contraire, la libre concurrence, telle une « main invisible », conduit à un équilibre qui assure la maximisation conjointe des satisfactions individuelles et du bien-être collectif (Généreux, 2000). Cette « main invisible » fonctionne-t-elle dans le domaine des services écosystémiques ?

■ Les services écosystémiques comme source de défaillances de marché

En dépit de son attrait évident, le modèle néoclassique pêche par une faiblesse de taille. Les conditions d'existence et de stabilité de l'équilibre optimal, à savoir les hypothèses qui fondent l'ensemble du raisonnement, sont particulièrement réductrices au regard de la complexité de la psychologie humaine, de la réalité des relations économiques observées et des caractéristiques nécessaires des biens et services.

Dans le domaine de l'environnement, nombre de ressources n'ont justement pas les caractéristiques requises pour que le marché puisse en assurer la gestion de manière optimale, entraînant ainsi une sur-utilisation du bien ou service en question : on parle alors de défaillances de marché. Le résultat obtenu correspond à ce que l'on appelle la tragédie des communs (Hardin, 1968). Cette théorie stipule que les ressources naturelles dont l'accès et l'utilisation ne sont pas soumis à des limitations et dont les droits de propriétés sont mal définis sont

condamnées à être surexploitées. Mais le raisonnement s'applique également pour les services écosystémiques. Ces derniers ont des caractéristiques spécifiques :

► Pour les biens privés, il est clairement établi, y compris empiriquement, que la gestion par le marché, l'hypothèse de rationalité des agents et la propriété individuelle ont des bienfaits (Ostrom, 2010 ; Ostrom et Cole, 2010). Cependant, **les services écosystémiques, en dehors des services d'approvisionnement, ne sont pas des biens privés. A l'inverse, ils sont assimilables, la plupart du temps, à des biens publics**, ce qui rend problématique leur appréhension par le marché. Les biens publics ont deux caractéristiques principales (Samuelson, 1954) : la non-rivalité dans la consommation, c'est-à-dire que la consommation d'un bien ne diminue pas la quantité totale disponible pour les autres ; et la non-exclusivité, c'est-à-dire l'absence de possibilité d'exclure autrui de la jouissance d'un bien (Tableau 1). En fonction du service écosystémique considéré, le degré de rivalité et d'exclusivité varie fortement (du bien commun exclusif et rival, au bien public non rival et non exclusif)⁽⁹⁾. Le problème principal des biens publics réside dans le fait qu'ils engendrent des comportements de passager clandestin de la part des acteurs désirant consommer ces biens mais n'ayant aucune incitation à payer pour cette consommation dans la mesure où ils en bénéficient dans tous les cas.

► Les services écosystémiques sont caractérisés par une insuffisance de connaissances, de l'incertitude quant à leur définition et des asymétries d'information concernant les relations socio-écologiques qui les relient avec les modes d'utilisation des terres et les fonctionnalités écologiques.

(8) Premier théorème de l'économie du bien-être. A noter que l'optimum de Pareto fait totalement abstraction des questions liées à l'équité de l'allocation finale des ressources.

(9) Donnant ainsi lieu à 4 catégories de biens, au lieu des deux catégories (biens privés, biens publics) mises en évidence par Samuelson (Ostrom, 2010).

Tableau 1 - Types de biens

		Capacité à soustraire la ressource à usage d'autrui	
		Forte	Faible
Difficulté d'exclusion des bénéficiaires potentiels	Forte	<i>Biens communs :</i> Pêcheries, forêts	<i>Biens publics :</i> Oxygène de l'air, protection contre les incendies
	Faible	<i>Biens privés :</i> Biens alimentaires	<i>Biens clubs ou à péages :</i> théâtres, chaînes TV, aires protégées

Source : Ostrom 2005.

► Enfin, ils peuvent être source d'externalités⁽¹⁰⁾ (Marshall, 1920) en ce sens qu'ils sont susceptibles de produire des situations où l'activité d'un agent a un impact sur le bien-être d'un autre agent, sans que cet impact soit intégré dans leur prise de décision (ex : rejets de polluants par une entreprise affectant l'activité d'une autre entreprise). Ces effets externes sont, en d'autres termes, des coûts ou des bénéfices non intégrés par le système des prix.

Ces trois caractéristiques intrinsèques des services écosystémiques remettent explicitement en cause la capacité du marché à en organiser la gestion de manière à maximiser le bien-être social. C'est sur ce dernier point, à savoir les externalités, que la théorie économique dans le domaine de l'environnement s'est particulièrement penchée pour aller au-delà du simple constat de ces défaillances de marché. Différentes solutions sont traditionnellement mises en avant par la pensée économique pour l'internalisation des externalités, c'est-à-dire leur intégration au cœur du calcul économique des agents.

■ L'internalisation des externalités comme solution pour la gestion des services écosystémiques

► *La régulation par les prix* : une première proposition est issue des réflexions de l'économiste britannique Arthur C. Pigou (1932) pour qui il existe un différentiel entre le coût privé des activités des organisations et leur coût pour la société. Par exemple, le coût de fabrication de produits agro-alimentaires payé par une entreprise du secteur n'inclut pas l'ensemble des effets induits de leur production sur l'environnement (émissions de dioxyde de carbone, consommation d'eau, déforestation et pertes de biodiversité associées). Ces surcoûts sont donc supportés par l'ensemble de la société. Pigou propose que ce différentiel soit comblé par une intervention de l'Etat sous la forme d'une taxe ou d'une subvention visant à modifier le comportement des agents. Cela consiste à rétablir un signal prix qui amène à un rationnement de la production émettrice de polluants faisant de nouveau converger intérêts individuels et collectifs⁽¹¹⁾. Cette action de régulation

Les PSE permettraient de laisser libre cours à la négociation volontaire entre les agents pour internaliser les bénéfices (ou les coûts) liés aux services écosystémiques

par les prix engendre cependant un niveau de pollution relativement incertain et surtout indépendant de toute considération écologique.

► *La régulation par les quantités* : c'est pour surmonter ces incertitudes que John Dales propose, sur la même logique, la solution du marché de droits (1968). Partant sur les mêmes bases de différentiel entre coût privé et coût social des activités, il est le premier à formaliser le principe de fonctionnement des dispositifs de plafonnement et d'échanges. Ces derniers consistent à fixer une quantité de pollution ou un volume d'utilisation d'une ressource à un niveau socialement acceptable et écologiquement viable, puis à laisser les acteurs échanger des droits de sorte à optimiser le coût social de l'atteinte de cet objectif. Ce principe est à la base des dispositifs de « cap and trade » pour les émissions de dioxyde de soufre et d'azote aux Etats-Unis, pour les quotas de pêche de nombreux pays (marchés de quotas individuellement transférables) et du mécanisme de base du protocole de Kyoto (Costanza et al., 2013). L'avantage de cet instrument est que, contrairement à la taxe ou à la subvention, l'économie est ici un outil au service de l'atteinte d'un objectif environnemental, et n'entre pas en considération dans la fixation de l'objectif. Cependant, la méthode d'allocation initiale des droits influe grandement sur l'efficacité du système. Il y a une forte incertitude quant

à l'évolution des prix sur le marché et un suivi coûteux des engagements des acteurs est nécessaire.

► *Le théorème de Coase* : la troisième voie traditionnellement mise en avant pour l'internalisation des externalités, à savoir celle de R. Coase (1960), repose également sur le rôle clé des droits de propriété. Selon lui, l'échange ne porte pas tant sur des entités physiques que sur le droit d'exercer certaines actions en rapport avec l'utilisation des biens. Sur la base de ce constat, il démontre qu'en l'absence de coûts de transaction et si les droits de propriétés sont clairement définis/respectés, **la négociation volontaire entre agents amène à une allocation efficace des ressources grâce au mécanisme des prix, ce en présence d'externalités et quelle que soit l'allocation initiale des droits de propriété.** La négociation décentralisée et directe entre des parties volontaires, sous les deux conditions évoquées, est donc susceptible d'entraîner une internalisation de l'externalité qui engendre une convergence entre satisfaction des intérêts individuels et bien-être collectif. Ces hypothèses présentant une valeur normative pour leurs défenseurs,

(10) Une caractéristique intrinsèquement liée au caractère non-exclusif du service.

(11) C'est notamment tout l'enjeu de l'intégration des valeurs tutélaires des externalités (comme pour le carbone par exemple) dans les évaluations socio-économiques de projets publics.

l'implication politique de ce raisonnement consiste à clarifier et faire respecter les droits de propriétés, notamment fonciers, réduire les coûts de transaction entre les agents, puis laisser la libre négociation amener à un résultat optimal. Ces principes coasiens sont au cœur des fondements théoriques traditionnels des paiements pour services environnementaux.

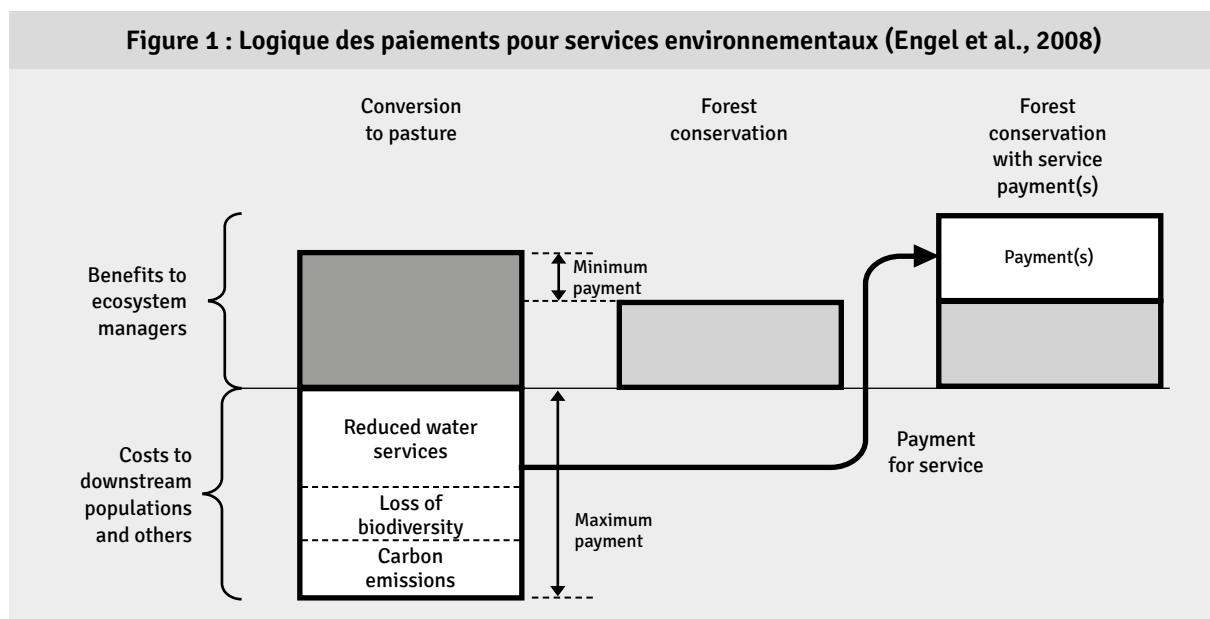
■ Les PSE et le cadre conceptuel coasien

La définition des PSE la plus communément citée dans la littérature est celle de S. Wunder (2005) : c'est une transaction volontaire où un service environnemental bien défini (ou un usage des sols susceptible de sécuriser ce service) est acheté par au moins un acquéreur (ou bénéficiaire) à au moins un fournisseur, si et seulement si le service est réellement fourni par celui-ci (conditionnalité). Wunder justifie le recours au terme de service environnemental car celui de service écosystémique rendrait trop compte de la complexité des relations entre composantes des écosystèmes, alors que, selon lui, l'objectif est de s'intéresser à un service bien identifié (Bonin et Antona, 2012). Au final, d'après cette définition, c'est bien le service rendu par la nature qui est ici l'objet direct de la transaction. Cela suppose que le mécanisme consisterait à payer pour pouvoir bénéficier de manière objective et mesurable d'un service écosystémique ayant fait l'objet d'une appropriation préalable. Nous remettons en cause par la suite les fondements de cette idée.

Cette définition simple et concise illustre tout l'attrait de ce mécanisme qui, basé sur un raisonnement coasien et sur le principe bénéficiaire-payeur (Engel

et al, 2008), permettrait de laisser libre cours à la négociation volontaire entre les agents pour internaliser les bénéfices (ou les coûts) liés aux services écosystémiques, et ce sans passer *a priori* par le prisme de la réglementation. Les incitations aux changements de pratiques qu'ils engendreraient pourraient être mises en œuvre sans se préoccuper des questions de maîtrise foncière (Pirard et al, 2010), seule la capacité à influencer sur le mode d'utilisation des terres étant nécessaire. De manière générale, la rationalité qui anime ce raisonnement correspond de nouveau à faire converger intérêts individuels et intérêt général par l'intermédiaire du système de prix en rendant individuellement profitables des pratiques socialement préférables. Par exemple, dans le cas d'une forêt menacée par une possible conversion des terres à l'agriculture (Figure 1), l'option « déforestation », initialement plus rentable d'un point de vue financier pour le propriétaire terrien que l'option « conservation », mais source d'une perte nette sur le plan économique, devient grâce aux PSE économiquement et financièrement moins rentable que l'option « conservation ».

Le cadre conceptuel coasien du mécanisme place l'efficacité économique au cœur des préoccupations, laissant au second rang la question de l'équité, à savoir la distribution des coûts et des bénéfices. Cette logique, basée sur les incitations et le changement de comportement *via* une modification des prix relatifs, fait indéniablement écho aux vertus des marchés. Au final, elle peut laisser penser que les PSE seraient assimilables à des instruments de marché, voire à une forme de marché dont l'objet de transaction serait les services écosystémiques.



2.2 Limites de l'approche standard en économie de l'environnement appliquée aux PSE : vers une nouvelle définition de l'instrument.

Certaines critiques théoriques et pratiques des éléments présentés précédemment nécessitent désormais d'être mises en évidence, notamment vis à vis du rôle que le signal prix est censé jouer en tant que mécanisme de rationnement et d'allocation optimale des ressources dans le domaine environnemental. Celles-ci permettront de porter un regard nouveau à la fois sur le cadre conceptuel standard de la gestion de l'environnement et sur la définition des PSE.

■ Les services écosystémiques ne sont pas des biens comme les autres

Un service écosystémique n'a de sens que lorsqu'il est pris en considération avec la fonctionnalité écologique qui le sous-entend. Or, l'un des principaux enseignements tirés des connaissances scientifiques sur la biodiversité est que toute fonctionnalité écologique doit être analysée comme élément constitutif d'un tout, l'écosystème, dans la mesure où chaque fonctionnalité est le fruit des multiples interactions du vivant. La préservation de la biodiversité ne peut être réduite à la gestion de ses composantes, non seulement pour des raisons éthiques, mais également pour des raisons d'efficacité des mesures de gestion, compte tenu des interdépendances entre les fonctionnalités écologiques. L'approche économique traditionnelle de l'environnement tend à la segmentation des écosystèmes visant à faciliter leur intégration dans le champ économique (Boisvert et To-djman, 2012). **Cette segmentation, bien que nécessaire pour rendre compte des interactions homme-nature, ne doit pas conduire à passer outre la complexité des processus écologiques souvent caractérisés par des non-linéarités (effets de seuil, effets rebonds)⁽¹²⁾ et des échelles spatiales et temporelles multiples.** Il faut

Ce n'est pas l'Homme qui rend directement des services écosystémiques, il ne peut qu'en faciliter le maintien ou la restauration en modifiant ses comportements ayant un impact sur l'environnement

garder à l'esprit ici que c'est en prétendant substituer ses réponses aux autres disciplines que la science économique sort de son domaine (Passet, 2010).

■ L'internalisation des externalités n'apporte qu'une partie de la solution

L'internalisation des externalités proposée par le théorème de Coase est une condition nécessaire mais non suffisante pour la gestion optimale des services écosystémiques. Selon les termes de Coase lui-même, ce théorème est en effet basé sur un monde hypothétique. En matière environnementale, les coûts de transaction, à savoir les coûts de coordination entre agents lors d'un échange, sont indubitablement positifs dans la réalité et ce même en présence d'un nombre d'acteurs limités. De

plus, la nature des services et de leurs relations avec les activités humaines reste souvent incertaine, réfutant l'hypothèse d'information parfaite des agents, et remettant en cause l'efficacité économique de l'allocation de ressources obtenue. Par exemple, **la plupart des mécanismes de PSE dans les bassins versants manquent d'informations sur les effets hydro-écologiques des changements de pratiques proposés en matière d'utilisation des terres** (Brouwer et al., 2011). De même, l'incertitude quant aux services de régulation des eaux fournis par les forêts est

considérable (Porras et al., 2008). Le niveau d'information des agents peut être particulièrement hétérogène, provoquant des asymétries d'information, elles-mêmes sources d'effets d'aubaine. Enfin, l'internalisation ne prend en compte les dégradations des écosystèmes que dans la limite des coûts économiques perçus. Or, dans bien des cas, compte tenu de la complexité et des spécificités des dynamiques écologiques, ceux-ci ne peuvent être perçus qu'à long terme ou lorsque les écosystèmes sont déjà dégradés (Passet, 2010). Ainsi, ces caractéristiques structurelles des services écosystémiques rendent coûteuse la clarification des relations causales entre changements de pratiques, fonctionnalités et services, ainsi que leur suivi et leur contrôle. Si ces éléments ne remettent pas en cause le principe même des PSE, ils doivent néanmoins être intégrés au cœur de la construction des projets.

(12) Les non-linéarités ne sont souvent pas prises en compte dans les modèles standards, notamment parce qu'elles nécessitent un degré de coordination/concertation entre acteurs, inexistant par hypothèse.

■ L'objet de la transaction d'un PSE n'est pas le service écosystémique

La définition de Wunder véhicule un langage intrinsèquement marchand qui tend à entretenir une certaine confusion sur l'objet réel de la transaction entre les parties de l'échange. En effet, ce qui est rémunéré n'est pas le service écosystémique lui-même, bien public issu d'une fonctionnalité écologique par définition non appropriable. C'est le maintien ou la restauration des conditions qui permet de continuer à en bénéficier. En somme, **ce n'est pas l'Homme qui rend directement des services écosystémiques. Il ne peut en réalité qu'en faciliter le maintien ou la restauration en modifiant ses comportements ayant un impact sur l'environnement**, c'est-à-dire en rendant un service environnemental, au sens de service que les acteurs se rendent entre eux. C'est bien ce qu'implique la définition de la FAO (2007) lorsqu'elle restreint la notion de service environnemental aux services écosystémiques sources d'externalités positives (à privilégier) ou négatives (à réduire) induites par des activités de production (principalement agricoles ou forestières). Ainsi, les PSE consistent la plupart du temps à rémunérer un changement d'usage des sols ou à verser une compensation pour gel temporaire de droits d'usage locaux établis comme néfastes pour le service écosystémique en question. D'où la nécessité d'une définition du mécanisme plus proche de la réalité du terrain : il s'agit d'une rémunération d'un agent pour un service à d'autres agents à travers une action intentionnelle visant à préserver, restaurer ou augmenter un service environnemental convenu (Karsenty, 2011).

■ Marchés et PSE sont deux structures de gouvernance différentes

La logique commune des marchés et des PSE basée sur la convergence entre intérêts individuels et intérêt général tend à confondre à tort ces deux formes de gouvernance. En effet, cette idée procède d'une confusion sur l'objet de la transaction dans le cadre d'un PSE, d'une part, et sur la nature même de ce que l'on appelle un marché, d'autre part. Si l'on part du principe que les marchés sont des lieux où s'échangent des droits de propriétés, comme le suggère l'économie institutionnaliste, et qu'un PSE est basé sur des relations contractuelles, souvent bilatérales, portant sur l'adoption rémunérée d'un certain type d'usage des terres, et non sur « l'achat » d'un service écosystémique (qui entrainerait donc un transfert de droits de propriété), il s'en suit que **les PSE**

ne sont pas réductibles à des instruments de marchandisation de la nature (Karsenty et Ezzine de Blas, 2014). Partant de ce raisonnement, l'existence même de marchés de services écosystémiques est remise en question : le caractère non appropriable des services écosystémiques (car associés à des fonctionnalités écologiques), les incertitudes quant à leurs relations avec différents modes d'utilisation des terres et l'existence de coûts de transaction rendent impropre leur gestion par le marché (Muradian et al., 2010). Sans compter que le fonctionnement même des marchés implique une fongibilité et une commensurabilité de l'objet de l'échange⁽¹³⁾ qui ne sont pas assurées dans le cas des services écosystémiques (Boisvert et Tadjman, 2012 ; Lapeyre et al., 2012).

La confusion entre marchés et PSE traduit un décalage entre la volonté de créer des marchés de services écosystémiques et, au-delà des problèmes éthiques que cela peut poser, de la possibilité effective de le faire.

Cette impossibilité rend justement compte de la nécessité de passer par des arrangements contractuels de type PSE qui ne sont pas des instruments de marché.

■ Evaluation économique des services écosystémiques et mise en œuvre de PSE sont deux exercices déconnectés

Le focus du PSE sur les services que les Hommes se rendent mutuellement par l'intermédiaire de la nature a une autre conséquence importante. Etant donné que la rémunération porte sur l'adoption d'un type d'usage des terres (et non pas sur la fourniture d'un service écosystémique donné), la fixation du montant de la transaction n'a *a priori* que peu de rapports avec l'estimation de la valeur économique d'un service écosystémique. A l'inverse, le montant du paiement est le fruit d'une négociation entre les parties et résulte généralement d'un compromis entre les coûts d'opportunités des changements de pratique des fournisseurs de services, d'une part, et le consentement à payer des bénéficiaires, d'autre part (Karsenty et al., 2009).

Les PSE ne sont pas réductibles à des instruments de marchandisation de la nature

(13) Commensurabilité : possibilité d'établir une comparaison entre deux entités par le biais d'une matrice de valeur ou d'unité adéquate. Fongibilité : qui peut être remplacé par une chose de même nature.

2.3 Vers une troisième voie pour les PSE inspirée de la gouvernance des biens communs ?

La focalisation du cadre conceptuel coasien sur le signal prix et l'efficacité économique revêt une certaine légitimité dans la mise en œuvre opérationnelle des PSE. Cependant, si l'objectif reste la préservation de la biodiversité à travers le maintien ou la restauration de services écosystémiques, cette approche n'apporte qu'une partie de la solution dans un domaine structurellement complexe et incertain. Si l'on part du principe que les PSE constituent des arrangements contractuels entre agents portant sur un type d'usage des terres favorable au maintien ou à la restauration de certaines fonctionnalités écologiques, **leur logique doit plutôt répondre à une nécessité d'action collective, supposant un certain degré de coordination entre agents.** Dans ce contexte, le facteur économique n'est qu'un pilier parmi d'autres dans la prise de décision et l'atteinte des objectifs fixés. De fait, sur le terrain, la capacité de l'instrument à répondre à ses objectifs va largement dépendre des jeux d'acteurs en présence, de la nature des incitations proposées, de la manière dont les agents y répondent et du mode de gouvernance choisi.

A l'image de la biodiversité qui n'est plus désormais perçue comme la somme des espèces qui la composent, les fonctions sociales ne peuvent pas être réduites à l'addition de fonctions individuelles. Le temps de l'*homo oeconomicus* doté d'un comportement faisant abstraction, par hypothèse, des pratiques sociales, est désormais fini. De plus, une notion systémique telle que celle de la biodiversité ne peut faire l'objet d'un modèle de gouvernance répondant à une vision dichotomique du monde avec d'un côté l'Etat, symbole du pouvoir centralisé, et de l'autre le marché comme mode d'organisation atomisé des échanges. Cette vision est trop simplificatrice et nécessite d'être transcendée (Ostrom, 2010). Ces deux constats, qui réfutent une vision de l'économie en systèmes simples, ont conduit à la prise de conscience de la réalité complexe des régimes de gestion des biens communs comme les nappes phréatiques, les pêcheries ou les forêts, notamment à l'aide du concept de gouvernance polycentrique (*Ibid.*).

Le point de départ de ce nouveau regard est le suivant : la littérature s'est longtemps focalisée sur la nature des droits de propriétés (Etat ou marché) optimale pour assurer la gestion la plus appropriée des ressources naturelles. Or, l'analyse empirique de multiples expériences de gestion des communs dans le monde a montré que des régimes de gouvernance de ressources naturelles établies sur la base d'une propriété commune, voire


même de combinaisons entre droits de propriété privée, commune et publique, ont fonctionné à travers l'Histoire (*Ibid.*). Comment expliquer ce phénomène ? La raison est aussi intuitive que remarquable. Les résultats empiriques tendent à montrer que les ressources naturelles ne sont pas mieux ni moins bien gérées par des acteurs privés, dont les droits de propriété sur les ressources facilitent la régulation efficace des problèmes environnementaux par le marché, ou par l'Etat, garant de l'intérêt général. **Ce qui conditionne l'efficacité de la gestion, ce sont les règles établies au sein des arrangements institutionnels que les individus construisent pour protéger et maintenir les ressources dont ils ont collectivement la responsabilité,** ainsi que leurs conditions d'application (Ostrom et Basurto, 2011). Les ressources ne sont donc pas considérées pour elles-mêmes, mais bien dans leur relation avec les groupes sociaux qui participent à leur gestion.

L'enjeu consiste donc à déterminer quel ensemble de règles est le mieux à même de résoudre les dilemmes sociaux de la gestion des communs. A ce titre, trois facteurs clés de succès peuvent être mis en évidence (Ostrom et Cole, 2011) :

- L'articulation des arrangements institutionnels avec les conditions écologiques locales, comme par exemple une échelle spatiale de gestion de la ressource cohérente avec les cycles des systèmes naturels en présence ;
- La manière dont les règles sont construites et dont elles s'adaptent dans le temps. La clé est ici le caractère évolutif et adaptatif des mesures de gestion des ressources caractérisées par des dynamiques d'évolution complexes ;
- La perception des arrangements institutionnels par les acteurs locaux en matière de légitimité et d'équité.

L'approche de la gouvernance des communs met l'accent sur la structure de gouvernance collective des ressources et sur l'analyse des motivations des agents (Muradian, 2010). Elle place l'idée de coordination entre agents au cœur même du raisonnement. Tout l'enjeu est de savoir comment articuler les apports du cadre conceptuel coasien avec ceux issus de l'économie politique et institutionnelle réalisés dans la lignée de ces travaux.

A la lumière de ces éclairages conceptuels et des éléments théoriques présentés dans les développements précédents, il s'agit maintenant d'apporter des réponses aux questions posées par la mise en œuvre du mécanisme en proposant une approche différente des PSE ancrée dans la réalité du terrain. Cette nouvelle approche de l'instrument est incarnée à travers la notion de paiement pour préservation des services écosystémiques (PPSE).

An aerial photograph of a village nestled in a valley. The foreground is dominated by a wide, calm river reflecting the sky. The middle ground shows a dense cluster of houses with dark roofs and light-colored walls. Beyond the village, the landscape is a patchwork of green fields, some of which are planted in rows, likely vineyards. The background features rolling hills under a clear blue sky.

Défis pratiques et
recommandations
pour la mise en
œuvre opérationnelle
des PPSE

3 Défis pratiques et recommandations pour la mise en œuvre opérationnelle des PPSE

Nous proposons de passer d'une vision des paiements pour services environnementaux à vocation universelle, prônée à l'échelle globale et plaçant l'efficacité économique en tant qu'objectif inaliénable, à une vision territorialisée de l'instrument, tournée vers l'action collective, et dont la mise en œuvre doit être réalisée en cohérence avec les politiques publiques et le contexte socio-écologique et institutionnel local. Ce changement de paradigme, porté par cette nouvelle terminologie de paiements pour préservation des services écosystémiques, ne remet pas en cause l'intérêt de l'analyse économique. Au contraire, il la resitue par rapport à l'objectif qu'elle est censée servir. Le terme PPSE vise à rendre compte de la place centrale de l'Homme au sein du mécanisme, en tant qu'acteur en position d'agir sur la qualité des services écosystémiques, mais également en tant que bénéficiaire direct des bienfaits tirés des écosystèmes.

C'est avec ce nouveau regard que divers défis de mise en œuvre des PPSE vont maintenant être analysés : le périmètre du mécanisme (nature du problème environnemental et des parties de l'échange), l'efficacité économique, l'efficacité environnementale, la question de l'équité et les problématiques de gouvernance. Sans vouloir être exhaustive, cette présentation, nécessairement segmentée, ne doit pas faire oublier que chaque défi ne peut être envisagé qu'en articulation avec les autres.

3.1 Nature du problème environnemental et des parties de la transaction

■ Un point d'entrée écologique

Toute réflexion concernant la mise en œuvre de PPSE doit être formulée au départ sur des considérations environnementales. Quelle(s) fonctionnalité(s) écologique(s) cherche-t-on à maintenir ou à restaurer ? Quelles sont les conditions biophysiques des écosystèmes qui conditionnent les dynamiques de ces fonctionnalités au sein des écosystèmes considérés ?

Quels sont les services écosystémiques associés à ces fonctionnalités ? Quels sont les usages des terres les plus propices à la préservation des fonctionnalités écologiques, et donc des services écosystémiques ?

Par exemple, face à des problèmes de pollutions diffuses, si l'objectif d'un PPSE est d'améliorer la qualité d'une masse d'eau, les actions à entreprendre peuvent consister à faire évoluer les pratiques de fertilisation agricole en optimisant le niveau d'intrants chimiques, à réduire l'utilisation de produits phytosanitaires et de pesticides, à améliorer la gestion d'effluents d'origine animale ou encore à favoriser le maintien d'un couvert végétal/forestier sur certaines parcelles et de bandes enherbées le long des cours d'eau. On voit bien que le choix entre les différentes actions à mettre en œuvre doit être construit au regard des conditions locales de fonctionnement de l'écosystème et des spécificités des systèmes de production. Mais ce choix doit être basé sur une vision systémique de l'action en évaluant et prenant en compte les dynamiques naturelles des écosystèmes en présence.

La clarification du ou des services tirés des écosystèmes censés être restaurés ou maintenus est indispensable pour rendre compte de la nature de l'instrument à mobiliser. Souhaite-t-on améliorer la gestion de la ressource en eau en termes quantitatifs ou qualitatifs, baisser la teneur en nitrates d'une masse d'eau, lutter contre l'érosion des sols et le ruissellement, maintenir le service de protection contre les crues ou restaurer l'état écologique général des milieux aquatiques ? Les caractéristiques physiques des services écosystémiques, notamment leur degré d'exclusivité et de rivalité (Farley et Costanza, 2010) et leur spatialisation géographique (OCDE, 2011), doivent à ce titre être évalués. Même si les décisions quant à l'usage des terres constituent l'objet direct des PPSE, **la rémunération d'acteurs par des bénéficiaires de services écosystémiques ne prend son sens que dans le cas où cet usage particulier des terres amène effectivement au maintien ou à la restauration de services écosystémiques préalablement identifiés.**

■ Les parties de la transaction : les acteurs en position de préserver les services écosystémiques

Le terme « fournisseurs de services écosystémiques », largement employé dans la littérature, désigne des acteurs en position d'agir sur le maintien d'un service écosystémique (Engel et al., 2008). Le terme porte néanmoins à confusion dans la mesure où, comme évoqué précédemment, l'Homme ne fournit pas directement de services écosystémiques mais est susceptible d'agir de manière positive ou négative sur leur fonctionnement à travers ses activités. Ces acteurs sont le plus souvent des propriétaires fonciers privés. Cependant, la nature des agents susceptibles de favoriser le maintien de services écosystémiques reste encore flou. Dans l'absolu, la légitimité d'une institution publique ou privée en charge de la gestion d'une zone protégée, ou encore d'entreprises en tant qu'entités « productrices » de services écosystémiques, mérite d'être soulevée. En effet, si cette activité tend à se généraliser, la diminution des coûts de transaction et la recherche permanente d'économies d'échelle pousseraient naturellement à la concentration de l'activité entre les mains d'acteurs professionnels plus variés et avec une emprise territoriale plus importante (Pirard et al., 2010). En témoigne le projet ForCES de l'organisation FSC (Forest Stewardship Council) qui vise à l'intégration de la production de certains services écosystémiques au cœur du label dans une optique de rémunération additionnelle des acteurs forestiers. Or, le paysage et la structure des activités économiques au sein d'un territoire se trouveraient largement modifiés par la professionnalisation de la fourniture de services écosystémiques. Si cette nouvelle activité tend à être de plus en plus acceptée pour les agriculteurs, potentiellement « producteurs » d'eau potable (Hernandez Zakine, 2013) ou de biodiversité, la question reste épineuse pour des entreprises ou des entités publiques qui se positionneraient sur ce sujet.

► **Le premier enjeu consiste, sur la base de la spatia-
lisation géographique d'un service écosystémique donné,
à identifier les acteurs dont l'activité a effectivement un
impact quantifiable sur celui-ci et à analyser les dyna-
miques de l'activité économique en question ainsi que
leur relation causale avec la qualité de l'environnement.**

En effet, si le principe de sélection des acteurs en mesure de favoriser la préservation des services écosystémiques est un facteur essentiel dans l'évaluation de la performance environnementale du mécanisme dans le domaine de l'eau par exemple, le type de critères de sélection des participants au programme utilisé l'est tout autant (Brouwer et al., 2011). En pratique, l'opération de mise en évidence de cette relation causale entre modes d'utilisation des terres et fonctionnalités écologiques est loin d'être évidente car l'échelle de l'analyse est largement conditionnée par la nature du service écosystémique. Par exemple, les bénéfices issus du service de séquestration de carbone, considéré comme un bien public pur, est le même quel que soit le lieu géogra-

phique où ils sont produits. Cette logique est justement à la base du mécanisme de développement propre du protocole de Kyoto. Ainsi, dans ce cas, l'échelle des acteurs en position d'agir est planétaire. A l'inverse, les services liés à l'eau sont en général beaucoup plus localisés. Le périmètre d'étude peut alors être restreint à l'échelle d'un bassin ou sous-bassin versant, ce qui facilite l'identification d'acteurs dont les pratiques sont susceptibles d'influer directement sur la qualité du service. Dans notre cas de gestion de pollutions diffuses, il s'agit de bien comprendre la distribution spatiale, à l'échelle d'un sous-bassin versant, des pressions anthropiques et/ou naturelles susceptibles de jouer sur la qualité de la ou les masses d'eau considérées à l'aide de modèles agro-hydrogéologiques par exemple.

► **Lorsque que les acteurs susceptibles de modifier la
qualité d'un service écosystémique ont été identifiés de
la manière la plus exhaustive possible à budget donné,
le deuxième enjeu consiste à analyser la structure de
l'ensemble qu'ils forment** (taille, niveau et distribution de l'information entre les membres du groupe, niveau et type d'organisation, degré d'hétérogénéité des pratiques, relations de pouvoirs en présence, processus de prise de décision, existence d'institutions représentatives). L'idée est de pouvoir ajuster le mécanisme aux conditions socio-économiques locales. Ces éléments sont particulièrement importants si l'on conçoit les PPSE non pas uniquement sous l'angle de la simple rémunération d'un service rendu, mais bien comme un mécanisme d'incitation collective s'inscrivant dans une dynamique territoriale et nécessitant par conséquent un certain degré de coordination entre les agents. **Cet exercice amène à une meilleure compréhension des choix opérés et des contraintes objectives/perçues par les acteurs. Il constitue une base sur laquelle construire la troisième étape, à savoir identifier et tester les pratiques alternatives favorables au maintien du service écosystémique.**

■ Les parties de la transaction : les bénéficiaires de services écosystémiques

Concernant la nature des bénéficiaires de services écosystémiques, deux situations principales peuvent être mises en lumière (Engel et al, 2008) :

► La situation où les bénéficiaires sont les usagers directs des services. L'exemple emblématique est celui de l'usine de potabilisation des eaux située en aval d'un bassin versant qui rémunère des propriétaires de terrains en amont pour des changements de pratiques agricoles et/ou forestières. Le mécanisme de PSE est susceptible, ici, d'être relativement efficient (Pagiola et Platais, 2007) : les bénéficiaires sont en position d'avoir la meilleure information disponible sur le programme et peuvent observer le maintien effectif du service écosystémique. Les situations d'usagers-acheteurs se

retrouvent souvent lorsque les bénéficiaires issus des services écosystémiques ont un degré d'exclusivité à une échelle restreinte, diminuant ainsi à la fois la probabilité d'occurrence de comportements de passager clandestin et les coûts de transaction (le nombre d'acteurs potentiellement en présence dans la négociation étant moins élevé). Ainsi, **la situation la mieux à même d'amener à un résultat efficient dans le cas d'un dispositif financé directement par les usagers correspond à un échange de type monopsonistique**⁽¹⁴⁾ (Kemkes et al., 2009 ; Engel et al., 2008). C'est le cas notamment du projet mis en œuvre depuis la fin des années 1980 pour la protection du périmètre des sources de l'eau minérale Vittel dans le massif des Vosges dont le financement a été pris en charge par le groupe Nestlé Waters. Pour gérer le risque de contamination en nitrates de l'aquifère au-delà des seuils réglementaires, l'entreprise a mis en place, au terme d'un long processus de négociation, un programme d'aide au développement de l'élevage laitier extensif, d'amélioration de la gestion des effluents d'élevage, d'acquisition foncière avec usufruit pour les agriculteurs et d'aide au désendettement des exploitants.

► La situation où les bénéficiaires sont des organisations publiques agissant au nom des usagers/bénéficiaires dont les paiements ne sont pas toujours volontaires. En effet, dans ce cas, le caractère non exclusif du service écosystémique (souvent des services globaux comme la séquestration de carbone) encourage fortement les comportements de passager clandestin et les coûts de transaction entre les agents sont importants, compte tenu du nombre et de la dispersion géographique des bénéficiaires. L'intervention d'une structure hiérarchique publique représentative de l'intérêt général est dans ce cas indispensable, comme en témoignent les programmes nationaux de paiements pour services hydrologiques au Costa-Rica, au Mexique et en Chine (Engel et al., 2008).

Au-delà de ces deux extrêmes, **l'intermédiation d'un organisme peut être nécessaire dans le cas d'un PPSE à une échelle locale pour représenter un groupe relativement hétérogène de bénéficiaires et/ou construire les conditions d'un rapport de confiance mutuelle entre les parties de l'échange**. Dans un contexte d'information imparfaite, de manque de connaissances et d'incertitude scientifique, les

bénéficiaires peuvent ne pas avoir conscience des dépendances de leurs activités par rapport à certains services écosystémiques. Ils peuvent par conséquent avoir besoin de l'appui d'un tiers pour mieux se structurer et se coordonner ou encore être mis en relation avec les acteurs en position d'influer sur la qualité des services tirés de la nature.

Quel que soit le cas de figure, l'enjeu ici réside dans l'appréciation de la solvabilité de la demande, à savoir l'évaluation de la capacité et du consentement à payer de la part des bénéficiaires. Il s'agit au final de transformer un consentement à payer hypothétique en flux financiers réels.

L'argument souvent évoqué consiste à souligner l'intérêt financier (du point de vue des bénéficiaires) des solutions préventives cherchant à limiter la pollution face aux politiques curatives dont le coût est souvent important. Dans le domaine des milieux aquatiques et de l'agriculture, la question de la capacité financière des services communaux ou intercommunaux liés à l'eau et de leur légitimité dans la prise en charge du financement de projets de PPSE est cependant posée. En effet, d'une part, le coût de mise en œuvre de ces politiques peut être élevé. D'autre part, le développement du secteur d'activité considéré, l'agriculture, et la gestion de ses impacts relèvent de la responsabilité de plusieurs acteurs publics. Par ailleurs, si le principe semble attrayant, l'expérience montre que le choix entre ces deux alternatives (préventif face au curatif) n'est pas déterminé uniquement par une simple confrontation entre

les coûts associés à chaque scénario (Perrot-Maître, 2006). Le respect du cadre juridique en vigueur, les conditions écologiques locales ou encore la nature des acteurs en présence et leurs interactions sont également des facteurs à prendre en compte dans l'évaluation des alternatives possibles. Ainsi, par exemple, aussi bien dans le cas de Vittel que de celui de New-York où un projet similaire a été mis en œuvre pour la protection de la qualité de la ressource en eau alimentant la ville, le raisonnement ayant précipité l'adoption de solutions dites curatives était basé sur des considérations réglementaires (dépassement anticipé du seuil de nitrates autorisé dans un cas, respect d'une clause du « Safe Drinking Water Act » fixant des obligations de moyens dans l'autre) (Laurans et al., 2012 ; Perrot-Maître, 2006). Enfin, même si la solvabilité de la demande est actée à une période donnée, encore faut-il que celle-ci soit suffisamment continue dans le temps et cohérente avec les dynamiques écologiques en présence.

L'enjeu réside dans l'appréciation de la solvabilité de la demande, à savoir l'évaluation de la capacité et du consentement à payer de la part des bénéficiaires

(14) À l'inverse d'un monopole, un monopsonne constitue une situation où un agent unique du côté de la demande fait face à un ou plusieurs vendeurs sur un marché.

3.2 Efficacité environnementale et efficacité économique des PPSE

Mesurer la performance des programmes de PPSE n'est pas une entreprise aisée. A ce stade, en raison de l'absence de données scientifiques robustes sur le long terme concernant les programmes de paiements pour services hydrologiques par exemple, peu d'évaluations transverses de leurs impacts sont disponibles (Porras et al., 2008). La performance de l'instrument s'évalue à l'aune de critères tant environnementaux qu'économiques.

L'efficacité environnementale d'un PPSE correspond à sa capacité à garantir sur le long terme la préservation de services écosystémiques, que ce soit via leur restauration à partir d'un état jugé dégradé ou leur maintien en bon état dans le cas d'une dégradation anticipée. L'efficacité économique d'un PPSE se mesure quant à elle sur la base du coût, supporté par la société, de l'atteinte de cet objectif environnemental. Seul un PPSE qui rémunère des pratiques additionnelles à celles qui auraient été réalisées en l'absence de paiements peut être considéré comme efficient sur le plan économique et potentiellement efficace sur le plan environnemental. Dans le cas contraire, cela implique que les fonds mobilisés pour la rémunération de pratiques dites de *business as usual* ont un coût d'opportunité élevé dans la mesure où ils peuvent être utilisés pour inciter à la réduction de pratiques non durables sur une autre zone d'intervention. Cependant, même si l'efficacité économique est un critère d'évaluation essentiel, d'autres facteurs entrent en ligne de compte dans les modalités de mise en œuvre de PPSE, comme celui du niveau des coûts de transaction ou de l'équité, obligeant ainsi à des arbitrages.

L'enjeu réside dans l'articulation de l'instrument PPSE avec les politiques publiques en vigueur afin de rester dans le cadre défini par le droit

■ Choix des indicateurs de performance environnementale et système de suivi

Les paiements basés sur les résultats et l'existence d'un système de suivi de la performance environnementale sont des facteurs clés pour l'efficacité du mécanisme (Brouwer et al., 2010). Or, si le principe relève du bon sens, la réalité du terrain montre un tout autre visage. **Dans le cas des paiements pour services hydrologiques par exemple, moins de 60 % des projets disposent de système de suivi de la performance (Ibid.). Bien que 2/3 des programmes identifiés dans le monde disposent d'objectifs quantitatifs, 70 % d'entre eux ont comme principal indicateur de performance l'effectivité des changements de pratique,** à savoir une obligation de

moyens, et non la mesure réelle de l'impact du mode d'utilisation des terres sur le service écosystémique.

Les raisons expliquant cette situation sont assez simples. Premièrement, l'évaluation de la performance environnementale est sujette aux incertitudes scientifiques quant aux relations entre utilisation des terres, fonctions écologiques et services écosystémiques. Il est donc préférable dans ces conditions de mesurer l'efficacité d'un PPSE à la lumière de l'adoption effective d'un régime d'usage des terres convenu, en faisant l'hypothèse que celui-ci a un impact sur le service écosystémique en question. Deuxièmement, les contraintes budgétaires inhérentes à la mise en œuvre de projets couplées aux coûts de collecte de l'information nécessaire limitent considérablement les possibilités d'opérer des paiements pour résultat, même dans le cas où les relations causales entre utilisation des terres, fonctions écologiques et

services écosystémiques sont scientifiquement avérées. L'exemple de Vittel est symptomatique : en dépit de moyens importants mis sur la table par le groupe Nestlé Waters et de la conduite d'études de modélisation hydrogéologique à l'échelle de l'aquifère, les paiements des agriculteurs n'ont pas pu être rendus conditionnels aux changements induits en matière de concentration en nitrates, c'est-à-dire au résultat, car la contribution de parcelles individuelles à l'amélioration de la qualité de l'eau était impossible à

établir (Perrot-Maître, 2006). Les contraintes liées au niveau des coûts de transaction sont également valables pour la mise en place d'un système de suivi de la performance, mais n'enlèvent rien au caractère indispensable d'un tel mode de gouvernance dans une optique de gestion adaptative des fonctionnalités écologiques sous-jacentes aux services écosystémiques à préserver.

Ainsi, si dans l'idéal les paiements devraient avoir lieu *ex post* en fonction de l'effectivité des services écosystémiques fournis (OCDE, 2010), dans la réalité, le choix des critères de mesure de la performance est généralement limité par des contraintes scientifiques et budgétaires. D'où un focus souvent unique sur le critère des coûts d'opportunités pour le ciblage des acteurs en position de préserver les services écosystémiques dans les programmes existants. **Si ce facteur coûts est inévitable, il doit néanmoins être mobilisé dans un deuxième temps pour assurer l'efficacité environnementale du PPSE, après avoir défini, à budget donné, le périmètre des participants (ou groupes de participants) au programme de manière à privilégier ceux dont les pratiques ont un impact le plus étayé possible sur le ou les service(s) écosystémique(s) à maintenir ou à restaurer (ciblage par les bénéfiques).**

■ Additionnalité

La question de l'additionnalité dans le cadre d'un PPSE peut être envisagée sous la forme soit d'un changement de pratiques (gel de pratiques sources de dégradations des écosystèmes ou adoption de pratiques vertueuses), soit du maintien de pratiques favorables à la préservation des écosystèmes. Dans ce dernier cas, il faut que le type d'usage des sols dit vertueux soit susceptible d'être stoppé en l'absence de paiements pour qu'il y ait véritablement additionnalité.

- *L'additionnalité par rapport à une situation antérieure individuelle ou collective (moyenne).* Cette forme d'additionnalité est relativement aisée à mesurer car elle nécessite uniquement la collecte d'informations sur les pratiques individuelles passées des propriétaires fonciers. Néanmoins, elle suscite le problème fondamental des effets d'aubaine : partant de cette interprétation, on ne peut en effet dissocier les bénéficiaires de paiements qui auraient modifié leurs comportements en l'absence de PPSE, de ceux pour qui le changement de pratiques est réellement conditionné par la réception d'une rémunération. Ainsi, le risque de rémunérer des acteurs pour une action qu'ils auraient effectuée dans tous les cas existe, mais les pratiques vertueuses sont récompensées. Dans tous les cas, l'efficacité économique et l'efficacité environnementale du dispositif s'en trouvent potentiellement diminuées.

- *L'additionnalité par rapport à une norme réglementaire.* Ce type d'additionnalité doit être mobilisé en tant que mesure de l'additionnalité faible, constituant une forme de seuil à partir duquel un acteur en position d'agir sur un service écosystémique peut légitimement, d'un point de vue légal, être rémunéré pour les actions qu'il entreprend. Le rapport à la réglementation du mécanisme est donc beaucoup plus complexe que ce que laisse entendre la vision théorique traditionnelle coasienne. Puisqu'ils sont basés sur le principe bénéficiaire-payeur, le risque de conflit avec le principe pollueur-payeur, élément central de l'Acte unique européen (1986) et des politiques environnementales en France, est réel dans leur mise en œuvre. Dans certains pays du Sud par exemple, des acteurs peuvent finir par être rémunérés pour respecter la loi et stopper des pratiques illégales (Pirard et al., 2010). Par conséquent, **tout l'enjeu réside dans la mise en œuvre du principe bénéficiaire-payeur sans remettre en cause celui de pollueur-payeur, en articulant l'instrument PPSE avec les politiques publiques en vigueur afin de rester dans le cadre défini par le droit.**

- *L'additionnalité par rapport à un scénario de référence.* Bien que nécessaire, le principe d'additionnalité faible par rapport à la réglementation n'est pas suffisant car il néglige l'existence d'effets d'aubaine. Prise dans son individualité, celle-ci reviendrait à remettre en question de manière systématique toute motivation intrinsèque pour la conservation de la nature au-delà de ce qu'impose la loi. Il paraît donc nécessaire de l'utiliser de manière complémentaire avec une autre forme

d'additionnalité communément reconnue en matière de gestion de projet, à savoir l'additionnalité par rapport à un scénario *business as usual*, c'est à dire de maintien du *statu quo*. Pour démontrer que le service rendu satisfait réellement le critère d'additionnalité, il faut construire, pour chaque bénéficiaire de paiements ou en moyenne pour des catégories d'acteurs homogènes, un scénario contrefactuel qui détermine ce qui serait arrivé en l'absence du PPSE, puis en déduire l'effet net du projet par comparaison avec la situation comportant un PPSE. Bien qu'étant la solution idéale pour rendre compte au mieux de l'efficacité économique et de la performance environnementale de l'outil, on voit là toute la difficulté de la vérification pratique du concept. L'exemple du programme de PSE d'envergure nationale au Costa-Rica illustre bien cette problématique. En dépit de l'exemplarité dont il fait l'objet au niveau international, le programme semble en effet aboutir à un faible niveau d'additionnalité environnementale en matière d'évitement de déforestation (Sierra et Russman, 2006). La raison principale serait, comme souvent, le coût prohibitif de la collecte de données couplé à un contexte d'asymétries d'informations entre les parties prenantes. Les effets d'aubaine, bien que diminués, ne peuvent donc disparaître complètement. Un des seuls moyens de contourner ce problème consiste à déterminer si, en l'absence de paiement, l'investissement réalisé par les acteurs pour répondre à leurs engagements en matière de changement de pratiques est rentable ou non. S'il ne l'est pas, on peut partir du principe qu'il n'aurait pas eu lieu en l'absence de rémunération.

Quel que soit le cas de figure, la détermination de ce qui se serait passé en l'absence de projet comportera toujours une part de subjectivité. **L'incertitude quant à la construction de scénarios contrefactuels rend difficile de se prémunir contre les risques de chantage écologique.** Les participants au projet peuvent renoncer délibérément à leurs pratiques vertueuses de sorte à pouvoir recevoir des paiements. De même, ils peuvent maintenir volontairement une menace sur l'adoption de pratiques non durables dans l'idée de continuer à être rémunérés.

Au final, si l'efficacité suppose que le service rendu soit additionnel, le coût de vérification de l'additionnalité est souvent prohibitif, ce qui explique son absence dans de nombreux projets de PSE. Par ailleurs, être efficace suppose de rémunérer uniquement les acteurs qui d'eux-mêmes ne désiraient pas modifier leur comportement au départ, laissant de côté ceux qui ont spontanément adoptés des pratiques favorables à l'environnement, ce qui est clairement inéquitable. On observe donc une difficile conciliation entre l'efficacité économique et l'efficacité environnementale d'une part, et l'équité, d'autre part, poussant à des arbitrages entre ces objectifs. Mais l'antagonisme apparent entre ces deux extrêmes cache le fait que des solutions sont possibles.

Une recommandation pour contrer ce dilemme serait, par exemple, de proposer une progressivité des paiements en fonction du niveau d'actions déjà entreprises (pour récompenser les acteurs ayant consenti des efforts spontanés⁽¹⁵⁾ et les inciter à continuer dans cette direction) et à entreprendre (pour les bénéficiaires de paiements aptes à changer pour des pratiques culturelles plus favorables à la préservation de l'environnement).

■ Fuites environnementales

De manière générale, les fuites environnementales correspondent à un déplacement du problème hors du périmètre d'action du PPSE via des canaux géographiques, écologiques et/ou économiques. Le risque de fuites environnementales est récurrent lors de la mise en œuvre des PPSE. Il est problématique car il affecte l'efficacité environnementale du mécanisme en réduisant son additionnalité.

► *Dimension géographique.* Le périmètre d'intervention du PPSE étant par définition restreint à une zone géographique donnée, les pressions néfastes sur l'environnement censées être réduites peuvent être reportées sur un lieu ne faisant pas l'objet de projets. Par exemple, un propriétaire foncier étant contractuellement dans l'obligation de réduire son utilisation de produits phytosanitaires sur une parcelle spécifique parmi ses propriétés est susceptible de reporter la pression sur une autre parcelle située en dehors du périmètre du programme. De même, des communautés rémunérées en contrepartie de l'arrêt de la surexploitation des ressources d'une forêt menacée peuvent simplement reporter ces pressions sur une autre forêt, remettant ainsi en cause l'impact environnemental global du dispositif. Deux solutions pour remédier à ce problème épineux sont envisageables : premièrement, asseoir le dimensionnement du périmètre d'un projet sur une échelle géographique appropriée, compte tenu des spécificités du service écosystémique. Deuxièmement, appliquer certaines modalités des contrats en matière d'usage des sols non pas uniquement sur des parcelles préalablement identifiées, mais sur l'ensemble des parcelles détenues par les ayants droits pour garantir la cohérence des actions.

► *Dimension écologique.* Celle-ci répond à l'existence d'arbitrages entre les services écosystémiques. La focalisation sur un service écosystémique unique, poussée par la segmentation des écosystèmes visant à faciliter leur intégration dans le champ économique, fait abstraction de la complexité des processus écologiques, et notamment des interdépendances entre fonctionnalités écologiques. Il s'en suit qu'un PPSE portant sur un service écosystémique particulier peut engendrer des modifications sur la structure

et le fonctionnement de l'écosystème dans sa totalité, et altérer une ou plusieurs fonctionnalités écologiques, y compris celles sous-jacentes au service faisant initialement l'objet d'une rémunération (Muradian et Rival, 2012). Par exemple, l'attention portée au niveau international sur le service de séquestration de carbone véhicule une vision biaisée des écosystèmes, au détriment de la prise en compte des multiples services dont ils sont source. Cette situation peut conduire à la surutilisation d'espèces ou de groupes d'espèces reconnus pour leurs capacités à séquestrer et stocker le carbone, mais dont la résilience aux aléas exogènes (événement climatique, catastrophe naturelle, introduction d'espèces invasives) est beaucoup plus faible. Cette approche peut remettre en cause *in fine* la durabilité du service rémunéré. Pour tenter de relever ce défi, **une recommandation possible consiste à construire des PPSE pour des « faisceaux » ou « bouquets » de services écosystémiques en prenant en compte les convergences (les services ont des effets qui se renforcent mutuellement) et/ou les oppositions entre services, au sein des écosystèmes.**

► *Dimension économique.* En modifiant les quantités produites de certains biens agricoles/forestiers et/ou le coût du foncier, la mise en œuvre des PSE peut entraîner des effets rebonds sur les marchés, amenant à une réduction de l'additionnalité environnementale. Par exemple, la conservation de forêts peut raréfier le bois et les terres agricoles disponibles, augmentant ainsi leur prix et rendant profitable le déboisement de zones enclavées jusque là protégées par le coût élevé de leur conversion à d'autres usages (Karsenty et al., 2009). **C'est pourquoi il est nécessaire de penser l'adaptabilité du mécanisme de PPSE en fonction des conditions économiques locales, notamment via la modélisation de l'impact économique d'un projet à l'échelle d'un territoire.**

■ Nature de la rémunération

En fonction des diverses caractéristiques des bénéficiaires de PPSE et de leurs préférences individuelles, la manière dont ces derniers sont susceptibles de répondre aux incitations, notamment à la nature du paiement, sera extrêmement variable. Les avancées de l'économie expérimentale et comportementale sont ici particulièrement éclairantes. Elles mettent notamment en évidence trois facteurs conditionnant les effets induits par des incitations (Muradian et al., 2010) : la nature des motivations, les significations psychologiques et sociales attachées à des comportements particuliers, et le choix du véhicule portant l'incitation. Ce dernier élément, à savoir la nature individuelle, collective, monétaire ou non monétaire de la rémunération, va influencer sur les motivations des parties prenantes, l'acceptabilité du programme et son efficacité.

(15) Et ayant par conséquent subi individuellement le coût du changement.

A l'image du signal prix qui ne peut, par lui-même, amener à une allocation optimale des ressources dans un univers complexe et incertain, l'élément financier ne peut être l'unique critère garant de la participation de l'ensemble des acteurs à un projet (Gong et al., 2010). **Pris dans son individualité, un PPSE véhiculant des incitations uniquement monétaires, au-delà de susciter des logiques de rentes et des effets d'aubaines, est de nature à alimenter le risque de destruction de motivations intrinsèques pour la conservation de la nature.** La focalisation sur cet unique facteur limite la compréhension et donc l'anticipation des changements de comportements, et ce d'autant plus lorsque l'activité rémunérée possède une composante sociale importante (Bowles, 2008). Le désir de réciprocité ou encore la crainte de l'exclusion sociale sont par exemple de puissants vecteurs affectant les comportements, de même que le sentiment de reconnaissance en tant qu'acteur de la biodiversité et de la préservation de la nature. Le cas du projet de restauration écologique de milieux dans le cadre de la compensation des impacts résiduels de l'autoroute A65 dans le sud-ouest de la France montre à quel point l'appropriation des enjeux écologiques par les propriétaires privés et les exploitants agricoles/forestiers, au-delà des indemnités qu'ils reçoivent, est un facteur clé de succès pour la faisabilité du projet et la durabilité des changements opérés.

Gardant à l'esprit cette réflexion, la question de la nature de la rémunération et de ce qu'elle est censée couvrir mérite d'être posée. Pour y répondre, deux approches se font face (Wunder, 2005) : l'approche par les coûts d'opportunités et celle de l'investissement alternatif.

► Partant du principe qu'un PPSE est un moyen d'incitation à l'arrêt de pratiques considérées comme néfastes pour l'environnement, la première approche consiste à indemniser des acteurs à hauteur des coûts d'opportunités qu'ils subissent par rapport à la perte de revenus engendrée par le changement de pratiques. Cette vision, largement prônée au niveau international et communément utilisée sur le terrain, répond à une logique à double tranchant. Si la compensation des coûts d'opportunités présente l'avantage à court terme d'être associée à des coûts relativement faibles tout en suscitant des résultats tangibles, sur le long terme, elle est caractérisée par un certain nombre d'effets pervers qui rendent délicate la généralisation du principe. Son principal inconvénient réside dans le fait que seuls les symptômes de la dégradation de l'environnement sont visés. Si l'on conditionne la pérennité de la préservation de l'environnement aux restrictions ou

changements d'usages temporaires rémunérés, sans créer les conditions d'une alternative, la probabilité d'occurrence de la dégradation de l'environnement ne change pas structurellement (Pirard et al., 2010). Les pressions sont seulement décalées dans le temps. En d'autres termes, on supprime la menace, mais pas la cause. En plus des effets d'aubaine que favorise une telle approche et des possibles effets d'accaparement des paiements par certaines élites (Karsenty, 2011), son coût à long terme peut vite devenir important. Cette approche suppose en effet des paiements sur le long terme en l'absence desquels le risque d'un retour aux pratiques initiales est difficilement évitable⁽¹⁶⁾.

► Envisager le PPSE comme un véritable outil de conciliation des politiques de développement et de conservation nécessite de construire les bases d'une alternative. Si l'objectif est bien de supprimer la cause première de la dégradation environnementale en rendant possible et profitable des pratiques durables, **il paraît indispensable de concevoir la rémunération non plus comme une indemnisation de pertes de revenus, mais sous la forme d'un accompagnement technique, financier et institutionnel à l'investissement alternatif.** Cette deuxième approche véhicule un changement de regard sur les modalités de conception du mécanisme et sur ses finalités. Financer la transformation durable des pratiques pour assurer la pérennité du maintien de services écosystémiques constitue le meilleur moyen de minimiser les risques d'effets

d'aubaine et d'assurer la permanence de pratiques durables. Bien que cette approche implique un accompagnement sur une période transitoire, réduisant le coût total à long terme du projet, son coût reste relativement plus élevé à court terme que pour l'option précédente (Pirard et al, 2010). De plus, l'approche tend à ne produire des résultats qu'à l'issue de changements structurels effectifs de modes d'utilisation des terres, qui peuvent s'étaler sur une certaine période.

Ces deux alternatives ne sont pas antinomiques. Elles peuvent et doivent être mobilisées de manière complémentaire de façon à minimiser les coûts de mise en œuvre des PSE à objectif environnemental donné.

(16) A noter que la probabilité de retour à la situation antérieure suite à l'arrêt des paiements est conditionnée par le type de changements de pratiques demandé en contrepartie des indemnités versées. Lorsque celui-ci est structurel, le nouveau mode de production peut être maintenu suite à la fin du contrat. C'est le cas lorsque les coûts de retour à l'état initial sont importants ou si le nouveau mode d'utilisation des terres a permis la découverte de pratiques économiquement pérennes permettant la mise en valeur du patrimoine local.

Il paraît indispensable de concevoir la rémunération non plus comme une indemnisation de pertes de revenus, mais sous la forme d'un accompagnement technique, financier et institutionnel à l'investissement alternatif.

Une compensation financière alliée à un accompagnement technique et à une subvention d'investissement *ad hoc* limitée dans le temps pour le développement de pratiques alternatives peut constituer un compromis acceptable (Karsenty, 2011). Cette vision paraît cohérente avec une approche qui insère l'instrument PPSE au sein de la palette des outils et des politiques existantes à l'échelle d'un territoire, et qui relativise l'importance de la composante financière dans un secteur d'activités où la dimension sociale est essentielle.

■ La prise en compte du temps

Les systèmes vivants sont en évolution et en adaptation permanentes. L'objectif de préservation des services écosystémiques passe nécessairement par une meilleure compréhension d'une part, des cycles des systèmes naturels, caractérisés par des phases de croissance et de maturation, puis de destruction créatrice et de renouvellement, et d'autre part, de la manière dont ces cycles interagissent entre eux (Piermont, 2010).

Le temps de l'action doit ainsi être guidé par l'identification de moments stratégiques tirée de l'observation de ces dynamiques.

Il est en effet souvent inutile de lutter à contre-cycle et il vaut mieux savoir où l'on se situe avant d'agir. Ainsi, la dynamique de population actuelle du Hamster d'Europe inciterait plutôt à intervenir dans la restauration de son habitat sur un pas de temps court, mais une superficie élevée, plutôt que d'étaler l'action dans le temps sur un espace plus restreint. De même, la dépollution de masses d'eaux contaminées à l'atrazine ne peut être envisagée qu'à moyen terme, malgré l'interdiction de son utilisation depuis 2003, et ce compte tenu de la persistance du polluant dans le milieu. Enfin, peu de résultats à court terme en matière de lutte contre l'eutrophisation des étangs peuvent être attendus de la diminution du déversement d'engrais et de nutriments lorsque des effets de seuil ont été atteints. Mieux vaut agir sur des milieux où ces seuils n'ont pas encore été franchis.

Par ailleurs, la complexité des interactions entre les cycles naturels en évolution conduit à privilégier des stratégies d'intervention adaptatives à des règles de gestion fixes (*Ibid.*). En d'autres termes, l'action à mettre en œuvre doit s'inscrire dans une démarche prospective en se fixant des objectifs clairs, mais les modalités d'intervention doivent

s'imprégner des évolutions des dynamiques écologiques non-anticipées et constatées sur le terrain. Par exemple, une politique de contrôle du niveau de population de ravageurs des cultures peut engendrer des changements lents sur l'écosystème, amenant à un éloignement de l'objectif initial. La baisse du nombre d'individus peut notamment susciter une prolifération de la plante dont ils se nourrissent, créant *in fine* de meilleures conditions pour leur survie.

Ainsi, il convient d'articuler la structure et la durée de financement du projet de PPSE en fonction des dynamiques écologiques en présence pour concentrer l'effort là où il semble être le plus efficace.

■ Acceptabilité et équité comme facteur d'efficacité

La vision coasienne des PSE pose l'efficacité économique de la gestion des services écosystémiques comme objectif central, appréhendant de fait les questions liées à l'équité de manière secondaire (Engel et al., 2008). **Cependant, il est à noter que la distribution des bénéfices et des coûts entre les participants n'est pas sans impact sur la mise en œuvre du mécanisme. Elle peut être, à l'inverse, un facteur clé en matière d'efficacité du projet.** En effet, les PSE, loin d'être un outil économique visant à saisir le véritable prix des services écosystémiques, sont plutôt des instruments politiques qui

s'inscrivent dans des contextes institutionnels et écologiques complexes (Muradian et al., 2012). Il s'en suit que le choix des bénéficiaires de paiements, issu d'un processus de négociation, répond à des considérations politiques qui conditionnent tant la légitimité que l'acceptabilité du mécanisme et donc, de manière rétroactive, son efficacité *via* la baisse de la probabilité d'occurrence des comportements opportunistes (Ostrom et Cole, 2010). Par exemple, l'inclusion de certaines communautés paysannes et indigènes au sein du programme national de paiements pour services hydrographiques et pour la séquestration de carbone au Mexique a sans doute réduit le niveau d'additionnalité environnementale du mécanisme. Mais ce choix répondait à un objectif de meilleure acceptabilité sociale (McAfee et Shapiro, 2010) et a renforcé la performance globale du programme en favorisant son appropriation par les parties prenantes. Exclure de fait des populations

Un projet de PPSE qui s'inscrit au sein d'un territoire doit appuyer sa construction sur les acteurs et les dispositifs de gouvernance dont la légitimité est socialement acceptée

pour manque d'additionnalité potentielle de leurs pratiques peut justement pousser à la tentation d'adopter une attitude assimilable à du chantage écologique.

A noter que la distribution des coûts et des bénéfiques est à appréhender à la fois entre les récipiendaires de paiements et ceux qui n'en reçoivent pas, mais également au sein du groupe des acteurs identifiés comme étant en position d'agir sur le service lui-même. Effectivement, un paiement uniforme réalisé sur une base surfacique, comme cela est souvent le cas sur le terrain, présente le risque de ne pas refléter les pertes de revenus effectives des différents participants au programme, et donc d'aller à l'encontre de son appropriation par les acteurs.

3.3 Gouvernance

L'approche coasienne des PSE considère la problématique de la gouvernance principalement à travers le prisme de la gestion des coûts de transaction. Ces derniers, qui correspondent de manière générale aux coûts de coordination entre agents, rassemblent les coûts de démarrage d'un projet (analyse des conditions socio-écologiques locales, identification et prises de contact avec les parties de l'échange), les coûts de négociation et de décision entre les parties, ainsi que les coûts de suivi, de surveillance et d'exécution des contrats. Si la minimisation de ces coûts à objectif donné paraît indispensable pour assurer un fonctionnement optimal du mécanisme, la mise en œuvre d'un projet de PPSE ne peut se réduire à cette perspective. Plus largement, les modalités de mobilisation du concept doivent s'inspirer des principes de gouvernance de l'action collective pour la résolution des dilemmes sociaux.

Sur le terrain, si l'acceptabilité du mécanisme de PPSE dépend de la distribution objective des coûts et des bénéfiques, la perception par les acteurs de cette distribution joue également un rôle essentiel. Dans le cas de paiements basés sur l'évaluation de coûts d'opportunités, un différentiel trop important entre les coûts d'opportunités estimés par un organisme tiers et ceux perçus directement par les récipiendaires de paiements peut nuire grandement à l'appropriation du mécanisme par les différentes parties prenantes et donc à son efficacité. **Une perception positive des arrangements institutionnels par les acteurs locaux suppose la création d'un lien de confiance entre les parties prenantes du projet (Ostrom, 2010), au-delà des engagements contractuels de chacun.** Celle-ci ne se décrète pas. Elle se construit au rythme des rapports de force et des jeux d'acteurs. Le lien de confiance dépend également d'éléments extérieurs au projet, comme la stabilité des règles du jeu en matière de réglementation ou encore la reconnaissance de la légitimité du mécanisme par des autorités compétentes.

Un projet de PPSE qui s'inscrit au sein d'un territoire doit appuyer sa construction sur les acteurs et les dispositifs de gouvernance dont la légitimité est socialement acceptée.

La connaissance locale du territoire et la mobilisation des savoirs locaux sont des prérequis à la fois pour l'efficacité du mécanisme et l'acceptabilité du projet. Cependant, l'intervention d'intermédiaires, privés ou publics, peut être un facteur clé de succès afin de s'affranchir des tensions historiques entre acteurs et des conflits inhérents aux problématiques de développement local et de conservation. Ces intermédiaires peuvent contribuer à l'instauration d'un climat de confiance, créer les conditions d'un dialogue constructif entre les parties, favoriser l'acceptabilité sociale des changements de pratiques et *in fine* renforcer les chances de succès du programme. Ainsi la mise en relation entre le groupe Nestlé Waters et les agriculteurs locaux pour la protection des sources de Vittel est-elle passée par la création d'une filiale dédiée, Agrivair, stratégiquement située à côté de la ville de Vittel, près des agriculteurs et de leurs organisations professionnelles. La filiale, dirigée par un des anciens membres de l'équipe de recherche de l'INRA ayant participé aux travaux de modélisation agronomique et hydrogéologique, était en charge de la négociation avec les agriculteurs et de la mise en œuvre du programme. Son rôle d'intermédiaire et de facilitateur entre les parties, de plateforme d'échanges avec l'équipe scientifique de l'INRA et de lieu de partages d'expériences des agriculteurs a été un facteur essentiel de succès du projet (Perrot-Maître, 2006). De même, la mise en relation entre les agriculteurs, les collectivités locales et la SA des Eaux Minérales d'Evian est passé par la création de l'Association pour la Protection de l'Impluvium de l'Eau Minérale d'Evian (APIEME) qui soutient les actions garantissant la qualité et la pureté de l'eau minérale naturelle à long terme⁽¹⁷⁾.

Enfin, le rôle essentiel des normes, des règles et des sanctions, largement analysé dans la littérature de gestion des communs, présente un intérêt certain dans l'évaluation des modalités de gouvernance des PPSE. La nécessité de partage des risques entre les acteurs invite à une participation active de l'ensemble des parties prenantes. La manière dont les règles sont construites et évoluent en matière d'évaluation des indemnités, de participation initiale au projet et de suivi des changements de pratiques ou de résolution des conflits, va déterminer leur degré d'appropriation par les acteurs en présence.

(17) L'APIEME est financée aux 2/3 par la SA des Eaux Minérales d'Evian et pour 1/3 par les communes environnantes.

CONCLUSION – MESSAGES CLÉS

- Le principe des paiements pour services environnementaux (PSE) réside dans la rémunération contractuelle d'acteurs conditionnellement au maintien ou à la restauration d'un ou plusieurs services écosystémiques préalablement identifiés. Ils consistent à mettre en relation des propriétaires privés et/ou des gestionnaires d'espaces naturels en position d'agir positivement sur la qualité de services écosystémiques avec les bénéficiaires ou usagers de ces services tirés de la nature.
- Les services écosystémiques, concept illustrant la valeur sociale des fonctionnalités écologiques, sont la plupart du temps des qualités associées à des écosystèmes, non appropriables et caractérisés par des externalités et une information imparfaite. Il n'y a donc pas à proprement parler d'« achat » de service écosystémique dans le cadre d'un PSE. L'objet de la transaction entre les parties correspond plutôt à l'adoption d'un usage particulier de ressources établi comme favorable pour la restauration ou le maintien d'un ou plusieurs services écosystémiques. Il y a une déconnexion entre les exercices d'évaluation économique des services écosystémiques et la mise en œuvre de PSE sur le terrain. Le principe de négociation entre bénéficiaires de services écosystémiques et acteurs en position d'influer sur la qualité de ces services est au cœur du mécanisme.
- La gestion des services écosystémiques *via* le marché ne peut amener à l'atteinte de l'objectif de maximisation du bien-être collectif, compte tenu des caractéristiques mêmes de la plupart des services écosystémiques. Les PSE, qui ne sont pas des instruments de marché, ni des instruments de marchandisation de la nature, peuvent être utilisés comme alternative pour assurer leur restauration ou leur maintien.
- Le changement de terminologie que nous proposons à travers la notion de paiements pour préservation de services écosystémiques (PPSE) incarne une vision nouvelle de l'instrument ancré dans les territoires, tourné vers l'action collective et dont la mise en œuvre doit être réalisée en cohérence avec les politiques publiques et le contexte socio-écologique institutionnel local.
- La segmentation des écosystèmes en services écosystémiques ne doit pas conduire à passer outre la complexité des processus écologiques caractérisés par des dynamiques non-linéaires (effets de seuils et rebonds), des échelles spatiales/temporelles multiples et une succession d'états d'équilibre. C'est pour cette raison que le point d'entrée de la mise en œuvre des PPSE doit être écologique. L'analyse de la nature des relations entre fonctionnalités écologiques, services écosystémiques et types d'usage des sols est également indispensable à la réussite de tout projet de PPSE et conduit à privilégier des stratégies adaptatives plutôt que des normes de gestion fixes.
- L'appréciation de la solvabilité de la demande, à savoir l'évaluation de la capacité et du consentement à payer de la part des bénéficiaires, est clé pour la mise en œuvre des PPSE.
- L'efficacité environnementale d'un PPSE correspond à sa capacité à garantir sur le long terme la préservation de services écosystémiques, que ce soit *via* leur restauration à partir d'un état jugé dégradé ou leur maintien en bon état dans le cas d'une dégradation anticipée. L'efficacité économique d'un PPSE se mesure quant à elle sur la base du coût, supporté par la société, de l'atteinte de cet objectif environnemental. Seul un PPSE qui rémunère des pratiques additionnelles à celles qui auraient été réalisées par rapport à un scénario de référence peut être considéré comme efficace sur le plan économique et potentiellement efficace sur le plan environnemental. Mais des arbitrages sont à réaliser avec ces objectifs, les coûts de transaction et l'équité du mécanisme.
- La mise en œuvre du principe bénéficiaire-payeur véhiculé par les PPSE ne doit pas remettre en cause celui de pollueur-payeur. L'instrument doit être construit dans le cadre défini par le droit.
- L'élément financier ne peut être l'unique critère garant de la participation de l'ensemble des acteurs à un projet de PPSE dans un domaine comme la conservation de la nature où la dimension sociale est essentielle. Il paraît donc indispensable de concevoir la rémunération non plus comme une indemnisation de pertes de revenus, mais sous la forme d'un accompagnement technique, financier et institutionnel à l'investissement alternatif. Cette vision de la rémunération présente l'avantage de minimiser les effets d'aubaine et les risques de chantage écologique.
- Ce qui conditionne l'efficacité de la gestion des biens communs, ce sont les règles établies au sein des arrangements institutionnels que les individus construisent pour protéger et maintenir les ressources dont ils ont collectivement la responsabilité. Dans le cadre d'un PPSE, l'enjeu est d'identifier les règles de gestion les plus adaptées aux interactions sociales des usagers avec le ou les services écosystémiques à préserver (processus d'identification et de ciblage des parties prenantes à l'échange, modalités de suivi-évaluation du projet, mécanismes de résolution des conflits, présence d'intermédiaires).
- Une perception positive par les acteurs locaux du mécanisme de PPSE suppose la création d'un lien de confiance entre les parties prenantes du projet, au-delà des engagements contractuels de chacun. La connaissance locale du territoire et la mobilisation des savoirs locaux sont des prérequis à la fois pour l'efficacité du mécanisme et l'acceptabilité du projet.

Références

- Arrow, K. J., Debreu G., 1954, *Existence of an equilibrium for a competitive economy*, *Econometrica* 22 (3): 265-290. doi:10.2307/1907353.
- Boisvert V., Tordjiman H., 2012, *Vingt ans de politiques de conservation de la biodiversité : de la marchandisation des ressources génétiques à la finance « verte »*, WP4 « Propriété, propriété intellectuelle et marchés », ANR Propice « Propriété Intellectuelle, Communs et Exclusivité. Les nouvelles frontières de l'accès et de l'innovation partagés.
- Bonin M., Antona M., 2012, *Généalogie scientifique et mise en politique des services écosystémiques et services environnementaux*, *Vertigo*-Revue électronique en sciences de l'environnement, Volume 12 numéro 3.
- Bowles S., 2008, *Policies designed for self-interested citizens may undermine "the moral sentiment" evidence from economic experiments*. *Science* 320: 1605-1609.
- Brouwer R., Tesfaye A., Pauw P., 2011, *Meta-analysis of institutional-economic factors explaining the environmental performance of payments for watershed services*, *Environmental Conservation* 38 (4): 380-392, Foundation for Environmental Conservation.
- Chevassus-au-Louis B., Salles J.-M., Pujol J.-L., 2009, *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes*, Centre d'Analyse Stratégique, Paris.
- Coase, R., 1960, *The Problem of Social Cost*, *Journal of Law and Economics*. 3: 1-44.
- Costanza R., Farley J., Flomenhoft G., 2013, *Le fonds des actifs communs du Vermont : une institution dédiée à une répartition durable, juste et efficace des ressources*, Institut Veblen pour les réformes économiques.
- Dales J. H., 1968, *Pollution, Property and Prices*, Univ. of Toronto, Toronto Press.
- De Groot, 1987, R.S., *Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics*, *The Environmentalist* 7 (2), 105-109.
- Engel S., Pagiola S., Wunder S., 2008, *Designing payments for environmental services in theory and practice : An overview of the issues*, *Ecological Economics* 65 : 663-674.
- Farley J., Costanza R., 2010, *Payments for Ecosystem Service: from local to global*, *Ecological Economics* 69 : 2060-2068.
- Généreux J., 2000, *Economie politique - Microéconomie*, Les Fondamentaux, 3^{ème} édition.
- Gomez-Baggethun E., de Groot R., Lomas P. L., Montes C., 2009, *The history of ecosystem services in economic theory and practice : From early notions to markets and payment schemes*, *Ecological Economics*, doi:10.1016/j.ecolecon.2009.11.007
- Gong, Y., Bull, G., Baylis, K., 2010. *Participation in the world's first clean development mechanism forest project: the role of property rights, social capital and contractual rules*. *Ecological Economics* : 69 (6), 1292-1302
- Hardin G., 1968, *The Tragedy of the Common*, Science, New Series, Vol. 162, No. 3859., pp. 1243-1248.
- Hernandez Zakine C., 2013, *Les agriculteurs, producteurs d'eau potable*, Collection « Echanges et réflexions », SAF agriculteurs de France, Paris.
- Karsenty A., *Ezzine de Blas D. (CIRAD), Les Paiements pour Services Environnementaux sont-ils des instruments de marchandisation de la nature ?*, à paraître (2014).
- Karsenty A., 2011, *Paiements pour services environnementaux et développement-Coupler incitation à la conservation et investissement*, Collection "Perspective", Politiques de l'environnement, Cirad, Montpellier.
- Karsenty A., 2010, *Que sont les paiements pour services environnementaux ? Essai de définition et critères d'évaluation*, Serena, note de synthèse, Serena : services environnementaux et usages de l'espace rural.
- Karsenty A., Sembrés T., Perrot-Maître D., 2009, *Paiements pour services environnementaux et pays du Sud. La conservation de la nature rattrapée par le développement ?*, 3^{ème} journées de recherches en sciences sociales, INRA, SFER, CIRAD, Montpellier.
- Kemkes R. J., Farley J., Koliba C. J., 2009, *Determining when payments are an effective policy approach to ecosystem service provision*, *Ecological Economics* 69 : 2069-2074.
- Lapeyre R., Pirard R., Kleitz G., 2012, *Resource Mobilisation for Aichi Targets : ambiguuous lessons from research on market-based instruments*, Collection « Policy Brief », IDDRI-AFD, Paris.
- Laurans Y., Aoubid S., 2012, *L'économie au secours de la biodiversité ? La légende des Catskills revisitée*, Collection « Working paper », IDDRI, Paris.
- Marshall A., 1920, *Principles of Economics*, London: Macmillan.
- McAfee K., Shapiro E., 2010, *Payments for ecosystem services in Mexico: Nature, neoliberalism, social movements and the state*. *Annals of the Association of American Geographies* 100 (3), 579-599.
- Millenium Ecosystem Assessment, 2005, *Ecosystems and human well-being : A synthesis*, Island Press, Washington, D.C.
- Muradian R., Rival L., *Between markets and hierarchies : The challenge of governing ecosystem services*, *Ecosystem Services* 1 : 93-100.
- Muradian R., Corbera E., Pascual U., Kosoy N., May P. H., 2010, *Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services*, *Ecological Economics* 69 : 1202-1208.
- Neumayer E., 1999, *Weak Versus Strong Sustainability*, Edward Elgar, Cheltenham.
- OCDE, 2011, *Payer pour la biodiversité: Améliorer l'efficacité-coût des paiements pour services écosystémiques*, Editions OCDE. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264090293-fr>
- Orléan A., 2011, *L'empire de la valeur-Refonder l'économie*, Collection « La couleur des idées », Ed. du Seuil, Paris.
- Ostrom E., 2005, *Understanding Institutional Diversity*, Princeton, NJ: Princeton University Press
- Ostrom E., 2010, *Beyond Markets and States : Polycentric Governance of Complex Economic Systems*, *American Economic Review*, 641-672.
- Ostrom E., Cole D. H., 2010, *The Variety of Property Systems and Rights in Natural Resources*, Research paper No. 2010-08-01, School of Public and Environmental Affairs, Indiana University.
- Ostrom E., Basurto X., 2011, *Crafting analytical tools to study institutional change*, *Journal of Institutional Economics* 7 (3), 317-343.
- ORGANISATION DES NATIONS UNIES POUR L'ALIMENTATION ET L'AGRICULTURE, 2007, *Payer les agriculteurs pour les services environnementaux*, La situation mondiale de l'alimentation et l'agriculture, Collection FAO: Agriculture N°38.
- Passet R., 2010, *Les grandes représentations du monde et de l'économie à travers l'histoire-De l'univers magique au tourbillon créateur*, Les liens qui libèrent, Paris.
- Perrot-Maître D., 2006, *The Vittel payments for ecosystem services : a « perfect » PES case ?*, International Institute for Environment and Development, London, UK.
- Piermont L., 2010, *Agir avec la nature. Vers des solutions durables*, Science Ouverte Editions du Seuil.
- Pigou A., 1932, *The Economics of Welfare*, 4e ed., London, Macmillan Co.
- Pirard R., Billé R., Sembrés T., 2010, *Questioning the theory of Payments for Ecosystem Services (PES) in light of emerging experience and plausible development*, Collection "Analyses", IDDRI, Paris.
- Porras I., Grieg-Gran, M., Neves N., 2008, *All That glitters: A Review of Payments for Watershed Services in Developing Countries*, The International Institute for Environment and Development, London.
- Samuelson P. A., 1954, *The Pure Theory of Public Expenditure*, *The Review of Economics and Statistics*, Vol. 36, No. 4. (Nov., 1954), pp. 387-389
- Sierra R., Russman E., 2006, *On the efficiency of environmental services payments : A forest conservation assessment in the Osa Peninsula, Costa-Rica*, *Ecological Economics* 59: 131-141.
- TEEB, 2010, *L'économie des écosystèmes et de la biodiversité : Intégration de l'Economie de la nature. Une synthèse de l'approche, des conclusions et des recommandations de la TEEB*.
- Valéry P., 1931, *Regards sur le monde actuel*, Librairie Stock, Paris.
- Wunder S., 2005, *Payments for environmental services: Some nuts and bolts*, CIFOR Occasional Paper No. 42., Bogor, Indonésie.

Il est désormais scientifiquement avéré que la dégradation de la biodiversité est le fruit de pressions engendrées par les activités humaines. Or, la biodiversité est la clé de voûte du fonctionnement des écosystèmes dont les sociétés humaines tirent des biens et services indispensables à leur développement. Pour faire face à ce défi, le temps est désormais à l'action. L'approche économique de l'environnement offre à ce titre des instruments susceptibles de décloisonner les problématiques de développement local et de conservation de la nature. Mais l'analyse économique ne peut être dissociée du contexte socio-écologique et institutionnel dans lequel elle s'inscrit. C'est sous cet angle de lecture innovant que la présente étude s'attache à évaluer le potentiel des paiements pour services environnementaux en matière de préservation de la biodiversité. L'analyse est réalisée à travers une réflexion sur les différents cadres conceptuels du mécanisme et sur ses modalités de mise en œuvre opérationnelle. Elle conduit à proposer une nouvelle vision de l'instrument ancrée dans la réalité du terrain et reflétée par un changement de terminologie : les paiements pour préservation de services écosystémiques.

**MISSION ECONOMIE BIODIVERSITÉ
CDC BIODIVERSITÉ**

102 RUE RÉAUMUR
75002 PARIS

TÉL. +33 (0)1 76 21 75 00
FAX +33 (0)1 40 39 03 25

www.mission-economie-biodiversite.com