

# LES PAIEMENTS POUR SERVICES ENVIRONNEMENTAUX OU ÉCOSYSTÉMIQUES

Jean-François Le Coq, Philippe Méral,  
Géraldine Froger, Colas Chervier

Les dispositifs de PSE<sup>85</sup> constituent un des outils de politique environnementale les plus en vogue de ces dernières années. Malgré les imprécisions sur leur définition, les PSE reposent de manière générale sur l'idée d'un paiement (récompense, dédommagement) effectué par ceux qui bénéficient des services fournis par les écosystèmes à ceux qui en assurent le maintien.

Les débats concernant leur application, leur efficacité, leurs impacts, voire les controverses quant à leur caractère néo-libéral, ont été portés tout autant par le milieu académique que par celui des praticiens (bailleurs, organisations non gouvernementales, organisations onusiennes, etc.). Dans le domaine opérationnel, de nombreux acteurs de la conservation de la biodiversité, au premier rang desquels les grandes organisations non gouvernementales internationales, ont non seulement développé cet outil dans leurs zones d'intervention (principalement dans les aires protégées), mais participent également à sa diffusion dans les politiques environnementales. De nombreux guides de bonne pratique, des boîtes à outils ou des bases de données ont vu le jour depuis le milieu des années 2000. Différents pays,

---

85. Historiquement, les PSE ont fait référence aux services environnementaux suivant la terminologie employée par les économistes (cadre de l'internalisation des effets externes) (voir introduction générale). Le terme de service écosystémique fait référence au concept développé par les écologues, notamment dans le cadre du Millennium Ecosystem Assessment. Aujourd'hui, on assiste de plus en plus à une convergence des termes au profit de service écosystémique. Il est très fréquent de parler de paiements pour services écosystémiques pour évoquer la rémunération des acteurs en charge du maintien des services de régulation. Pour autant, dans cet article, nous retiendrons le terme initial de paiement pour services environnementaux.

notamment des pays en développement, ont mis en place des dispositifs nationaux de PSE – Costa Rica (1996), Mexique (2003), Vietnam (2010), Pérou (2014) – et de nombreux autres pays disposent déjà de législations spécifiques – Chine, Équateur, etc.

Face à un tel engouement, certains pays (plus particulièrement ceux du groupe de l'Alliance bolivarienne pour les Amériques<sup>86</sup>) se sont positionnés contre le développement de PSE sur leur propre territoire. À leurs yeux, les PSE font partie d'une tendance à l'extension du capitalisme dans le domaine de l'environnement. Les initiatives de croissance verte, de marchés pour la biodiversité, l'évaluation monétaire des services écosystémiques constitueraient une marchandisation de la nature alors que, d'après eux, les problèmes d'érosion de la biodiversité ou de changement climatique proviendraient du système capitaliste lui-même. Ainsi, le 5 novembre 2010, ces pays ont publié une déclaration intitulée « La nature n'a pas de prix » dans laquelle on peut lire : « plutôt que de promouvoir la privatisation des biens et des services qui proviennent de la nature, il paraît essentiel de reconnaître leur caractère collectif, et ce faisant ils devraient être conservés comme des biens publics, en respectant la souveraineté des États »<sup>87</sup>.

Dans ce chapitre, nous proposons de faire un point sur cette thématique en revenant sur la genèse de cet outil, ses principes de fonctionnement (en théorie puis dans la pratique), un état des lieux des débats et des controverses, et enfin de donner notre point de vue tel qu'il s'est forgé au fil des années.

## LA GENÈSE DES PAIEMENTS POUR SERVICES ENVIRONNEMENTAUX

Historiquement, les PSE ont été développés au milieu des années 1990 dans certains pays précurseurs en Amérique latine comme le Costa Rica<sup>88</sup>. En 1996, la réglementation forestière de ce pays mentionne quatre services environnementaux : l'atténuation du changement climatique, la conservation de la biodiversité, la protection des bassins versants et la préservation des paysages. Depuis 1997, le programme Pagos por Servicios Ambientales (programme de PSE) verse des paiements compensatoires à des agriculteurs et à des propriétaires forestiers afin de favoriser le reboisement, la

86. Le groupe de l'Alliance bolivarienne pour les Amériques est une organisation politique, sociale et économique instaurée par plusieurs pays de l'Amérique centrale et des Caraïbes (Bolivie, Équateur, Venezuela, Nicaragua, Cuba, etc.) pour contrer l'expansion des zones de libre-échange économique en Amérique. Voir également le chapitre 4.

87. <http://climateandcapitalism.com/2010/11/15/alba-nations-declare-nature-has-no-price/> consulté le 1<sup>er</sup> décembre 2014.

88. Le lecteur pourra se reporter à différents chapitres de l'ouvrage pour des exposés plus précis, notamment le chapitre 4 sur le Costa Rica, mais également le chapitre 10 qui met en perspective l'expérience costaricienne avec celle d'autres pays.

gestion durable et la protection des forêts. Le Fonds national de financement forestier (Fonafifo) a été désigné pour administrer ce programme ; il est alimenté à l'aide d'une partie de la taxe sur la vente de combustibles fossiles et, plus récemment, d'une fraction de la redevance sur l'eau, de prêts de la Banque mondiale, de dons du Fonds pour l'environnement mondial et de contributions volontaires d'entreprises, notamment hydroélectriques. Le fonds rémunère des activités de conservation de forêts, d'établissements de nouvelles plantations forestières et l'exploitation de bois effectué de manière durable. Au départ, ce programme a été fortement médiatisé par la Banque mondiale comme l'exemple d'une politique innovante et réussie de gestion de la biodiversité (Daniels *et al.*, 2010 ; Le Coq *et al.*, 2012 ; Le Coq *et al.*, 2013 ; Legrand, Froger et Le Coq, 2013). Traditionnellement, on considère que les PSE ont émergé à l'échelle internationale à partir du milieu des années 1990. Il faut noter pour être complet que d'autres initiatives avaient été expérimentées dès le début des années 1990. C'est le cas de l'expérience pilote de la protection des bassins versants de la ville de New York où une solution préventive (consistant à payer pour une diminution des pollutions agricoles, forestières et domestiques) a été préférée à une solution curative (construction d'une station de traitement des eaux) pour assurer une bonne qualité de l'eau consommée (Laurans et Aoubid, 2012 ; Pires, 2004). Une autre expérience « précoce » est celle menée par la firme Vittel (France) qui consiste à rémunérer les agriculteurs en amont de la source de captage pour que ces derniers adoptent des bonnes pratiques agricoles assurant une bonne qualité de l'eau minérale que Vittel exploite (Perrot-Maître, 2006). Comme dans le cas de New York, celui de Vittel est souvent donné en exemple d'une solution efficace par rapport à son coût, et ces deux exemples ont parfois tendance à être considérés comme les mythes fondateurs des PSE.

La diffusion internationale des PSE a commencé à s'opérer à partir du milieu des années 2000 au moment où une réflexion sur le financement des aires protégées a commencé à émerger (Méral, 2012). En effet, l'intérêt pour les PSE s'est d'abord manifesté dans les milieux tropicaux, et plus particulièrement dans le domaine de la conservation de la biodiversité forestière dans les pays dépendant fortement de l'aide internationale. Cette dynamique de diffusion s'explique en grande partie par l'intérêt d'institutions comme la Banque mondiale, l'Agence française de développement, le Centre international de foresterie et les principales organisations non gouvernementales de conservation intervenant dans ces pays : Conservation International, Wildlife Conservation Society, World Wide Fund for Nature, etc. Ces institutions ont vu dans cet outil une alternative aux précédents instruments tels que les projets de conservation et de développement intégré. Alors que ces derniers consistaient à élaborer des dispositifs de développement permettant aux paysans pauvres de se détourner d'activités destructrices de l'environnement (artisanat, écotourisme, apiculture, etc.), les PSE sont apparus comme une alternative potentiellement plus simple et efficace

pour modifier durablement l'usage des sols. Il s'agissait de payer directement pour la conservation et non plus de payer pour des activités permettant la conservation (Guéneau et Jacobée, 2005).

Ce processus de diffusion internationale des PSE, notamment par le biais des acteurs du monde de la coopération internationale, n'était pas directement lié au processus du Millennium Ecosystem Assessment qui a popularisé la notion de service écosystémique. Ceci se manifeste de deux manières : d'une part dans le monde tropical forestier, on parle de PSE pour désigner des services environnementaux, tels que le carbone, l'eau, la biodiversité et la beauté scénique, et non pas de services d'approvisionnement, de régulation et culturels, selon la typologie du Millennium Ecosystem Assessment. D'autre part, le terme de service écosystémique n'était pas initialement présent dans le vocabulaire des promoteurs des PSE et, à l'inverse, le service environnemental n'a jamais eu de légitimité dans les écrits du Millennium Ecosystem Assessment. Ce n'est que depuis le début des années 2010 qu'on assiste à une convergence entre les deux appellations, révélant des synergies et des complémentarités entre des dynamiques jusque-là relativement autonomes (Pesche *et al.*, 2013). Dorénavant, compte tenu de la médiatisation internationale de la notion de service écosystémique, la grande majorité des acteurs utilisent le terme de paiement pour services écosystémiques.

## DÉFINITIONS, PRINCIPE DE BASE ET ARCHITECTURE

Plusieurs termes ont été mobilisés pour décrire ces dispositifs dont le principe est ancien, à savoir rémunérer les usagers du sol pour les bienfaits environnementaux qu'ils produisent pour la société. Certains auteurs parlent de compensation, de paiement, de marché ou encore de récompenses pour services environnementaux. Le terme qui a connu le plus d'essor est celui de PSE dont une première définition, largement reprise dans la littérature par la suite, a été proposée par Wunder. Cette définition est la suivante : « Un paiement pour services environnementaux est une transaction volontaire, où un service environnemental bien défini – ou un usage pouvant assurer la fourniture de ce service environnemental – est « acheté » par (au moins) un client de service environnemental à (au moins) un fournisseur de service environnemental, si, et seulement si, le fournisseur de service environnemental assure la fourniture ininterrompue du service environnemental (conditionnalité) » (Wunder, 2005, p. 3).

Défini ainsi, l'instrument PSE est l'aboutissement d'un raisonnement économique ancien qui trouve ses racines dans les approches de l'économie du bien-être (chapitre 3). Il repose sur l'idée d'un transfert de ressources financières (le paiement) entre les bénéficiaires de certains services environnementaux et les fournisseurs de ces derniers.

Le principe est donc d'intégrer, dans la prise de décision sur l'usage du sol, les externalités (effets positifs ou négatifs qu'une personne crée par son activité de production ou de consommation sur d'autres personnes qui ne font pas initialement l'objet d'une transaction marchande). L'intégration de ces externalités se fait par un paiement direct, contractuel et conditionnel aux utilisateurs et/ou aux propriétaires locaux des terres en retour de l'adoption de pratiques permettant la conservation et la restauration des écosystèmes. La figure 8.1 montre ainsi que le bénéfice retiré par l'exploitation (conversion de la forêt en terres agricoles) est supérieur à celui procuré par la conservation alors même que cette exploitation génère des coûts pour la société (pertes en biodiversité, etc.) Le paiement permet alors de compenser cet écart et incite l'usager du sol à préférer la conservation (gain net supérieur) plutôt que l'exploitation. Le paiement internalise une externalité négative lorsqu'il met fin à des pratiques d'exploitation non durables et internalise une externalité positive lorsqu'il conforte l'usager dans l'adoption ou la poursuite d'une pratique en faveur de la conservation.

Cette première définition a fait l'objet de nombreuses controverses (Muradian *et al.*, 2010 ; Muradian *et al.*, 2013 ; Vatn, 2010). Les critiques portent sur deux points principaux : l'apparente simplicité et universalité de l'instrument, alors que les enjeux auquel il est censé faire face (conservation de la biodiversité) sont des enjeux complexes pour les sociétés et pour les écosystèmes ; et le caractère peu opérationnel de la définition du fait qu'elle n'est que très rarement vérifiée dans la réalité. Mais ces critiques reposent avant tout sur une remise en cause de certaines hypothèses simplistes de la théorie sous-jacente à la définition d'origine de ces instruments. Par exemple, le fait que les êtres humains prennent des décisions en

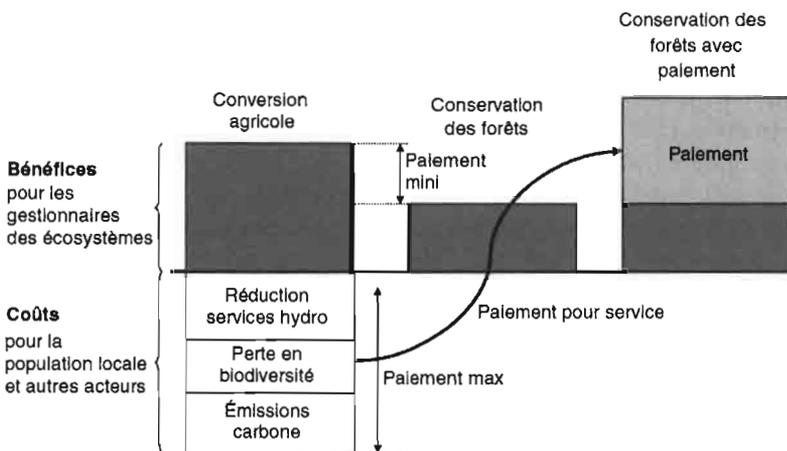


Figure 8.1. Principe économique du fonctionnement du paiement pour service environnemental. D'après Pagiola et Platais (2007).

maximisant leur bénéfice personnel et qu'il suffirait de compenser les pertes associées à la mise en œuvre d'activités pro-environnementales pour les faire changer de comportement est rarement vérifié : nos décisions peuvent en effet être influencées par des motivations altruistes, des habitudes et des normes sociales. Autre exemple, l'hypothèse selon laquelle ce type de transaction bilatérale aurait lieu et serait efficace seulement lorsque les droits de propriété sont définis, les coûts de transaction<sup>89</sup> sont faibles, les deux parties ont des pouvoirs égaux. Or, les contextes dans lesquels est mis en place ce type de mécanisme sont tels que ces caractéristiques ne se vérifient que très rarement, et ceci influence à la fois les contours du mécanisme mis en place et sa performance.

Ainsi, d'autres auteurs ont préféré une définition plus large, comme celle proposée par Muradian *et al.* (2010) dans laquelle les PSE sont considérés comme « un transfert de ressources entre des acteurs sociaux, qui visent à créer des encouragements à aligner les décisions d'usage du sol individuel et/ou collectif avec l'intérêt social dans la gestion des ressources naturelles » (p. 1205). Au-delà des différentes définitions possibles (Sattler et Matzdorf, 2013), plusieurs auteurs ont proposé des critères de classification des différents outils afin de mieux caractériser la diversité des instruments inclus dans la catégorie de PSE. Ainsi, Muradian *et al.* (2010) distinguent les PSE selon trois critères principaux :

- le degré de l'incitation économique (c'est-à-dire monétaire) : cela permet de discuter de l'hypothèse selon laquelle la seule variable permettant de changer les comportements est de nature monétaire ;
- le degré de proximité entre les fournisseurs et les bénéficiaires des PSE, et de fait le nombre d'intermédiaires entre eux ;
- le degré de tangibilité des services environnementaux pris en compte dans les PSE, c'est-à-dire leur caractère bien identifiable et bien mesurable.

Dans deux études réalisées pour l'Agence française de développement, Laurans, Léménager et Aoubid (2012), ainsi que Mermet, Laurans et Léménager (2014) confirment que la définition proposée par Wunder se rencontre rarement dans la réalité. Selon eux, les PSE englobent les instruments pour lesquels les fournisseurs de services sont rémunérés (ce qui les distingue des autres instruments non économiques ou des instruments réglementaires) et volontaires (ce qui les distingue des instruments économiques contraignants tels que les taxes). Ceci dit, pour ces dispositifs où les fournisseurs de services sont volontaires et rémunérés, se pose la question du statut des bénéficiaires/payeurs de ces services. Ceux-ci peuvent être volontaires, mais également contraints, par exemple lorsque le paiement provient de la réaffectation d'une taxe. Par ailleurs, les payeurs peuvent être

---

89. Par coûts de transaction, à l'instar de Wunder *et al.* (2008), nous entendons ici l'ensemble des coûts engendrés pour définir et mettre en œuvre les PSE.

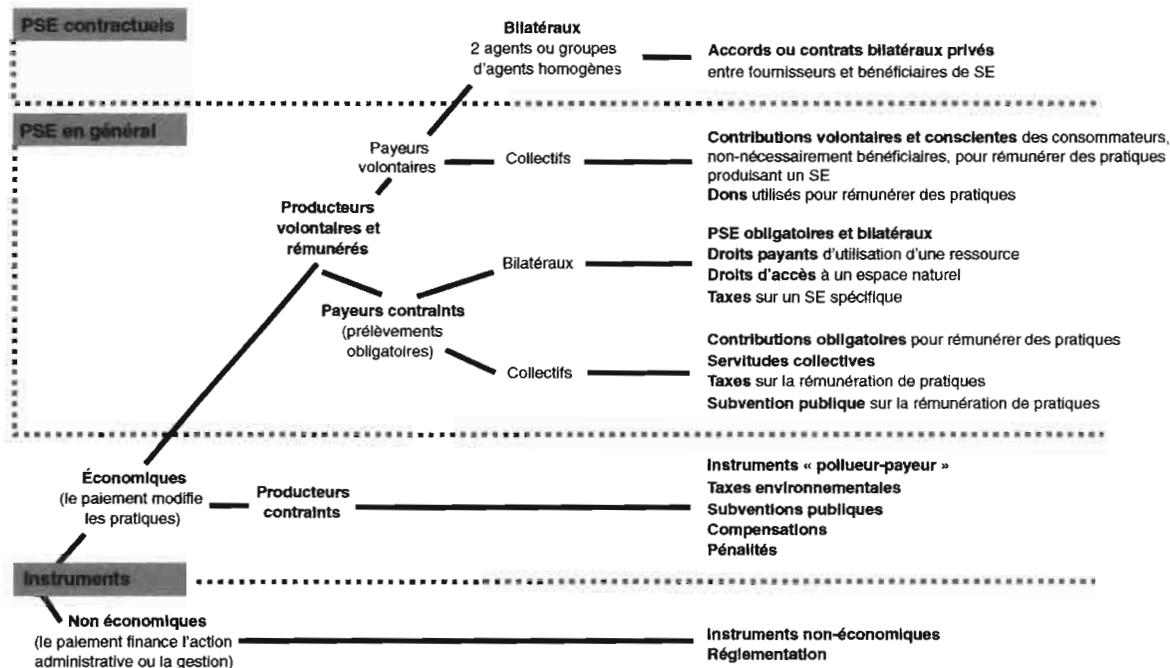


Figure 8.2. Vers une typologie des paiements pour services environnementaux. Adapté de Laurans, Léménager et Aoubid (2012) et de Mermet, Laurans et Léménager (2014).

des utilisateurs directs ou indirects des services rendus. Ainsi, quatre grands types de PSE sont définis : les PSE volontaires et directs (les plus proches de la définition de Wunder ; voir PSE contractuels de la figure 8.2), les PSE volontaires et indirects, les PSE contraints et directs et PSE contraints et indirects (figure 8.2).

Une telle représentation (figure 8.2) permet de classer la plupart des PSE. Par exemple, le PSE de Vittel serait volontaire et direct. Le bénéficiaire et payeur (l'entreprise Vittel détenue par la firme Nestlé) est volontaire et rémunère des fournisseurs de services environnementaux (les agriculteurs) afin qu'ils adoptent de bonnes pratiques pour améliorer la qualité de l'eau des bassins versants où Vittel puise son eau minérale. Les payeurs sont des utilisateurs directs du service rendu. Autre exemple, le programme de protection de nids d'oiseaux au Cambodge (plaines du Nord) mis en place par l'organisation non gouvernementale Wildlife Conservation Society correspondrait à un programme de PSE volontaire et indirect. Les payeurs sont volontaires et hétérogènes ; ils versent des dons (contributions non obligatoires mais avec des motivations variables d'un donateur à l'autre) à Wildlife Conservation Society qui finance des communautés pour assurer la protection de nids d'oiseaux. Les payeurs (donateurs) ne bénéficient pas directement du service rendu, ils ne sont pas forcément des utilisateurs directs du service rendu.

Le programme de PSE hydrologiques mis en place par l'État de Mexico pourrait être quant à lui qualifié de programme contraint et direct/bilatéral : le gouvernement de l'État du Mexique rémunère des propriétaires forestiers pour qu'ils conservent leur couvert forestier afin de garantir la consommation d'eau des citoyens, tout en mettant en place une contribution obligatoire auprès des entreprises de distribution d'eau de l'État (Muñoz-Piña *et al.*, 2008). Celles-ci doivent lui reverser 3,5 % de leur chiffre d'affaires pour contribuer au programme de PSE. Le paiement n'est donc pas sollicité sur une base volontaire, il est obligatoire. Le payeur est un utilisateur direct du service rendu. Enfin, le programme mis en place au Costa Rica est un exemple de PSE obligatoire et indirect : le financement ne provient plus d'un groupe d'usagers d'une ressource mais du collectif hétérogène des contribuables. Les payeurs ne sont plus nécessairement les bénéficiaires, ou, plus précisément, le lien entre paiement et bénéfice du service rendu est très vague.

Les instruments classés dans la catégorie de PSE sont en définitive très divers et peuvent être caractérisés selon de multiples critères : le type de services environnementaux visés, leurs échelles géographiques et temporelles, la nature des contrats (public et/ou privé), leurs caractéristiques (rémunération de la restriction d'usages et/ou de la protection stricte des ressources et/ou d'activités bénéfiques d'un point de vue environnemental), leurs objectifs (conservation et/ou développement), leurs modes de mise en œuvre, la nature du financement (publique ou privée), etc. À titre illustratif,

dans les pays en développement (Amérique latine et Afrique), les PSE sont principalement de nature publique en Amérique latine, alors que les mécanismes faisant intervenir le secteur privé seraient plus représentés en Afrique (tableau 8.1) (Froger et Maizière, 2013).

Tableau 8.1. Pourcentage des paiements pour services environnementaux selon les types de services environnementaux, les financements et les zones géographiques (Amérique latine et Afrique)

Zones Financiers	PSE carbone		PSE eau		PSE biodiversité	
	Amérique (20)	Afrique (38)	Amérique (50)	Afrique (27)	Amérique (30)	Afrique (33)
Public (%)	49	22	70	31	50	28
Privé (%)	19	62	14	57	24	50
Public-privé (%)	19	5	0	12	3	10
Non défini (%)	13	11	16	0	6	12

Sources : Froger et Maizière (2013), à partir des bases de données de Katoomba Group (2008) et USAID (2009).

La base de données du groupe Katoomba recense 98 programmes de PSE en 2008 (Kenya, Madagascar, Afrique du Sud, Ouganda, Malawi et Tanzanie) et celle de l'United States Agency for International Development, 377 en 2009 pour l'Amérique latine (dont 166 contrats différents au Mexique). D'après les données disponibles, les PSE biodiversité ont été financés à hauteur de 96 millions de dollars US en Afrique et de 129 millions de dollars US en Amérique latine. Les PSE eau ont été financés à hauteur de 50 millions de dollars US en Afrique et de 31 millions de dollars US en Amérique latine. Enfin, les PSE carbone ont été financés à hauteur de 145 millions de dollars US en Afrique et de 50 millions de dollars US en Amérique latine. À titre d'information, la Banque mondiale a soutenu 14 projets (5 en Afrique et 9 en Amérique latine) pour un montant de 502 millions de dollars US entre 2001 et 2009 (source : site internet Banque mondiale Data).

Au final, les typologies représentant la pluralité des PSE sont nombreuses et il n'est pas possible de toutes les mentionner ici. Notons simplement que certaines typologies visent à expliciter les différentes formes de PSE alors que d'autres cherchent avant tout à positionner l'instrument par rapport à un univers plus large d'instruments divers (économiques et non économiques). C'est notamment le cas des typologies utilisées pour qualifier les instruments de marché dédiés à la biodiversité et aux services écosystémiques, au sein desquels se retrouvent les PSE<sup>90</sup>.

Si les types de PSE sont nombreux, l'architecture d'un PSE est toutefois généralement caractérisée par trois éléments : un système de paiement, un système de gouvernance et un système de financement (Le Coq, Soto et González Hernández, 2011 ; Pagiola et Platais, 2007).

Le système de paiement se caractérise par la forme sous laquelle se fait la rémunération des gestionnaires des écosystèmes qui fournissent

90. Voir par exemple la classification des instruments de marché de Pirard (2012).

les services environnementaux. Ce paiement peut être monétaire ou en nature, fixé par unité de surface ou par unité de service environnemental fourni, distribué de manière individuelle ou collective, etc. Le système de financement se caractérise quant à lui par l'origine et la forme des sources de financement : il peut prendre la forme d'une contribution individuelle ou collective, monétaire ou en nature, publique ou privé. Il peut s'agir, comme dans de nombreux cas, d'un mixte de ces différentes sources de financement. Enfin, le système de gouvernance se compose des différents acteurs (associations, organisations non gouvernementales, entreprises, institutions publiques) qui décident des règles de paiement et de financement, et assument une fonction de régulation du mécanisme (suivi, évaluation, contrôle).

Dans la pratique, il convient de rappeler que les relations entre le fournisseur de services environnementaux et son bénéficiaire (payeur) ne sont que très rarement directes, et qu'un ou plusieurs intermédiaires ont un rôle central pour faciliter cette relation. Cet intermédiaire peut être public (une

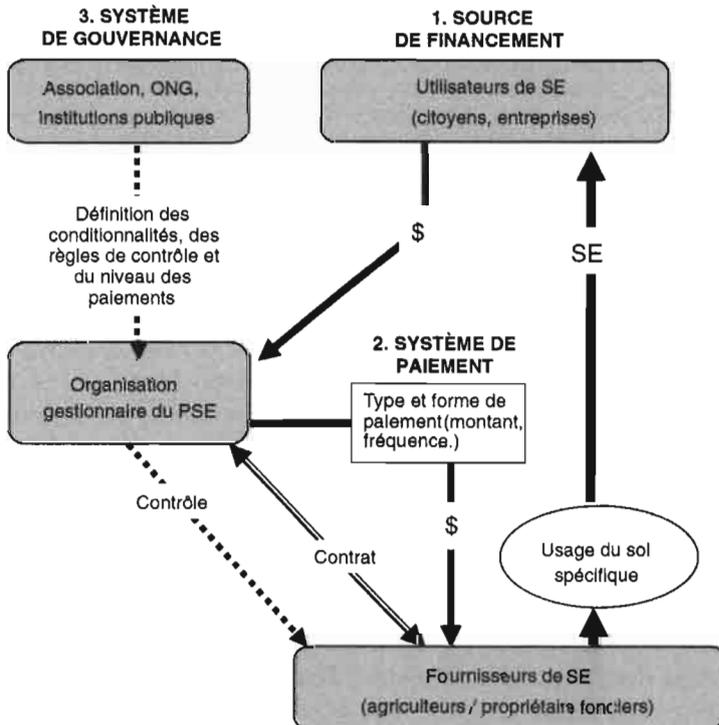


Figure 8.3. Architecture d'un paiement pour service environnemental. D'après Le Coq, Soto et González Hernández, 2011.

agence de l'État), comme dans le cas du programme de PSE du Costa Rica avec le Fonafifo (Pagiola, 2008), ou privé, comme au Zimbabwe à travers des opérateurs touristiques (Frost et Bond, 2008). Cet acteur peut également être une organisation non gouvernementale, comme dans le cas malgache avec la Fondation Durrel (Sommerville *et al.*, 2010). Ces intermédiaires jouent un rôle clé pour la mise en œuvre des programmes de PSE car ils assurent différentes fonctions indispensables à leur fonctionnement (Huber-Stearns, Goldstein et Duke, 2013), telles que l'échange d'information entre les parties prenantes, la définition des services environnementaux, le transfert des incitations aux fournisseurs des services, la construction de rapports de confiance entre les acteurs, la médiation et les arbitrages entre les parties prenantes (Thuy *et al.*, 2010). Les intermédiaires sont aussi importants pour faciliter l'accès des petits producteurs aux PSE, notamment en les regroupant au sein d'organisations (Bracer *et al.*, 2007 ; Corbera et Brown, 2008), ou pour fournir des services d'appui (Le Coq et Saenz-Segura, 2013) et réduire ainsi les coûts de transaction (Bosselmann et Lund, 2013). Enfin, ils facilitent l'identification des priorités et des besoins locaux (Rosa, Kandel et Dimas, 2003).

## DÉBATS AUTOUR DES PAIEMENTS POUR SERVICES ENVIRONNEMENTAUX

Compte tenu de la médiatisation des PSE depuis une dizaine d'années, les débats les concernant sont très nombreux et peuvent être regroupés en trois grandes catégories. La première concerne leur efficacité environnementale et leur efficience économique (leur capacité à favoriser la conservation des écosystèmes à moindre coût en comparaison avec d'autres outils). Ensuite, compte tenu de leur application majeure en milieu rural dans les pays en développement, une large part des débats porte sur leurs impacts en termes de réduction de la pauvreté ou d'équité. Enfin, une troisième catégorie de débats fait référence à la philosophie néo-libérale qu'ils véhiculeraient et développe une critique plus générale sur la marchandisation de la nature.

### EFFICACITÉ ET EFFICIENCE

Les débats autour de l'efficacité et de l'efficience sont vifs. Ils le sont notamment parce que l'argumentaire des PSE repose sur cet aspect en opposition aux politiques réglementaires et aux projets de conservation et de développement intégrés jugés peu efficaces et peu efficaces. Or l'efficacité environnementale des PSE n'est pas simple à estimer et ceci pour plusieurs raisons : les services ciblés sont généralement difficiles et donc coûteux à

mesurer (cf. le carbone dans le cas du programme REDD<sup>91</sup>) ; un certain nombre de biais peuvent venir fausser (c'est-à-dire sous- ou surestimer) l'évaluation d'impact ; les évaluations d'impact sont généralement pensées *a posteriori*. Du coup, les évaluateurs des PSE font généralement face à un manque de données appropriées, notamment des points de référence historique sur la situation environnementale avant le lancement du programme de PSE, le manque de données de contrôles dans des zones non-soumises aux paiements, et des variables qui ne reflètent pas directement le niveau de services environnementaux (i.e. le type d'usage du sol supposé fournir ces services<sup>92</sup>). Ceci marque une différence fondamentale entre les PSE et les projets REDD+. En effet, dans ces derniers projets, la transaction financière ne peut avoir lieu sans accréditation, dont une des conditions est la preuve de l'additionnalité. De fait, dans certains pays comme Madagascar, la mobilisation de la connaissance scientifique est omniprésente dans les projets REDD+, alors qu'elle est quasi absente des projets de PSE (Bidaud, Méral et Serpantié, 2011).

Pour faire face à de telles situations, les évaluateurs des PSE font de plus en plus appel à des analyses quasi expérimentales contrefactuelles. Il s'agit de trouver des situations comparables en termes environnemental et socio-économique, mais dans des zones non pourvues en PSE, à partir de l'identification et du contrôle de variables très strictes. Ces méthodes sont privilégiées car elles permettent de prendre en compte *a posteriori* un certain nombre de biais qui sont généralement présents dans les études d'évaluation d'impact classiques telles que les comparaisons « avant-après » ou « avec-sans » programme (encadré).

L'efficacité des PSE est également questionnée. S'ils sont souvent réputés moins coûteux que les politiques réglementaires, ils induisent des coûts de transaction qui peuvent être néanmoins importants. C'est alors aux organisations intermédiaires d'en assurer la couverture, ce qui leur confère un rôle d'intermédiation stratégique qui peut fortement influencer l'efficacité du contrat. Par ailleurs, l'idée même que les PSE seraient plus efficaces en raison de faibles coûts de transaction peut être relativisée. D'après Legrand, Froger et Le Coq (2013), si les coûts d'administration du programme de PSE au Costa Rica représentaient 5 % du budget global en 1996, ils ont progressivement augmenté pour atteindre 12 % du budget en 2008, alors même que l'additionnalité du programme était remise en

---

91 Les mécanismes de « Réduction des émissions dues à la déforestation et à la dégradation forestières, conservation, gestion durable et augmentation du stock de carbone » (REDD+) constituent le dernier outil en date développé au sein de la Convention sur le changement climatique. Voir par exemple <http://theredddesk.org/what-is-redd> pour de plus amples détails, consulté le 1<sup>er</sup> décembre 2014.

92. Un autre problème est que l'objectif des PSE n'est généralement pas formulé en termes d'indicateurs écologiques : c'est la pratique (ou le changement de pratique), et non l'état de l'environnement, qui fait l'objet de PSE, sachant qu'il existe en théorie un lien supposé entre une pratique (de production) et un état de l'environnement visé.

**Principaux biais des études d'évaluation d'impact de type « avant-après » ou « avec-sans » programme.**

**Capture d'autres facteurs explicatifs :** une simple comparaison avant-après peut amener à une surestimation ou une sous-estimation de l'impact des PSE car les effets observés peuvent être imputés à des événements contemporains à la mise en place de ce type de dispositif et non pas au dispositif lui-même. Par exemple, la réduction de la déforestation dans une zone concernée par les PSE peut être liée à un durcissement de la réglementation, à une modification dans le prix des matières premières, etc.

**Biais de sélection :** dans une comparaison « avec-sans », il est courant de surestimer l'impact des PSE car les terres engagées dans un programme ne le sont pas de manière aléatoire. Par exemple, les agriculteurs vont avoir tendance à engager leurs terrains les moins facilement valorisables, ou, dans le cas où les PSE viennent en appui à la mise en place d'aires protégées (ciblage), ils vont *de facto* être placés dans des zones isolées et moins soumises à des pressions anthropiques et dans lesquelles ont été développées les aires protégées.

**Effet de fuite :** la prise en compte des fuites générées par la mise en place de PSE est souvent une limite des études d'évaluation d'impact. Les fuites correspondent à un déplacement géographique des pressions environnementales découlant de la réduction de pressions à un endroit précis. Dans le cas de la déforestation, un projet de conservation d'une forêt menacée peut induire le report des pressions liées à la déforestation dans une autre forêt. Les fuites ont aussi une dimension économique : la conservation des forêts peut rendre plus rares le bois et la terre agricole disponibles sur le marché, ce qui augmente leurs prix et favorise la rentabilité du déboisement de zones enclavées qui étaient jusque-là protégées par le coût élevé de leur conversion à d'autres usages.

cause. Par ailleurs, si les coûts d'administration du Fonafifo qui gère les paiements au Costa Rica, ajoutés aux coûts de transaction supportés par les participants au programme, sont estimés à environ six dollars à l'hectare, l'ensemble des coûts devrait être plus important dans d'autres pays comme la République démocratique du Congo (Karsenty *et al.*, 2009). En effet, avant même de réaliser le versement des paiements, les droits de propriété sur la ressource forestière doivent être clarifiés, des intermédiaires fiables doivent être identifiés et soutenus ; des mécanismes de contrôle et de suivi de contrats crédibles doivent être mis en place, etc.

Par ailleurs, des évaluations *ex-ante* menées à Madagascar montrent que les dispositifs les plus coûteux en termes d'organisation (négociation du

contrat, sensibilisation de la population, évaluation du service environnemental, suivi, contrôle, etc.) sont ceux qui cherchent à garantir l'additionnalité, et l'acceptabilité sociale et politique du PSE (Cahen-Fourot, 2011). Les coûts de contrôle peuvent s'avérer moins importants à terme. En effet, les coûts de transaction peuvent également correspondre à un investissement initial qui permettrait alors de garantir des effets sur le plus long terme et de réduire les coûts de contrôle. Une comparaison de différents mécanismes de PSE au Cambodge suggère en effet que les dispositifs de paiements directs présentent moins de coûts administratifs par rapport aux dispositifs de paiements collectifs, mais qu'ils ne sont pas associés à la mise en place d'institutions locales qui définissent les droits de propriété ou catalysent des dynamiques d'action collective (mise en place d'institutions locales de gestion collective) (Milne et Chervier, 2014). Pour que les coûts de transaction soient un critère pertinent, il faudrait prendre en compte l'ensemble des coûts sur la durée totale du contrat, voire avant (mise en place) et après (évaluations, etc.), ce qui est rarement le cas. Il serait alors plus judicieux de parler de choix de l'instrument ou d'une combinaison d'instruments à moindre coût en fonction d'un objectif environnemental recherché sur une temporalité précise.

La pérennité des effets des PSE sur le long terme est de plus en plus prise en compte dans l'évaluation de ce type d'outil. Ce débat est d'autant plus pertinent que, dans de nombreux cas, leurs financements sont liés à des projets de durée limitée financés par des bailleurs de fonds et dont la durabilité n'est pas assurée sur le long terme. Les PSE nationaux ne sont pas non plus à l'abri de réorientations des priorités politiques et de réallocations de budgets. Cette thématique est aussi traitée à travers la question de leur effet sur les motivations à conserver. En effet, il est de plus en plus admis que leur effet va au-delà de la simple modification des coûts et des bénéfices de l'activité cible (par exemple réduire l'abatis-brûlis) et que ce type d'outil peut notamment influencer positivement, mais aussi négativement, des motivations intrinsèques préexistantes des acteurs à conserver. Ceci repose sur l'idée que certaines personnes protègent la nature non seulement pour des raisons économiques, mais également pour des raisons patrimoniales ou culturelles, telles que la volonté de laisser un héritage pour les générations futures, ou simplement par tradition, par respect des règles de gestion ancestrales. Le fait que certains programmes de PSE soient mis en place dans des situations où les motivations intrinsèques sont potentiellement élevées (par exemple dans le cas d'une gestion de forêt communautaire) a amené certains auteurs à tirer le signal d'alarme car, dans ce cas, payer des personnes pour effectuer des activités en faveur de l'environnement peut, par exemple, changer la raison pour laquelle les gens le font (il s'agit là d'une forme d'influence négative sur les motivations intrinsèques parmi d'autres). Ceci peut avoir des conséquences négatives, notamment si le programme de PSE s'arrête, car les gens auraient alors tendance à investir encore moins d'efforts dans la

conservation par rapport à la situation avant la mise en place du programme. Néanmoins, cette question est rarement traitée dans le cas des PSE et ces hypothèses restent donc à confirmer (ou à infirmer) (Wunder, 2013).

## ACCESSIBILITÉ ET ÉQUITÉ

L'accessibilité et l'équité des PSE font également l'objet de controverses. En effet, les PSE supposent généralement l'existence de droits de propriété sur les espaces fournissant les services environnementaux. Or, de nombreux producteurs de services environnementaux n'ont pas toujours les titres de propriété du foncier. De fait, cette situation exclut ceux qui en sont dépourvus. De plus, l'accès aux programmes de PSE suppose des ressources pour couvrir les coûts de transaction (connaissance des systèmes, études techniques préalables, etc.) mettant autant de barrières à l'entrée pour les petits producteurs. Enfin, les paiements reçus dépendent des surfaces de terre et/ou des services environnementaux produits (souvent en fonction d'une surface d'usage du sol). Les PSE auraient tendance, dans certains cas, à renforcer alors le pouvoir économique de ceux déjà bien dotés en terre au détriment des plus démunis.

Par ailleurs, si les PSE sont susceptibles de procurer des avantages en termes de diversification des activités, d'emplois<sup>93</sup> et de renforcement des capacités (Miranda, Porras et Moreno, 2003 ; Pagiola et Platais, 2007), leurs effets sur la pauvreté n'en restent pas moins problématiques (Froger et Maizière, 2013).

En effet, les PSE peuvent être perçus comme une forme de renoncement au développement et de mise en dépendance des sociétés du Sud par les puissances industrialisées (Karsenty, 2004). Les populations rurales les plus pauvres seraient en fait laissées dans une situation de trappe à pauvreté qui se caractériserait par un faible niveau des rentes (basées sur les revenus des plus pauvres), une baisse de la production agricole et un retour à l'utilisation de produits forestiers marginaux et non accumulables.

Même au Costa Rica, où a été mis en place un programme de PSE qualifié par de nombreux acteurs d'exemplaire, les impacts sociaux s'avèrent mitigés à bien des égards. Tout d'abord, une étude relative aux budgets des différents participants impliqués dans le programme costaricien démontre la faible part des PSE dans les revenus globaux des petits propriétaires terriens (Miranda, Porras et Moreno, 2003). Les sommes attribuées par le programme ne participent alors que très peu au budget des populations les plus pauvres.

93. À titre d'exemple, le programme Working for Water d'Afrique du Sud mis en place à partir de 1995 a permis la création de 20 000 emplois pour des personnes non qualifiées, dont 53 % pour les femmes (Hosking et Du Preez, 2004 ; Turpie *et al.*, 2008)

Par ailleurs, Sembrés (2007) note la faible participation ou la non-participation des populations (petits propriétaires terriens, populations rurales pauvres) qui devraient profiter des potentialités sociales des PSE, ce qui induit une forme d'exclusion susceptible de conduire à une marginalisation croissante de ces populations et au creusement des inégalités sociales. Au Costa Rica, les paysans pauvres côtoient des propriétaires dont les revenus proviennent d'activités urbaines (et non pas agricoles). Ces derniers ne sont donc pas obligés d'abandonner une quelconque activité rémunératrice, contrairement aux paysans pauvres qui ont donc un coût d'opportunité<sup>94</sup> plus élevé au moment de considérer l'entrée dans le système de PSE. De même, le coût de transaction pour bénéficier d'un projet de reforestation est estimé à environ 650 dollars pour la plus petite des exploitations (Miranda, Porras et Moreno, 2003), ce qui rend quasi inaccessible l'accès aux PSE pour les populations les plus pauvres. Les participants au programme costaricien sont plutôt de grands propriétaires terriens, ne vivant majoritairement pas dans leur ferme sous contrat pour des PSE, possédant des titres légaux de propriété, un haut niveau d'éducation et des revenus relativement élevés et diversifiés dans des activités non agricoles (Miranda, Porras et Moreno, 2003 ; Ortiz Malavasi, Sage Mora et Borge Carvajal, 2003 ; Zbinden et Lee, 2005).

En termes d'impacts pour les non-participants, nous pouvons signaler que le retrait de terres agricoles pour la reforestation pourrait être également responsable d'une hausse des prix fonciers, et ainsi augmenter la difficulté d'accès à la propriété. De plus, une telle pratique serait susceptible de conduire à une certaine insécurité alimentaire. En réduisant les terres cultivables dans une région, l'offre alimentaire à l'échelle locale pourrait alors devenir inférieure à la demande, ce qui par un effet propre au marché augmenterait le prix des denrées, excluant ainsi les plus pauvres.

Ces phénomènes d'exclusion des plus pauvres et de renforcement des inégalités d'accès aux bénéfices des PSE se retrouvent également dans les situations où les droits de propriété ne sont pas officiellement définis et les paiements ne sont pas faits à l'hectare, comme dans le cas du Cambodge. Dans ce cas, le pouvoir de capter la rente issue des PSE dépend non seulement de l'accès à certaines ressources (droits d'usage de la terre dans ce cas, main-d'œuvre), mais aussi des jeux de pouvoir locaux préexistants. Ceci a été illustré au Cambodge pour une situation dans laquelle la redistribution des paiements était gérée par des institutions communautaires qui étaient elles-mêmes dirigées par des personnes bénéficiant déjà d'un certain pouvoir (par exemple des autorités locales) (Milne et Adams, 2012). Du coup, le projet a non seulement renforcé les inégalités de pouvoir, mais a aussi créé des inégalités d'accès aux bénéfices de la protection des ressources naturelles.

---

94. Par coût d'opportunité, nous entendons le manque à gagner qu'engendre l'adoption de pratiques ou d'usages du sol promue par les PSE par rapport aux revenus que les paysans pourraient tirer de pratiques ou d'usages du sol alternatifs.

La question des conséquences sociales des projets de PSE a été le terreau d'un débat vif au sujet des objectifs attribués à ce type d'instruments : les projets doivent-ils intégrer des objectifs de lutte contre la pauvreté ou se cantonner à l'atteinte d'objectifs environnementaux, sachant qu'ils sont souvent mis en place dans des pays en développement auprès de populations rurales pauvres ? Certains soulignent que ces deux objectifs sont interdépendants (par exemple, un mécanisme de paiement qui ne trouve pas de légitimité localement aura peu de chance d'atteindre ses objectifs environnementaux) et que, dans certains cas, les projets de PSE peuvent avoir des effets sociaux négatifs qui ne sont pas éthiquement acceptables car affectant des populations pauvres (Pascual *et al.*, 2014). D'autres avancent que les PSE ont été conçus à l'origine pour atteindre des objectifs environnementaux (et sont donc peu adaptés pour atteindre des objectifs sociaux), qu'il est difficile d'atteindre plusieurs objectifs avec un même outil (sur la base du constat de l'échec des projets de développement et de conservation intégrés) et que leur nature volontaire garantit le fait que les participants ne peuvent être négativement affectés (Kinzig *et al.*, 2011). Néanmoins, ils reconnaissent que l'atteinte d'objectifs environnementaux ne doit pas se faire au détriment d'objectifs sociaux et de lutte contre la pauvreté.

## VERS UNE MARCHANDISATION DE LA NATURE ?

Au-delà des débats sur les effets, des critiques portent sur la philosophie sous-jacente des PSE, et en particulier sur l'aspect marchand que véhicule l'outil, et l'idée même de la marchandisation de la nature (Maris, 2014 ; McAfee, 1999 ; McCauley, 2006). Pour certains, les PSE ne sont qu'un des outils économiques permettant de pérenniser financièrement la conservation de la biodiversité, au même titre que les banques de compensation ou les fonds fiduciaires par exemple (Emerton, Bishop et Thomas, 2006 ; OCDE, 2014). Ils participent ainsi à la recherche de nouveaux mécanismes permettant de financer cette conservation alors même que tous constatent une déconnexion entre l'augmentation de la surface des aires protégées à travers le monde et les ressources financières mobilisées pour les faire fonctionner. Il s'agit donc d'une démarche plus pragmatique (rechercher des financements) que politique (s'opposer à la marchandisation de la nature) portée par des gestionnaires d'aires protégées dans une perspective managériale. Pour d'autres, les PSE ne sont qu'une manifestation supplémentaire de la tendance générale à une marchandisation de la nature (Maris, 2014 ; McAfee, 2012). Le fait qu'ils soient aujourd'hui promus par des institutions qui revendiquent la création de marché de la biodiversité (OCDE, United Nations Environment Programme Finance Initiative, Ecosystem Marketplace, etc.) est effectivement un argument pertinent.

Ces approches très critiques des PSE s'attachent à démontrer le fait que ce type de mécanisme est souvent le résultat d'un processus politique qui

englobe de multiples acteurs, de multiples intérêts, des jeux de pouvoir et une influence forte de certains discours ou idées (qui n'ont pas de fondement factuel ou scientifique) (McAfee et Shapiro, 2010). Ceci contraste avec l'approche d'origine qui conceptualise l'émergence des mécanismes de PSE comme le résultat d'une négociation bilatérale entre un acheteur et un vendeur. Ce type d'études renforce leur message en montrant, par exemple, comment la rhétorique néo-libérale a fortement influencé leur diffusion (Shapiro-Garza, 2013).

## CONCLUSION

Face à ce boom, à tous les débats et les controverses qui en découlent et à ce besoin de clarification des enjeux pour les praticiens, les PSE, dans leur diversité, doivent être considérés comme des outils additionnels et non alternatifs aux précédentes actions. Ils ne constituent pas la panacée que laisserait supposer la médiatisation de certaines *success stories* mises en avant par des acteurs soucieux de promouvoir des approches marchandes (par idéologie ou par besoin de financement). Il y a d'ailleurs très peu d'analyses tangibles sur l'efficacité environnementale de ce type d'outil, notamment en raison de l'absence de données ou du fait de biais courants des études d'évaluation. Le seul point sur lequel la communauté scientifique parvient à un accord est sur le fait que les chances de réussites de ces PSE sont d'autant plus grandes que le contexte institutionnel à l'échelle locale est propice. Cela comporte deux conditions importantes : qu'il existe au préalable une action collective visant à gérer durablement les écosystèmes sur un territoire donné et que la variable incitation économique soit la clé de voûte du problème environnemental à traiter ou le principal levier de l'action collective à renforcer.

Aussi, les différentes formes de PSE (compensation, récompense en nature, monétaire ou un mixte des deux, financé par les bénéficiaires ou par un intermédiaire, de nature publique ou privé) doivent être définies en fonction de ces conditions, et non pas au regard d'une quelconque définition canonique ou de préjugés idéologiques.

Le Coq J.F., Méral Philippe, Froger G., Chervier C. (2016)

Les paiements pour services environnementaux ou  
écosystémiques

In : Méral Philippe (ed.), Pesche D. (ed.). *Les services  
écosystémiques : repenser les relations nature et  
société*

Versailles : Quae, p. 183-200. (Nature et Société)

ISBN 978-2-7592-2469-2