

Vers une mise en débat des
incertitudes
associées à la notion de service
écosystémique

Cécile Barnaud, Cirad- Green, Montpellier
Martine Antona, Cirad- Green, Montpellier

document de travail n°2010-08

Vers une mise en débat des incertitudes associées à la notion de service écosystémique

Cécile Barnaud, Cirad- Green, Montpellier
Martine Antona, Cirad- Green, Montpellier

Document de travail n°2010-08

Juin 2010

Les auteurs remercient les participants à l'atelier « concept » du programme SERENA (La Grande Motte – 2/5 février 2010-) pour les commentaires effectués lors de la présentation orale de ce document et particulièrement Jacques Marzin pour sa lecture attentive de la précédente version.

Sommaire

1. INTRODUCTION.....	4
2. LES SOURCES D'INCERTITUDES ASSOCIÉES À LA NOTION DE SE	5
<i>Les sources d'incertitudes scientifiques</i>	5
<i>Les sources d'incertitudes sociétales</i>	6
3. REVUE DES MÉTHODES DE PRISE EN CHARGE DES INCERTITUDES ASSOCIÉES AUX SE....	10
<i>Prise en charge des incertitudes scientifiques</i>	11
<i>Prise en charge des incertitudes sociétales</i>	11
4. VERS UNE PROPOSITION POUR UNE MISE EN DÉBAT DES INCERTITUDES SOCIÉTALES ET SCIENTIFIQUES ASSOCIÉES À LA NOTION DE SE.....	13
5. CONCLUSION	15
6. REFERENCES	16

1. INTRODUCTION

Les notions de service environnemental et de service écologique sont en train d'occuper une place croissante dans les sphères scientifiques et politiques associées aux interactions entre les sociétés et leur environnement. Ehrlich et Mooney sont considérés comme les premiers auteurs à avoir introduit l'idée de *services* rendus par les écosystèmes à l'humanité. « The loss of services to humanity following extinctions ranges from trivial to catastrophic » (Ehrlich & Mooney, 1983). Leur objectif était alors de mettre en évidence le processus en cours de dégradation des écosystèmes par les activités humaines, le risque de pertes de services que cela représentait pour l'humanité, et l'impossibilité ou le coût élevé de substitution de ces services. Cette idée a donné lieu à un courant de pensée grandissant autour de la notion de service écosystémique (« ecosystem services »), dont la définition la plus largement répandue est aujourd'hui celle de Daily et al. (1997) : « benefits supplied to human societies by natural ecosystems ». Le Millenium Ecosystem Assessment (MEA) a achevé d'entériner cette notion et propulsé son essor hors des sphères scientifiques, en proposant de distinguer quatre grands types de services écosystémiques: (i) les services de production (produits agricoles, bois, eau potable, poissons, etc.), (ii) les services de régulation (climat, inondations, purification de l'eau, etc.), (iii) les services culturels (aspects esthétiques, religieux, récréatifs...), et (iv) les services de soutien (cycle du carbone, formation des sols..) servant de base au fonctionnement des trois premiers (MEA, 2005).

La notion de service écosystémique est souvent assimilée à la notion de service environnemental, sans qu'il soit toujours aisé de les distinguer l'une de l'autre. De fait, la notion de service environnemental, bien qu'apparue dès les années 80 est souvent associée dans la littérature aux dispositifs de paiements aux services environnementaux (Wunder, 2005) qui proposent de rémunérer les gestionnaires locaux des ressources naturelles (au premier rang desquels figurent les agriculteurs) pour les inciter à adopter des pratiques ayant des impacts positifs sur l'environnement, l'idée étant que les bénéficiaires des services environnementaux compensent financièrement les acteurs qui contribuent par leurs changements de pratiques à fournir ces services. La FAO propose de considérer les services environnementaux comme un sous-groupe des services écosystémiques excluant les services correspondant aux services de production. Selon cette définition, les services environnementaux correspondent aux externalités des activités de production.

Depuis le MEA, les recherches et les politiques associées aux notions de services écosystémiques et de services environnementaux (que nous engloberons dans ce texte sous l'appellation SE) ont de plus en plus tendance à considérer cette notion comme un acquis, sans que soient interrogées les valeurs qui la sous-tendent ou qu'elle véhicule et sans reconnaître les incertitudes qui peuvent lui être associées. Or cette notion est l'objet de perceptions multiples et différenciées, voire contradictoires, dans trois champs différents : d'une part entre les scientifiques provenant de différentes disciplines ou oeuvrant dans différents domaines de recherche ; d'autre part entre les scientifiques et les acteurs de la société concernés, directement ou indirectement, par les SE qui font l'objet de recherches voire de politiques ; et enfin entre ces acteurs eux-mêmes qui ont différents intérêts à défendre par rapport à ces questions.

La notion de SE est donc au cœur de ce que nous appelons de fortes incertitudes sociétales. Par ailleurs, les SE sont l'objet de fortes incertitudes scientifiques sur les faits, pour lesquelles les scientifiques ne sont pas en mesure d'énoncer avec certitude des relations de cause à effets. En effet, ces services touchent à des systèmes complexes d'interaction entre dynamiques sociales et écologiques dont les évolutions sont par nature incertaines et imprévisibles. Les débats scientifiques sur le changement climatique, succédant à ceux portant sur l'importance de l'érosion de la biodiversité ou en sont une illustration d'actualité.

Ce texte correspond aux premiers jalons d'une réflexion proposant une mise en débat des incertitudes scientifiques et sociétales associées aux notions de services écosystémiques et environnementaux. Sur la base d'un travail bibliographique, il vise tout d'abord à :

- identifier les sources d'incertitudes sociétales et scientifiques associées à la notion de SE,
- et repérer dans la bibliographie les méthodes existantes de prise en charge de ces incertitudes (méthodes d'analyse ou de mise en débat).

Ce premier état de l'art permet ensuite de mettre en évidence qu'il est nécessaire de développer des recherches (méthodologiques et théoriques) reconnaissant les incertitudes scientifiques et sociétales associées à la notion de SE et visant à les mettre en débat. Des propositions allant dans ce sens sont présentées dans la dernière partie de ce texte.

2. LES SOURCES D'INCERTITUDES ASSOCIÉES À LA NOTION DE SE

Les sources d'incertitudes scientifiques

La notion de SE est l'objet de fortes incertitudes scientifiques. Les évolutions des services écosystémiques sont en effet liées à des dynamiques multiples en interaction, ces dynamiques étant de natures diverses (écologiques, sociales, économiques...) et intervenant à différentes échelles d'espace (phénomènes locaux, régionaux, globaux...) et de temps (phénomènes lents ou rapides). Ces systèmes complexes d'interactions sont tels que leur fonctionnement est non-linéaire, avec des effets de seuil et des irréversibilités. Farber et al. (2002) ont par exemple montré que dans un écosystème donné, lorsque la couverture forestière en amont d'un bassin versant diminue, la sévérité des inondations en aval diminue de façon relativement linéaire jusqu'à un certain seuil au-delà duquel non seulement la sévérité augmente très fortement, mais de plus, le phénomène est irréversible, c'est-à-dire que même en augmentant à nouveau le couvert forestier, la sévérité des inondations resterait supérieure à ce qu'elle était.

Si dans cette étude de cas, une certaine prédiction des évolutions des services est proposée, ces évolutions sont dans la pratique l'objet de fortes incertitudes, les relations de cause à effet n'étant souvent pas clairement établies. Les systèmes complexes sont en effet par nature incertains et imprévisibles (Walker et al., 2002). En attestent les controverses scientifiques au sujet du changement climatique ou encore les débats au sujet justement du rôle des forêts en amont sur le fonctionnement hydrique en aval des bassins versants.

Les sources d'incertitudes sociétales

La notion de SE est non seulement l'objet d'incertitudes scientifiques mais aussi sociétale. On appelle incertitudes sociétales, l'existence de controverses de divergences de points de vue, voire de conflits d'intérêts. Cela renvoie à la notion d'Hirschman de conflits divisibles (portant sur des questions de répartition, de « plus ou de moins » mais surtout des conflits indivisibles, du type « ou-ou », c'est à dire de conflits qui ne sont pas bien pas établis et dans lesquels les acteurs ont des difficultés à se positionner, à négocier et à établir des compromis (Hirschman, 1995).

Différentes perceptions au sein de la communauté scientifique

Tout d'abord, au sein même de la communauté scientifique, il existe de multiples perceptions de la notion de SE qui ne sont pas forcément compatibles. Ce polysémisme est un premier facteur d'incertitudes sociétales. On peut ainsi identifier dans la littérature plusieurs sources alimentant des divergences d'acceptation de la notion de SE. La première est liée à l'existence de différentes perceptions des interactions entre les sociétés et les écosystèmes, naturels ou anthropisés. Si la plupart des écrits relatifs aux SE s'accordent à dire que les écosystèmes et leurs propriétés servent de support à de nombreuses activités humaines et sont nécessaires à la survie de nos sociétés (c'est-à-dire que les écosystèmes fournissent des services aux sociétés), le rôle des sociétés sur les écosystèmes et les services qu'ils produisent est loin de faire consensus (figure 1).

Certains mettent l'accent sur le rôle de la santé des écosystèmes dans la production de ces services, l'homme étant avant tout bénéficiaire de ces services (MEA, 2005). Dans les écosystèmes anthropisés, l'influence de l'homme est essentiellement perçue en terme de pression et comme étant à l'origine d'une dégradation des services écosystémiques source d'externalités (pollution de l'eau, effet de serre et changement climatique, etc.). D'autres mettent l'accent sur le rôle des activités humaines (et notamment de l'agriculture) non seulement dans l'usage et la transformation des services écosystémiques, mais également dans leur contribution à la fourniture de ces services (valeur culturelle et paysagère des écosystèmes cultivés, maintien de la biodiversité en évitant la fermeture des milieux, etc.) (FAO, 2007). Conformément à la distinction opérée ci-dessus, ce domaine de littérature a tendance à employer le terme de service environnemental tandis que les premiers lui préfèrent le terme de service écosystémique.

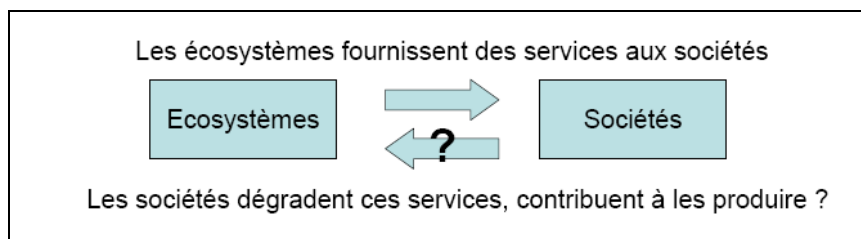


Figure 1. Différentes perceptions des SE associés à différentes perceptions des interactions sociétés-écosystèmes

L'on peut également distinguer différentes visions de la notion de SE au sein d'une même discipline. Ainsi, Aznar et Pierret-Cornet (2002) identifient trois principales écoles en économie s'intéressant à la notion de SE : l'écologie économique, l'économie de l'environnement et l'économie des services. Il est intéressant de voir que ces trois approches octroient un rôle très différent à l'homme dans la fourniture des services (figure

2). En écologie économique, c'est la nature qui est au service de l'homme, on parle de services écosystémiques (MEA, 2005). Les auteurs de ce domaine s'intéressent à la contribution des écosystèmes aux usages qu'en font les sociétés et à la valeur qu'elles produisent (Costanza *et al.*, 1998; de Groot, Wilson, & Boumans, 2002). Lorsque l'action des sociétés est envisagée, c'est sous l'angle des modes d'organisation pour préserver ces écosystèmes et les services qu'il produisent. En économie de l'environnement, le terme de service environnemental est plus courant. On considère que les hommes, et notamment les agriculteurs, contribuent à la production de services environnementaux, mais de façon non intentionnelle. Les services sont considérés comme des externalités positives de la production agricole, qui peuvent être considérées comme des produits joints (Abler, 2004). L'objectif dans ce cas sur un plan normatif est d'internaliser ces externalités, c'est-à-dire de rémunérer les agriculteurs pour les inciter à produire ces services (les paiements aux services environnementaux), qui dans ce cas deviennent des services intentionnellement produits (Engel, Pagiola, & Wunder, 2008).

Enfin, l'économie des services aborde cette thématique directement sous l'angle du service intentionnel : ce sont les hommes (les agriculteurs) qui produisent des services, et ce de façon intentionnelle. Il existe une relation de service entre un prestataire et un usager par l'intermédiaire d'un bien-support qui est l'écosystème (Aznar & Perrier-Cornet, 2002). L'on voit ici qu'au sein même d'une discipline (l'économie), la notion de SE est porteuse de sens très divers. Ce sont tantôt les écosystèmes qui fournissent les services, tantôt les hommes.

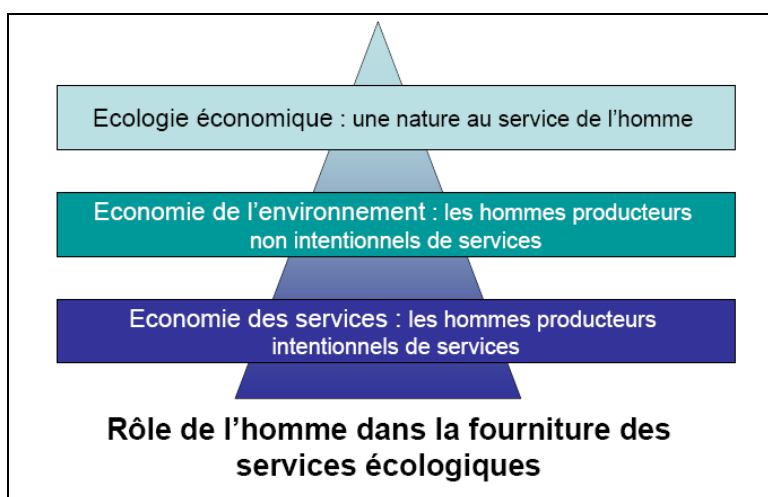


Figure 2. Différentes perceptions de la notion de SE en économie

Toujours au sein de la communauté scientifique, la notion de valeur attribuée aux SE fait également l'objet d'acceptations multiples et pas forcément compatibles. L'on peut distinguer d'une façon générale trois grands domaines de recherche sur les SE :

- (i) l'analyse biophysique des SE,
- (ii) l'évaluation économique des SE,
- (iii) l'analyse des dispositifs politiques faisant référence soit directement aux SE tels que les paiements aux services environnementaux (PSE), soit aux fonctions écologiques des écosystèmes, tels que les mesures agri-environnementales (MAE).

Les premiers, essentiellement des chercheurs en sciences biophysiques, cherchent à déceler, comprendre et quantifier les fonctions et services des écosystèmes, pour en évaluer l'évolution suite à des stress ou l'impact sur des fonctions productives comme par exemple l'influence de la biodiversité des prairies de pâture sur la qualité du lait (Chapin *et al.*, 2000; Diaz *et al.*, 2007; Gordon, Finlayson, & Falkenmark, ; Zhang, Ricketts, Kremen, Carney, & Swinton, 2007).

Les seconds, des économistes, cherchent à donner une valeur économique aux SE de façon à faire prendre conscience aux décideurs de l'importance de ces SE et augmenter leurs poids dans les décisions (Costanza *et al.*, 1997; de Groot *et al.*, 2002; Patterson & Coelho, 2009). Ils utilisent pour cela diverses méthodes d'évaluation, fondées en général soit sur l'importance que leur accordent les hommes (méthodes fondées sur les préférences¹), soit sur le coût du dommage ou sur le coût que nécessiterait la restauration ou la substitution du service évalué (coût de l'inaction).

Enfin, dans les recherches sur les dispositifs, les recherches sur les paiements aux services environnementaux consistent à analyser ou développer des moyens d'inciter financièrement les usagers des ressources soit à ne pas dégrader des écosystèmes fournissant des services, soit à adopter des pratiques maintenant voire produisant des services environnementaux (Karsenty, 2004; Pagiola, 2007; Wunder, 2005).

Ces trois champs de recherche ont des perceptions très différentes de la notion de SE, traduisant un certain hermétisme les uns vis-à-vis des autres. Leurs divergences se révèlent en particulier autour de la notion de *valeur*. Tout d'abord, pour certains écologues cherchant à comprendre les fonctions et les services des écosystèmes, c'est un non-sens que d'attribuer une valeur anthropocentrée à ces services (Farber, Costanza, & Wilson, 2002). Ces auteurs mettent en avant l'idée que les écosystèmes ont un droit d'existence indépendamment de la volonté des hommes ou de la valeur que ces derniers leur attribuent. Pour les économistes au contraire, attribuer aux services fournis par les écosystèmes une valeur qui reflète l'importance de ces services pour les hommes est considéré comme une nécessité pour favoriser une prise de conscience de leur importance et leur prise en compte dans les décisions politiques. Même si la difficulté de relier les catégories des contributions des écosystèmes à des catégories utiles à la prise de décision est largement discutée dans la littérature (Toman 98, Pearce 2007). L'un des apports du MEA a été de fournir des catégories compréhensibles et appropriables par les acteurs et de permettre de s'éloigner des catégories scientifiques pour se rapprocher des catégories utiles à la décision (Fisher *et al.* 2009). Perrings s'interroge d'ailleurs, sur la nécessité de revoir cette typologie, en séparant les services de régulation, qu'il situe en amont des services de production et culturels (entretien Perrings). Par ailleurs, si le domaine de l'évaluation économique des SE et celui des PSE s'accordent sur l'importance d'une reconnaissance de la valeur anthropocentrique des services, la valeur attribuée à ces services n'est pas fondée sur la même idée. Tandis que les premiers cherchent à établir une valeur objective à chaque service identifié dans les principaux écosystèmes (Costanza *et al.*, 1997), les PSE reposent au contraire sur l'idée d'une valeur négociée au cas par cas entre bénéficiaires et

¹ Ces préférences sont dites révélées ou non révélées, c'est-à-dire qu'il existe ou non des transactions marchandes permettant de les évaluer. Dans le cas des préférences révélées, on peut utiliser par exemple le prix des produits agricoles commercialisés, le coût du transport qui a été nécessaire pour se rendre dans un parc national (méthode des prix de transport) ou encore le surcoût d'une maison lié à une vue sur mer (méthode des prix hédonique). Dans le cas des préférences non révélées, la méthode la plus courante est l'évaluation contingente : des enquêtes sont faites pour évaluer le consentement à payer des citoyens pour le maintien d'un service donné.

fournisseurs d'un voire d'un ensemble de services (Wunder, 2005). En fonction de cette négociation, le niveau de conservation ou de fourniture des services n'est pas forcément optimal. Si les points de vue des acteurs sont théoriquement pris en compte dans la négociation, le point de vue environnemental ne l'est pas. Enfin, les chercheurs dans le domaine de l'évaluation économique butent sur la question de l'homogénéité ou de la transférabilité des valeurs qu'ils produisent (la valeur d'un service en A est-elle valable en B ? la valeur obtenue pour 1ha est-elle valable pour 100 ha ?

On voit donc qu'au sein de la communauté scientifique, il existe des controverses sur la façon de définir, mesurer, évaluer, comprendre l'évolution des SE.

Différentes perceptions entre scientifiques et non scientifiques

La seconde source d'incertitude sociétale associée à la notion de SE que nous avons identifiée correspond aux divergences de perceptions entre les scientifiques et les non-scientifiques (usagers et gestionnaires des ressources naturelles, décideurs). Il s'agit ici de reconnaître que la notion de SE est une notion non intuitive qui a été introduite par la communauté scientifique, occidentale de surcroît. La question est alors celle de l'adéquation entre cette notion et les perceptions qu'ont les acteurs concernés (usagers et gestionnaires des ressources). Dans de nombreuses communautés des pays du Sud, notamment animistes, la « nature » a un caractère sacré (Sullivan, 2009). Est-il acceptable pour ces populations de concevoir l'environnement comme étant au service de l'homme, avec l'idée d'asservissement que cette notion peut suggérer? Les défenseurs des évaluations économiques de services et des paiements aux services environnementaux argumenteront que cette notion de service est une façon de donner du poids aux préoccupations environnementales qui, sans arguments financiers et économiques en leur faveur, passeraient en second plan et d'atteindre plus efficacement des objectifs de conservation. Cette notion de services est d'ailleurs plus en plus utilisée par les gestionnaires pour justifier le financement de la conservation, montrant ici une convergence entre certains acteurs.

Par contre, d'autres s'interrogent sur les conséquences de ce processus d'intégration des services écosystémiques et environnementaux à l'économie de marché (Norgaard et Bode 1998, McCauley, 2006). Sullivan, anthropologue ayant étudié les rapports complexes qu'entretiennent certaines communautés du Sud avec leur environnement, écrit ainsi au sujet des services environnementaux : « *We are critically impoverished as human beings if the best we can come up with is money as a mediator of our relationships with the non-human world* » (Sullivan, 2009). La notion même de service (écosystémique ou environnemental) pourrait donc risquer d'être, au mieux l'objet de fortes controverses, au pire la source d'une perte de diversité culturelle en uniformisant les rapports entre les sociétés et leur environnement. Cela rejoint la discussion de Norgaard et Bode sur la question de l'éthique environnementale et des valeurs, et de la spécificité culturelle qui est liée à ces notions de services.

Différentes perceptions entre acteurs non-scientifiques

Enfin, en admettant qu'un consensus émerge sur la définition de la notion de service, différents acteurs auront, en fonction de leur histoire et de leur intérêts, différentes perceptions d'une part des services identifiés et considérés comme importants, et d'autre part de leur valeur. Par exemple, dans le cas des problématiques associées à l'impact des couverts forestiers dans les hauts de bassin versant sur la régulation hydrique dans les plaines, les différents acteurs concernés ont différentes perceptions des services

écosystémiques en jeu. Ainsi, les populations des plaines accordent une grande valeur aux services rendus par ces couverts forestiers en terme de limitation des risques d'inondation, alors que pour les agriculteurs exploitant ces hauts de bassin versant, ce sont les services rendus par ce même couvert forestier en termes de fertilité des sols une fois la parcelle défrichée. Hein (2006) met par ailleurs l'accent sur l'idée selon laquelle différents acteurs auront différents intérêts par rapport aux services en fonction de l'échelle à laquelle ils se situent. Cet auteur prend l'exemple des services fournis par une zone de marais aux Pays-Bas. Dans cette étude de cas, il montre que les acteurs de la municipalité accordent une grande valeur aux services de production, les poissons et les roseaux, dont ils tirent leurs principaux revenus, ainsi qu'aux services récréatifs (baignade, pêche loisir, etc.). Par contre, ils n'accordent que peu d'importance à l'enjeu de conservation de la biodiversité. Au niveau national, au contraire, les acteurs n'accordent que peu d'importance aux services de production, mais accordent une grande valeur aux services de régulation, cette zone étant l'objet de fortes actions de protection de la part d'ONG. Mathevet montre aussi qu'en Camargue, la protection de la biodiversité relève d'acteurs au niveau européen lorsque'il s'agit de protéger des espèces (butor étoilé), que le rôle de l'eau pour maintenir une biodiversité à plus grande échelle (marais) relève paradoxalement d'acteurs plus locaux (Mathevet, 2010). L'on voit ici que selon l'échelle à laquelle on se situe, ce ne sont pas les mêmes services qui sont mis en avant. Donc selon l'échelle à laquelle on gouverne et à laquelle les décisions sont prises, les politiques mises en œuvre ne privilégieront pas les mêmes services.

Par ailleurs, l'importance accordée à un service donné n'est pas figée, ce qui remet en cause la pertinence des méthodes fondées sur les préférences. « *Human values and preferences are not static and pre-existent ; rather they are formed in interaction with nature and with society.* » (Pritchard, Folke, & Gunderson, 2000). Les perceptions peuvent notamment évoluer en fonction d'un travail de sensibilisation, suite par exemple à une campagne médiatique de sensibilisation, ou alors par le biais d'un processus de d'apprentissage et de concertation permettant aux acteurs de mieux comprendre les points de vue des autres acteurs en présence.

D'une façon générale, la question des services et de leur maintien renvoie à des choix sociétaux et à une articulation entre choix collectifs et des choix individuels : comment choisit-on les services à préserver ? Selon quel niveau de préservation ? Comment partage-t-on le coût de cette préservation entre individus et collectif ?

3. REVUE DES MÉTHODES DE PRISE EN CHARGE DES INCERTITUDES ASSOCIÉES AUX SE

En identifiant les sources d'incertitudes associées à la notion de SE, nous n'avons finalement relevé que les limites de ce concept. Pourtant, si nous proposons une mise en débat des incertitudes associées à cette notion, c'est que nous considérons qu'elle a également un fort potentiel. Tout d'abord, objet commun à différentes disciplines, elle est le support potentiel d'un véritable dialogue interdisciplinaire, notamment entre science humaines et sciences biophysique. Ensuite, cette notion met en évidence des interactions environnement-sociétés qui sont rarement matérialisées et dont les hommes ne sommes pas toujours conscients. Enfin, elle met en évidence l'existence d'interdépendances entre des acteurs, fournisseurs et bénéficiaires de services, qui, ici encore, n'ont pas forcément conscience d'être interdépendants.

Cependant, nous estimons nécessaire que soit reconnues et mises en débat les incertitudes associées à cette notion, dans des processus de déconstruction – reconstruction dont l'issue sera forcément incertaine et contingente. L'objectif de cette section est d'identifier dans la littérature associée à la notion de SE les méthodes existantes de prise en charge de ces incertitudes. Il ne s'agit pas de présenter une revue exhaustive des auteurs ayant traité de ces questions, mais d'identifier les contributions qui sont les plus proches de la proposition méthodologique de mise en débat vers laquelle tend cet article.

Prise en charge des incertitudes scientifiques

La littérature traitant de la prise en charge des incertitudes scientifiques est d'une façon générale plus abondante que celle traitant de la prise en charge des incertitudes sociétales associées à la notion de SE. Des auteurs tels que Pritchard et al. (2000), Farber et al. (2002) ou encore Limburg et al. (2002) ont ainsi proposé d'analyser les SE comme étant au cœur de systèmes socio-écologiques complexes dont les évolutions dépendent de multiples dynamiques interagissant à différentes échelles d'espace et de temps, caractérisés par de fortes incertitudes et des irréversibilités, des effets de seuils, des phénomènes d'émergence, etc. Le rapport du Centre d'Analyse Stratégique sur l'approche économique de la biodiversité fait aussi état de cette complexité, et notamment de la difficulté particulière induite par les interactions entre multiples niveaux d'organisation pour l'évaluation économique des services écosystémiques liés à la biodiversité (Chevassus-au-Louis et al., 2009).

Cette vision systémique est aussi mobilisée par les auteurs du MEA traitant des synergies et des compromis entre services (Cork, Peterson, & Petshel-Held, 2005). Par rapport aux arbitrages (trade-off) dans lequel la fourniture d'un service se fait au détriment d'un autre, l'analyse des synergies cherche à identifier des situations dans lesquelles la fourniture d'un service favorise la production d'un autre service. Enfin, en termes de reconnaissance des incertitudes scientifiques, il faut également mentionner des travaux basés sur la prospective et les scénarios tels que ceux de Peterson et al. (2003). « *Each scenario is a description of what the future could be, not a prediction of what the future will be* » (Peterson et al., 2003). Leur approche par les scénarios reconnaît que les incertitudes scientifiques sont telles qu'il est vain de tenter de faire des prédictions. Par contre, il est intéressant de se projeter dans l'avenir pour mieux le choisir. Dans ces travaux, les scénarios sont décrits sous la forme de récits, avec des illustrations picturales à l'appui. Bien qu'elle ne soit pas explicitement présentée comme telle, il s'agit bien d'une forme de mise en débats des incertitudes scientifiques. Cependant, elle ne concerne ici que les scientifiques et les décideurs. L'objectif de ces scénarios, élaborés par des scientifiques, est de permettre aux décideurs de prendre conscience des incertitudes et de prendre des décisions en toutes connaissances de cause. Il n'y est pas envisagé de concertation « par le bas » avec les acteurs concernés (les protagonistes des récits des scénarios). Peterson,

Prise en charge des incertitudes sociétales

Nous avons déjà cité précédemment les travaux d'auteurs tels que Hein (2006) qui mettent l'accent dans leur analyse sur les perceptions et les intérêts différenciés des acteurs vis-à-vis des services, notamment pour Hein en fonction de l'échelle à laquelle ils se situent. Les travaux du MEA sur les arbitrages (trade-off) entre services sont également intéressants de

ce point de vue. En voici une définition : “*Trade-offs occur when the provision of one ES is reduced as a consequence of increased use of another ES*” (Rodríguez et al., 2006). Rodríguez et al. (2006) montrent que dans l’histoire des sociétés du Nord, la priorité a d’abord été faite sur les services de production (production agricole, utilisation de l’eau à des fins industrielles, etc.), au détriment des services de régulation et des services culturels. Dans un deuxième temps, prenant conscience des impacts des activités humaines sur l’environnement tels que la pollution de l’eau, des politiques ont été mises en œuvre qui mettaient l’accent sur la préservation des services de régulation. Et enfin, ce n’est que plus récemment que les services culturels ont commencé à compter dans les décisions, parallèlement notamment à un désir des citoyens de se rapprocher de la « nature » (préservation de tel paysage, de tel lieu de promenade, etc.).

Dans certains cas, les choix associés à ces arbitrages (le choix de tel service au détriment d’un autre) sont le lieu de choix explicites. Cependant, dans la plupart des cas, ces choix ont été faits sans préméditation, voire même sans que cela soit conscient (Rodríguez et al., 2006). Ceci nous amène à suggérer de concevoir ces arbitrages comme des choix sociétaux qu’il faut expliciter, de façon à en faire des choix non seulement conscients mais surtout collectifs, concertés. Les travaux de Lescuyer (2000) aboutissent à des recommandations similaires. A partir d’une étude de cas sur la gestion de la forêt tropicale au Cameroun, cet auteur montre que le choix politique de mettre l’accent sur les services liés au stockage du carbone se fait au détriment d’autres types de services. Il suggère la mise en place d’une démarche de gestion patrimoniale (Ollagnon, 1989) pour que ces choix se fassent de façon concertée. Les communautés de chercheurs travaillant sur les services ne sont cependant pas encore très imprégnées des approches basées sur la concertation et la participation, bien qu’il y ait quelques exceptions. Par exemple, Chazal et al. (2008) ont proposé de prendre en compte les points de vue des acteurs dans l’évaluation des services écosystémiques et des facteurs de vulnérabilité des systèmes socio-écologiques complexes. A travers un travail d’enquêtes de terrain, les acteurs locaux ont été consultés pour identifier les services considérés comme tels à leurs yeux, et pour en évaluer l’importance.

Dans ces travaux, il n’y a cependant pas de dimension collective : ce sont des points de vue individuels qui sont collectés sans qu’il y ait échange de points de vue entre acteurs. Les travaux les plus avancés de ce point de vue dans le domaine des SE sont les approches d’évaluation des services écosystémiques fondées sur les discours (« *discourse-based valuation of ecosystem services* ») (Wilson & Howarth, 2002). Dans cette approche, des panels d’acteurs sont invités à se réunir et à attribuer collectivement, au nom du collectif qu’ils représentent, une note à différents services qui leur sont proposés. Le point de vue collectif y est considéré comme étant la somme des points de vue individuels du panel d’acteurs. La démarche ne prévoit pas de moment de confrontation de points de vue, de négociation visant à faire changer les points de vue des autres protagonistes. Il n’est donc pas envisageable par exemple de faire émerger *via* ces approches des processus de négociation dit créatifs ou intégratifs, permettant aux acteurs en présence de reformuler les problèmes pour identifier des solutions de types gagnant-gagnant (jeux à sommes positives).

4. VERS UNE PROPOSITION POUR UNE MISE EN DÉBAT DES INCERTITUDES SOCIÉTALES ET SCIENTIFIQUES ASSOCIÉES À LA NOTION DE SE

Bien qu'un certain nombre d'approches abordent sous différents angles la question des incertitudes associées à la notion de SE, il n'existe pas à ce jour de méthode visant explicitement à interroger la notion de SE sous la forme d'une mise en débat des incertitudes qui lui sont associées. Ce texte correspond aux premières étapes d'une réflexion menée pour proposer une telle méthode et en interroger la pertinence. En guise de conclusion, nous présentons ici brièvement les prémisses de cette réflexion.

La mise en débat proposée repose sur une posture post-normale telle qu'elle est définie par Funtowicz et Ravetz (1994). Ces auteurs considèrent que lorsque l'on est face à des situations où les incertitudes scientifiques et sociétales sont relativement faibles, les postures de recherche classiques fondées sur l'expertise sont adaptées : les scientifiques ont un rôle d'expert produisant des connaissances destinées à éclairer les décideurs (figure 3). Par contre, dès lors que l'on se retrouve en situations d'incertitudes scientifiques et sociétales fortes, il devient nécessaire d'établir un dialogue entre chercheurs, décideurs et citoyens. Dans ces démarches de recherche participatives, l'accent est mis sur la qualité du processus d'interactions qui mène à la décision, plutôt que sur la qualité de la décision elle-même.

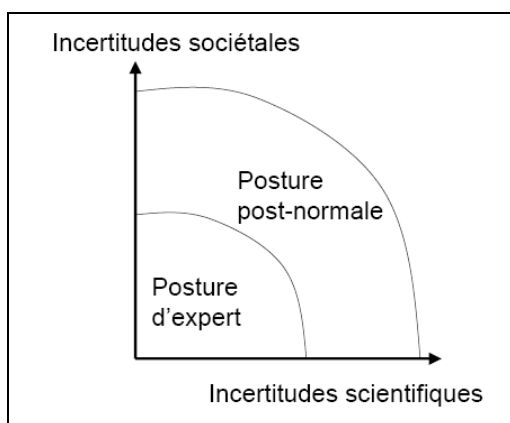


Figure 3. Positionnement des postures d'expert et post-normale en fonction des situations d'incertitudes (d'après Funtowicz et Ravetz, 1994).

Dans le cadre d'une telle posture post-normale, la mise en débat des incertitudes associées à la notion de SE interviendrait en amont des processus d'évaluation de la valeur des SE et de mise en politique associée à cette notion (politiques de paiements aux services environnementaux, politiques publiques reposant sur des évaluations économiques de services écosystémiques).

L'objectif de cette mise en débat serait de confronter, sur un territoire donné ou dans le cadre d'une politique publique donnée, les points de vue des différents acteurs concernés (chercheurs compris) en allant au-delà de la consultation des acteurs *via* des enquêtes de terrain, comme l'ont proposé par exemple les méthodes d'évaluation contingente puis les « choice experiment » (Bienabé & Hearne, 2006), mais sans être contraints par des scénarios pré-définis fournis aux acteurs pour exprimer leur choix de valeur, et souvent considérés comme peu légitimes par les acteurs concernés. Il s'agirait ici de permettre aux acteurs, chercheurs et décideurs concernés par une problématique commune de SE de se rencontrer, d'échanger et de confronter leurs points de vue.

L'objectif est de faciliter des processus d'apprentissage collectif, au cours desquels le point de vue de chacun est susceptible d'évoluer au contact de celui d'autrui. Ces processus d'apprentissage collectif étant par nature itératifs et continus, la démarche proposée d'accompagnement de ces apprentissages devrait être elle-même itérative et continue.

Il s'agirait d'échanger et de confronter les points de vue en présence sur : la notion même de service (avec la possibilité que cette notion soit invalidée par les acteurs concernés au premier plan par cette notion), l'identification des services considérés comme important à analyser et évaluer, le fonctionnement biophysique de ces services (avec confrontation des savoirs scientifiques et empiriques notamment), l'identification des bénéficiaires et des fournisseurs de services (qui sont-ils ? se considèrent-ils comme tels ?), l'évaluation (si nécessaire, si souhaité) de ces services, et l'exploration de futurs, possibles et/ou désirables relatifs à ces services. Le point important ici est bien d'essayer de reformuler les problèmes de façon à élaborer collectivement des solutions à somme positive (des solutions gagnant-gagnant), mais également, lorsque de telles solutions n'émergent pas, de décider collectivement de ce à quoi chacun renonce, dans un processus de négociation. Concernant les processus d'évaluation des services (estimation d'une valeur), il ne s'agirait pas de trancher sur la pertinence des modes d'évaluation économique existants, mais d'explicitier et d'interroger les hypothèses sur lesquelles ils reposent. *“As long as we are forced to make choices, we are doing valuation. But different approaches to valuation are based on qualitatively different assumptions”* (Pritchard et al., 2000).

En termes plus précis de perspective de recherche, nous souhaitons tester la pertinence d'une démarche de modélisation d'accompagnement pour mettre en débat les incertitudes associées à la notion de SE. Dans cette démarche, la confrontation des points de vue repose sur la construction collective et itérative des représentations intégrant la diversité des points de vue en présence (Bousquet, Barreteau, Mullan, & Weber, 1996; ComMod, 2005). Le modèle n'est pas une fin en soi, il est un « objet intermédiaire » (Vinck, 1999) destiné à faciliter l'expression et la confrontation des connaissances et des perceptions en présence. Cette démarche repose aussi sur des mises en situation (via le jeu de rôles notamment) permettant aux participants (acteurs locaux notamment) de prendre conscience des interdépendances du système complexe dont ils font partie. Ces mises en situation permettraient par exemple de mettre en évidence et de discuter les compromis et trade-offs entre différents services écosystémiques, les interdépendances entre bénéficiaires et fournisseurs de services, etc. La prise de conscience de telles interdépendances est considérée par Leeuwis (2004) comme un préalable nécessaire à la mise en place de processus de concertation et de négociation intégratifs. Enfin, dans la démarche de modélisation d'accompagnement, la reconnaissance et la prise en charge des incertitudes relève se fait par le biais du scénario, de l'exploration de futurs possibles et de la définition concertée de futurs considérés comme désirables. Il s'agit de « donner les moyens à un ensemble d'acteurs de prendre en charges les incertitudes de leur situation en se donnant des objectifs de moyen et long terme » (Bousquet et al., 1996). Dans cette posture de reconnaissance des incertitudes, les modèles de simulation utilisés ne sont pas voués à la prédiction mais à l'exploration. En d'autres termes, *« le très long terme n'est pas prévisible dans le champs économique et social ; il est par contre partiellement décidable »* (Weber & Bailly, 1993). Il s'agirait donc de donner les moyens aux acteurs locaux d'exprimer leur perception des SE et de confronter leurs points de vue aux autres points de vue existants de façon à ce que, sur un territoire donné ou dans le cadre d'une

politique donnée, les arbitrages entre les différents services rendus par les écosystèmes soient l'objet de choix collectifs explicitement négociés.

5. CONCLUSION

Ces réflexions sur les incertitudes associées à la notion de services écosystémiques et environnementaux renvoient à des questionnements épistémologiques, philosophiques, éthiques qui ont été développés depuis longtemps sur les rapports de l'homme à la nature par des auteurs comme P. Descola, E. Morin et M. Serres. Ces débats, anciens ou récents, percolent largement dans les débats de société sur les SE : la nature est-elle au service de l'homme ? quelle place de l'homme dans l'écosystème planétaire ? Comment effectuer les choix quant à la conservation de la nature ? La question des incertitudes renvoie aussi à des liens entre connaissance et action (Brugnach et al. 2008).

6. REFERENCES

- Abler, D. (2004). Multifunctionality, Agricultural Policy, and Environmental Policy. *Agricultural and Resource Economics Review*, 33(1).
- Aznar, O., & Perrier-Cornet, P. (2002). Les services environnementaux : diversité des conceptions et réalité des contours, *Colloque SFER Multifonctionnalité*. Paris.
- Bousquet, F., Barreteau, O., Mullon, C., & Weber, J. (1996). Modélisation d'accompagnement : systèmes multi-agents et gestion des ressources renouvelables. In *Quel environnement au XXIème siècle ? Environnement, maîtrise du long terme et démocratie*. Abbaye de Frontevraud.
- Brugnach, M., A. Dewulf, C. Pahl-Wostl, T. Taillieu. Toward a Relational Concept of Uncertainty: about Knowing Too Little, Knowing Too Differently, and Accepting Not to Know. *Ecology and Society*, 13(2), 2008.
- Chapin, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S. E., Mack, M. C., & Diaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405(6783), 234-242.
- Chazal, J. d., Quétier, F., Lavorel, S., & Doorn, A. V. (2008). Including multiple differing stakeholder values into vulnerability assessments of socio-ecological systems. *Global Environmental Change*, 18, 508-520.
- Chevassus-au-Louis, B., Salles, J.-M., Bielsa, S., Richard, D., Martin, G., & Pujol, J.-L. (2009). *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes*. Paris.
- ComMod, C. (2005). La modélisation comme outil d'accompagnement. *Natures Sciences Sociétés*, 13, 165-168.
- Cork, S., Peterson, G. D., & Petshel-Held, G. (2005). Four scenarios (chapter 8). In M. E. Assessment (Ed.), *Ecosystems and human well-being : scenarios* (Vol. 2): Island Press.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & van den Belt, M. (1998). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics*, 25(1), 3-15.
- Costanza, R., d'Arge, R., Groot, R. d., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R., Sutton, P., & Belt, M. v. d. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(15 mai), 353-360.
- Daily, G. C., Alexander, S., Ehrlich, P. R., Goulder, L., Lubchenco, J., Matson, P. A., Mooney, H. A., Postel, S., Schneider, S. H., Tilman, D., & Woodwell, G. M. (1997). Ecosystem Services: Benefits Supplied to Human Societies by Natural Ecosystems *Issues in Ecology*.
- de Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics*, 41(3), 393-408.
- Diaz, S., Lavorel, S., de Bello, F., Quétier, F., Grigulis, K., & Robson, T. M. (2007). Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(52), 20684-20689.
- Ehrlich, P. R., & Mooney, H. A. (1983). Extinctions, substitutions and ecosystem services. *BioScience*, 33(4), 248-254.
- Engel, S., Pagiola, S., & Wunder, S. (2008). Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics*, 65(4), 663-674.
- FAO. (2007). *Paying farmers to conserve biodiversity and other environmental services*.
- Farber, S. C., Costanza, R., & Wilson, M. A. (2002). Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological economics*, 41(3), 375-392.
- Fisher, B., R. K. Turner, et P. Morling (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making, *Ecological Economics*, 68(3), 643-653
- Funtowicz, S. O., & Ravetz, J. R. (1994). The worth of a songbird: ecological economics as a post-normal science. *Ecological economics*, 10(3), 197-207.

-
- Gordon, L. J., Finlayson, C. M., & Falkenmark, M. Managing water in agriculture for food production and other ecosystem services. *Agricultural Water Management*, 97(4), 512-519.
- Hein, L., van Koppen, K., de Groot, R. S., & van Ierland, E. C. (2006). Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological economics*, 57(2), 209-228.
- Hirschman A. O., 1995. Des conflits sociaux comme piliers de la société démocratique de marché » in *Un certain penchant à l'autosubversion*, Paris, Éditions Fayard, 337-362.
- Karsenty, A. (2004). Des rentes contre le développement ? Les nouveaux instruments d'acquisition mondiale de la biodiversité et l'utilisation des terres dans les pays tropicaux. *Mondes en Développement*, 32(127).
- Leeuwis, C. (2004). *Communication for rural innovation. Rethinking agricultural extension* (Blackwell Science ed.). Oxford: Blackwell publishing Ltd.
- Lescuyer, G. (2000). *Evaluation économique et gestion viable de la forêt tropicale*. Thèse de doctorat, Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales, Paris.
- Limburg, K. E., O'Neill, R. V., Costanza, R., & Farber, S. (2002). Complex systems and valuation. *Ecological economics*, 41(2002), 409-420.
- Norgaard, R. B. and C. Bode (1998). Next, the value of God, and other reactions. *Ecological Economics* 25(1): 37-39.
- McCauley, D. J. (2006). Selling out on nature. *Nature*, 443, 27-28.
- MEA. (2005). *Ecosystems and Human well-being: current states and trends*. Washington, DC: Island press.
- Ollagnon, H. (1989). Une approche patrimoniale de la qualité du milieu naturel. In N. Mathieu & M. Jollivet (Eds.), *Du rural à l'environnement, la question de la nature aujourd'hui*. 258-268. Paris: L'harmattan.
- Pagiola, S. (2007). Payments for Environmental Services: From Theory to Practice, *Global Workshop on Payments for Environmental Services*. Mataram, Indonesia.
- Patterson, T. M., & Coelho, D. L. (2009). Ecosystem services: Foundations, opportunities, and challenges for the forest product sector. *Forest Ecology and Management*, 257, 1637-1646.
- Pearce, D. (2007). Do we really care about Biodiversity? *Environmental and Resource Economics* 37 (1): 313-333.
- Peterson, G. D., Beard, T. D. J., Beisner, B. E., Bennett, E. M., Carpenter, S. R., Cumming, G. S., Dent, C. L., & Havlicek, T. D. (2003). Assessing future ecosystem services: a case study of the Northern Highlands Lake District, Wisconsin. *Conservation Ecology*, 7(3).
- Pritchard, L., Folke, C., & Gunderson, L. (2000). Valuation of Ecosystem Services in Institutional Context. *Ecosystems*, 3(36-40).
- Rodríguez, J. P., Beard, T. D., Bennett, E. M., Cumming, G. S., Cork, S., Agard, J., Dobson, A. P., & Peterson, G. D. (2006). Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society*, 11(1), 28.
- Sullivan, S. (2009). Green capitalism, and the cultural poverty of constructing nature as service provider. *Radical Anthropology*, 2009-2010(3), 18-27.
- Toman, M. (1998). Why not to calculate the value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics* 25(1): 57-60
- Vinck, D. (1999). Les objets intermédiaires dans les réseaux de coopération scientifique. *Revue Française de Sociologie*, 40(2), 385-414.
- Walker, B., Carpenter, S., Anderies, J., Abel, N., Cumming, G. S., Janssen, M., Lebel, L., Norberg, J., Peterson, G. D., & Pritchard, R. (2002). Resilience management in social-ecological systems: a working hypothesis for a participatory approach. *Conservation Ecology*, 6(1), 14.
- Weber, J., & Bailly, D. (1993). Prévoir c'est gouverner. *Natures, sciences, sociétés*, 1(1).
- Wilson, M. A., & Howarth, R. B. (2002). Discourse-based valuation of ecosystem services: establishing fair outcomes through group deliberation. *Ecological economics*, 41(3), 431-443.

Wunder, S. (2005). Payments for environmental services: Some nuts and bolts. *CIFOR Occasional Paper*, 42.

Zhang, W., Ricketts, T. H., Kremen, C., Carney, K., & Swinton, S. M. (2007). Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, 64, 253-260.



Le programme SERENA traite des enjeux liés à l'émergence de la notion de « service environnemental » dans le domaine des politiques publiques concernant le milieu rural. Cette notion prend en compte non seulement la fonction productive des écosystèmes à travers l'agriculture, traditionnellement appréhendée par les politiques agricoles, mais aussi d'autres fonctions : régulation, culturelles...

L'objectif du programme SERENA est d'identifier les principes, les mécanismes et les instruments qui facilitent la prise en compte de la notion de service environnemental dans les nouveaux dispositifs d'action publique en milieu rural. Il s'agira de mieux comprendre les recompositions des politiques publiques et d'être en mesure d'élaborer des recommandations pratiques pour en améliorer la mise en œuvre.

Le programme SERENA, d'une durée de 4 ans (2009-2012), repose sur une analyse comparative internationale (France, Costa-Rica et Madagascar) et mobilise environ 40 scientifiques, essentiellement de sciences sociales, issus d'organismes de recherche français (IRD, CIRAD, CEMAGREF, CNRS, ENGREF, Université de Montpellier 3, Université de Versailles St Quentin en Yvelines, ENITAC, INRA...).

Les produits du programme SERENA (publications, guides opérationnels, CD Rom, site internet) seront déclinés pour deux publics principaux : la communauté scientifique et la communauté des acteurs impliqués dans les politiques environnementales et rurales (décideurs, experts, responsables d'organisations de la société civile et du secteur privé...).

The SERENA programme deals with issues linked to the emergence of the concept of environmental service in rural public policies. In this context, ecosystems managed by agriculture are not only analysed from a traditional productive function perspective but also for their regulatory, cultural functions, and thus for the services linked to the maintenance of habitats, biodiversity and landscape.

The overall objective of the SERENA programme is to identify the principles, mechanisms and instruments that enable for an incorporation of the environmental service concept in public action for rural areas. Findings help to adjust public policies and to give practical recommendations for service provision and management.

The SERENA programme runs for a period of four years (2009-2012), to carry out an international comparative analysis (France, Costa Rica and Madagascar). The scientific research team consists of about 40 scientists mainly from social sciences, and from various French research institutes (IRD, CIRAD, CNRS, ENGREF, CEMAGREF, University of Montpellier 3, University of Versailles Saint Quentin en Yvelines, ENITAC, INRA...).

The outcomes of the SERENA programme are publications, handbooks, CD ROMs and web pages targeting two user groups: the scientific community as well as stakeholders and decision-makers involved in environmental and rural policies formulation and implementation



Philippe Méral - IRD
Unité Recherche 199 "Dynamiques
socio-environnementales
et gouvernance des ressources
911 Avenue Agropolis
BP 64501
34394 Montpellier Cedex 05



Denis Pesche - CIRAD ES/Arena
TA C-88/15
Avenue Agropolis
34398 Montpellier Cedex 5

Martine Antona – CIRAD ES/Green
TA C-47 / F. Campus international
de Baillarguet
34398 Montpellier Cedex 5



Olivier Aznar – UMR Métafort
24 Avenue des Landais
BP 50085
63172 Aubière