

www.agronomie.asso.fr

juin 2012

volume n°2 / numéro n°1

# Agronomie

## environnement & sociétés



La revue de l'association française d'agronomie

## Agriculture et écologie

### tensions, synergies et enjeux pour l'agronomie

Association Française d'Agronomie  
AGRONOMIE



Agronomie, Environnement & Sociétés est une revue à comité de lecture et en accès libre éditée par l'Association Française d'Agronomie (AFA) sous le numéro ISSN 1775-4240. Plus d'informations [www.agronomie.asso.fr/aes](http://www.agronomie.asso.fr/aes). L'AFA est une association à but non lucratif qui publie des travaux en accès libre.

Les articles sont publiés sous la licence Creative Commons2.0. La citation ou la reproduction de tout article doit mentionner son titre, le nom de tous les auteurs, la mention de sa publication dans la revue AE&S et de son URL, ainsi que la date de publication.

## Les services écosystémiques : un cadre conceptuel pour l'agro-écologie

*Ecosystem services: a conceptual frame for agro-ecology*

Laurent LAPCHIN\*

\* Institut Sophia Agrobiotech, UMR 1355 INRA  
Université Nice Sophia Antipolis - 7254 CNRS  
E-mail : [laurent.lapchin@sophia.inra.fr](mailto:laurent.lapchin@sophia.inra.fr)

### Résumé

L'intégration des activités agricoles et de la gestion environnementale constitue la base des réflexions actuelles autour de l'agro-écologie. Le concept de « services écosystémiques », encore plus intégrateur, considère la production agricole comme l'un des services – parmi d'autres – que l'homme retire des écosystèmes. Depuis quelques années, il fédère les réflexions des chercheurs de différentes disciplines, écologie, agronomie, sciences humaines et sociales, et débouche d'ores et déjà sur des possibilités d'aide à la décision pour les porteurs d'enjeux politiques et socio-économiques. Malgré ce potentiel, le concept souffre pourtant de quelques imprécisions. Je propose ici quelques pistes pour les réduire. La première est de distinguer plus clairement quatre compartiments en interaction : les caractéristiques et ressources de l'écosystème, les processus écologiques à l'œuvre, le faisceau de services écosystémiques que l'homme en retire et le système de gestion de l'écosystème. La seconde piste est de concevoir le faisceau des services comme un réseau dynamique d'interactions permettant, d'une part, de prendre en compte les effets mutuels, positifs et négatifs, entre services et, d'autre part, de représenter les boucles de rétroaction entre les quatre compartiments, qui interagissent d'une façon dynamique. Pour la recherche, ce type d'approche est susceptible de favoriser une co-construction de projets et de modèles, équilibrée entre des familles de disciplines encore souvent éloignées dans leurs pratiques. Il peut aussi aider les chercheurs travaillant sur les services écosystémiques et sur l'agro-écologie à partager les concepts qu'ils utilisent.

### Mots-clés

Services écosystémiques, agro-écologie, réseau fonctionnel, gestion des agro-écosystèmes.

### Abstract

The integration of agricultural activities and environmental management is at the heart of the current reflections on agro-ecology. The concept of “ecosystem services” is even more integrating because it considers agricultural production as a service, among other ones, provided to mankind by ecosystems. For several years, this concept has been federating the reflections of researchers from different disciplines (ecology, agronomy, human and social sciences) and is already delivering options for decision support proposed to political and socio-economic stakeholders. In spite of this potential, the concept suffers from several imprecise aspects and this article proposes several ways to reduce them. The first one suggests to distinguish more clearly four interacting components as follows: the characteristics and resources of the ecosystem, the ecological processes at work, the bundle of ecosystem services benefiting mankind, and the ecosystem management system. The second proposition considers the conception of the bundle of services as a dynamic network of interactions. This allows to take into account the mutual (positive or negative) effects among services on one hand, and on the other hand to represent the feedback loops between the four above-mentioned components that are interacting dynamically. For researchers, this kind of approach is susceptible to favour new practices in the co-construction of projects and models displaying more balanced contributions between disciplines. It could also help researchers working on ecosystem services and agro-ecology to share their concepts.

### Keywords

Ecosystem services, agro-ecology, functional network, agro-ecosystem management.

## Introduction

En même temps que les effets néfastes, pour l'environnement et la santé, des productions industrielles marquaient les opinions publiques dès les années soixante, les productions agricoles ont perdu progressivement l'image positive d'une ruralité saine et sage. En effet, le développement industriel et économique, et des besoins alimentaires accrus, ont conduit les pays riches à considérer leur agriculture comme une activité de production comme une autre, soumise aux mêmes règles de maximisation quantitative et qualitative, aux mêmes processus d'organisation, aux mêmes critères de compétitivité et de rentabilité que l'industrie. L'agriculture est désormais perçue, au même titre que l'industrie, comme génératrice d'effets négatifs pour la santé et l'environnement. Pourtant, la perception par l'opinion publique de ces effets indésirables reste encore caricaturale, souvent limitée aux conséquences

directes d'une partie seulement des pratiques agricoles, qualifiées d'intensives : l'usage des intrants, engrais et pesticides. Ces pratiques sont gérées pour l'essentiel à l'échelle d'une parcelle cultivée et d'un cycle de culture et c'est dans ce domaine que des évolutions techniques et méthodologiques ont visé à réduire l'usage des intrants, en jouant principalement sur leur nature, leur dosage, leur rythme d'utilisation ainsi que sur la sélection variétale. Cette forme d'agriculture, dite « raisonnée », permet par exemple en grande culture de réduire la fréquence des traitements pesticides de l'ordre de 10%, comme l'a montré l'étude Ecophyto R&D (Butault *et al.*, 2010). D'une façon paradoxale, c'est la même logique parcellaire qui a longtemps guidé la démarche de l'agriculture biologique, associant si possible des variétés tolérantes avec un contrôle biologique des ravageurs et l'usage d'engrais « naturels », alors qu'elle prétend à une conception plus globale de la production agricole. En effet, beaucoup d'effets environnementaux de la production concernent d'autres pratiques que l'usage des intrants et s'exercent à des échelles d'espace et de temps plus larges que la parcelle sur une saison de culture, comme l'a montré l'expertise scientifique collective "Agriculture et Biodiversité, valoriser les synergies" (Le Roux *et al.*, 2008). Par exemple, l'optimisation des cycles biogéochimiques comme le contrôle des ravageurs et maladies nécessitent de repenser les successions temporelles de cultures (rotations), la mosaïque paysagère des productions agricoles, les interfaces avec les espaces semi-naturels comme les bordures de champs, les prairies permanentes, les haies ou les bosquets. L'agriculture dite « intégrée » tente d'en tenir compte, au travers par exemple des modifications de rotations et d'assolement ou des stratégies de maintien de la résistance des plantes aux bio-agresseurs. L'étude Ecophyto R&D estime ainsi à 30% la réduction d'usage des pesticides qui serait permise par une généralisation de la production intégrée. Cette reconversion nécessiterait toutefois des bouleversements profonds des assolements, de l'organisation territoriale, des filières, etc. D'une façon encore plus générale, la production agricole doit aussi s'adapter aux changements globaux, notamment climatiques, aux invasions biologiques ou aux ré-émergences de maladies ou ravageurs.

De leur côté, et depuis quelques années, les chercheurs en écologie ont réalisé que les agro-écosystèmes étaient d'abord des écosystèmes, dont le fonctionnement est régi par les mêmes processus écologiques qu'ils avaient étudiés jusque-là dans des environnements préservés autant que possible de l'impact des activités humaines. Cette nouvelle orientation a fait l'objet de programmes de recherche dont l'un des pionniers a été le programme Ecoger (Écologie pour la Gestion des Écosystèmes et de leurs Ressources), initié par l'Inra et le Cnrs (Lapchin, 2009 ; Lapchin *et al.*, 2009). Les chercheurs ont perçu que les transferts entre étages trophiques, que les règles d'interactions intra- et inter-spécifiques, celles de la compétition, de la symbiose, de la prédation ou du parasitisme, que les lois de l'évolution conditionnant par exemple la résistance des ravageurs aux insecticides, s'appliquaient de la même façon dans les agro-écosystèmes que dans les espaces protégés. Les effets des processus écologiques y sont même souvent plus perceptibles car les structures spatio-temporelles du parcellaire et des successions sont tranchées et les niveaux trophiques objets de l'activité agricole - celui de la production primaire (végétale) ou secondaire (élevage) - y sont relativement simplifiés, en termes au moins de communautés d'espèces, et surtout contrôlables pour l'expérimentation. Les agro-écosystèmes sont donc devenus des espaces « nobles » pour les études des écologues et dans le même temps, le rôle clé des processus écologiques a été reconnu par les agronomes. Une démarche qui vise à réduire les effets indésirables de l'agriculture, mais aussi à valoriser au mieux les processus naturels en s'appuyant sur les lois de l'écologie, est donc en train de se développer : c'est celle de l'agro-écologie. Néanmoins, de par les interactions et les rétro-actions innombrables qui interviennent à toutes les échelles dans un écosystème, la conception agro-écologique oblige d'emblée à une cohérence d'ensemble et donc à une démarche holistique. Cette approche est difficilement compatible avec la logique agrégative qui prévaut à l'échelle de la parcelle où chaque amélioration technique ou génétique peut venir renforcer un arsenal déjà existant, sans le bouleverser. Malheureusement, la démarche holistique reste aussi difficilement compatible avec la méthode expérimentale des scientifiques, lourde à l'échelle des systèmes de culture complets et

inapplicable à l'échelle des paysages. Les modèles intégratifs ayant pour ambition de représenter le fonctionnement des agro-écosystèmes deviennent rapidement des monstres de complexité mais aussi des colosses aux pieds d'argile de par leur domaine d'application, restreint aux conditions pour lesquelles ils ont été construits. Par ailleurs, ils requièrent la convergence et la co-construction scientifique entre des disciplines qui ont du mal à se comprendre du fait de leur histoire disjointe, comme l'agronomie, l'écologie, les sciences économiques et sociales. Le premier verrou de l'avancée des connaissances en agro-écologie est donc de l'ordre de la méthodologie scientifique.

Une autre difficulté de cette vision globale tient aux processus de décision. En raison des emboîtements d'échelles spatiales et temporelles, les acteurs de la décision n'y sont en effet pas les mêmes : si l'agriculteur détient pour l'essentiel la maîtrise de ses parcelles ou de son troupeau, même s'il est soumis aux règles et contraintes des lois, des marchés et des filières, il n'en est pas de même pour l'aménagement du territoire ou pour les régulations internationales. Cette difficulté complique donc considérablement la mise en pratique de l'agro-écologie et en constitue le deuxième verrou.

Enfin, dès lors que les stratégies de gestion intègrent des contraintes et des mécanismes qui dépassent l'exploitation, la production agricole ne peut plus être considérée indépendamment des autres usages et services que l'homme retire des écosystèmes, que ce soit pour sa survie, sa santé, son habitation, son équipement ou son bien-être, car ces différents « services écosystémiques » sont souvent antagonistes (Rodriguez *et al.*, 2006). Contrairement à la démarche de l'agro-écologie, dont ils restent les acteurs centraux, les agriculteurs sont contraints d'intégrer leurs priorités dans un ensemble plus vaste d'usages des terres. Il est alors indispensable de situer toute logique agro-écologique dans un cadre conceptuel plus large, englobant l'ensemble des activités humaines à l'œuvre sur un territoire ainsi que les conditions écologiques qui en déterminent les contraintes mais aussi les stratégies de gestion qui tiennent compte des synergies ou antagonismes entre les différentes activités.

La notion de services écosystémiques place d'emblée sur un même plan les différents bénéfiques

que l'homme retire des écosystèmes et de leur fonctionnement - dont la production agricole - et constitue donc un candidat intéressant pour un tel cadre général. Les deux concepts - agro-écologie et services écosystémiques - sont récents ou du moins, ils ont fait l'objet d'une relecture récente. C'est dans la perception de leurs finalités que les deux approches diffèrent le plus : l'agro-écologie accorde une place prioritaire aux activités agricoles dans l'ensemble des usages des écosystèmes alors que les productions agricoles ne sont qu'un service écosystémique parmi d'autres (Zang *et al.*, 2007). Cette dissemblance conditionne fortement l'organisation et même l'orientation des travaux, en particulier pour des organismes de recherche qualifiés de « finalisés ». Les approches de l'agro-écologie et des services écosystémiques sont néanmoins similaires en matière de représentations et de verrous pour les recherches qui les concernent : convergence disciplinaire, méthodologie systémique, complexité des jeux d'acteurs et des processus de décision. La notion englobante de services écosystémiques souffre toutefois de quelques imprécisions qui nuisent à la « lecture » qui peut en être faite pour y intégrer l'agro-écologie (Barnaud *et al.*, 2010). Dans la suite de cet article, je propose donc une trame logique destinée à contribuer à une nécessaire clarification en l'illustrant principalement dans le domaine des agro-écosystèmes.

## **Les services écosystémiques : vers une clarification du concept**

### ***Une idée riche mais porteuse de confusions***

Même si l'idée de services écosystémiques a émergé d'une façon progressive, à la suite des discussions du Club de Rome puis de synthèses comme celle de Costanza et ses collaborateurs (Costanza *et al.*, 1997), c'est le rapport du « Millennium Ecosystem Assessment » (MEA, 2005) qui l'a popularisée. L'idée est simple et séduisante : les hommes retirent des écosystèmes un grand nombre de biens et de services pour leur nourriture, leur habillement, leur logement, leur santé mais aussi leur développement culturel ; en explicitant ces différents services, on pourra les gérer mieux et d'une façon plus durable. Le rapport du MEA distingue quatre familles de services : les services de « soutien » (cycles biogéochimiques,

sols, production primaire...), « d'approvisionnement » (nourriture, eau, bois, énergie...), de « régulation » (du climat, des inondations, de l'érosion, des maladies, des pollutions...) et les services « culturels » (patrimoine, esthétique, divertissement...). Dans son graphique fondateur

(traduit sur la Figure 1), le MEA associe d'emblée cette représentation des services écosystémiques à leur finalité : il s'agit du bien-être humain, visant à la liberté de choix et d'action.

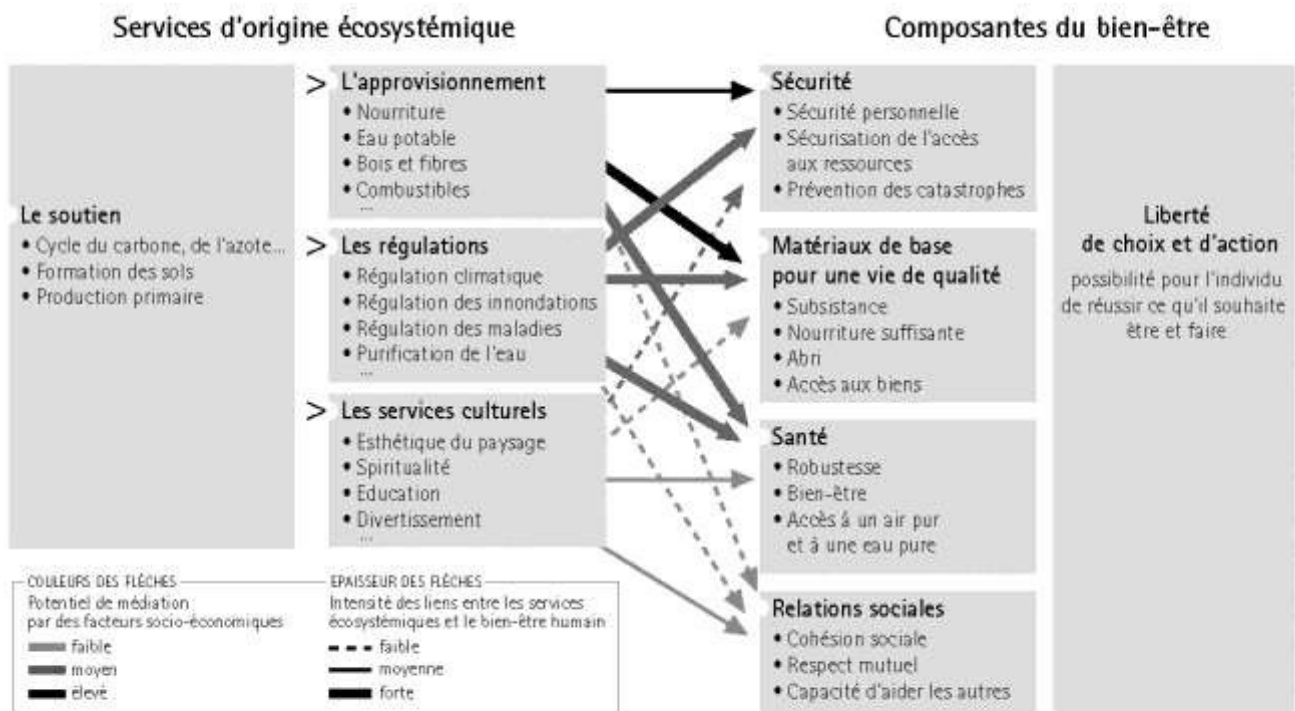


Figure 1 : La représentation des services écosystémiques et de leurs finalités selon le "Millennium Ecosystem Assessment" (MEA, 2005) (traduction)

Cette représentation et la simplicité du concept possèdent plusieurs qualités remarquables qui ont assuré un succès immédiat parmi les porteurs d'enjeux politiques, économiques ou associatifs, comme parmi les chercheurs concernés directement ou indirectement par les processus écologiques et leur utilisation par l'homme. La première de ces qualités est de mettre sur le même plan, dans une même logique environnementale, des services marchands (produits de l'agriculture, du tourisme, etc.) et toute une gamme de services non marchands, conditionnant la durabilité et la régulation de l'usage des écosystèmes ou participant aux richesses culturelles. Ce rapprochement a suscité l'émergence de courants de pensée qui prennent en compte la valeur des biens non marchands et clarifient la distinction et la continuité entre biens privés et biens publics (Dupraz, 2011). Par exemple, le rapport du Centre d'analyse stratégique (CAS) intitulé « Approche économique de

la biodiversité et des services liés aux écosystèmes » (Bielsa et al., 2009) évalue les services retirés des espaces forestiers et montre qu'ils sont bien supérieurs à la simple valeur marchande du bois produit. Ainsi, le concept de services écosystémiques est porteur d'action par son pouvoir d'explicitier ce qui était inconnu ou dissimulé : le simple fait d'évoquer l'importance des fonctions et services « cachés » oblige à les prendre en compte à l'heure des choix.

Une seconde qualité du concept de services écosystémiques est de relier étroitement les « produits » aux mécanismes qui les permettent. Par exemple, la production agricole dépend de l'action symbiotique des pollinisateurs et de l'action régulatrice des auxiliaires. Ici encore apparaît l'idée sous-jacente que des services dont la valeur économique n'est pas quantifiée déterminent celle de produits économiques essentiels.

En prolongement des idées précédentes émerge la nécessité d'une approche globale : on ne peut pas considérer un service indépendamment des autres car ils sont liés par des processus écologiques et socio-économiques. Cette particularité oblige les chercheurs des différentes disciplines à conjuguer leurs efforts. Cette constatation va beaucoup plus loin qu'un simple support méthodologique pour la recherche car elle remet aussi en question le jeu des acteurs sociaux : aucun groupe bénéficiaire d'un type de service ne peut plus poser *a priori* que son domaine d'intérêt est prioritaire sur les autres sans le justifier.

Pourtant, c'est cette richesse même du concept de services écosystémiques qui porte en elle ses propres limites : en mettant différentes notions sur le même plan, il montre l'équivalence de leur importance et la nécessité de leur explicitation, mais en même temps, il mêle des éléments de nature différente (Norgaard, 2010). Deux confusions principales en découlent. La première est le mélange des ressources présentes dans les écosystèmes, des processus écologiques qui y sont à l'œuvre et des services qui en ressortent. Cette confusion rend difficile toute représentation fonctionnelle et donc toute modélisation, notamment prévisionnelle. La maîtrise des gaz à effet de serre dépend des fonctions de régulation des cycles biogéochimiques ; gestion et fonctions de régulation ne sont pourtant pas confondues. La structure géochimique d'un sol, les précipitations qu'il reçoit, voire les ressources génétiques animales, végétales et microbiennes qu'il porte ne sont pas de même nature que les règles d'interactions qui définissent le fonctionnement des symbioses et du parasitisme, ou la structure et l'évolution des communautés vivantes. L'ensemble de ces caractéristiques conditionne les possibilités de gestion des écosystèmes mais à son tour, cette gestion influence les ressources et les processus et donc les services.

La seconde confusion issue de la représentation des services écosystémiques par le MEA a trait à leurs finalités : la présentation qui en est faite sous l'angle de la maximisation du bien-être humain tient davantage de la démarche militante que de l'analyse scientifique. Même si on peut le regretter, cette maximisation du bien-être de tous n'est pas le seul moteur à l'œuvre dans la gestion et l'utilisation des écosystèmes. Ici encore ressort la nécessité d'une explicitation, celle de la comparai-

son des bénéfices retirés par les différents porteurs d'enjeux, en termes de biens publics et privés, et des mécanismes socio-économiques à l'œuvre (Hein *et al.*, 2006 ; Lamarque *et al.*, 2011).

### **Une proposition de clarification**

Pour faciliter la représentation des différents concepts et leurs articulations, il est possible d'utiliser une organisation logique en quatre compartiments (Figure 2). Le premier de ces compartiments ("ressources et environnement") avait été ébauché par la représentation du MEA en plaçant les services de "soutien" en amont des trois autres familles de services. Ce premier compartiment comporte les caractéristiques abiotiques (géologie, climat, topographie, etc.) et biotiques (l'ensemble des composantes de la biodiversité, dont les ressources génétiques) de l'écosystème ; il constitue le matériau de base qui va conditionner les possibilités de fonctionnement et de gestion de l'écosystème. Le deuxième compartiment est celui des "processus écologiques". Il inclut l'ensemble des fonctions d'interaction et d'assemblage intra- et interspécifiques entre les composantes de la biodiversité, et entre chaque composante et son environnement. Il s'agit en fait des processus classiquement étudiés par les disciplines de l'écologie : écophysiologie, écotoxicologie, écologie fonctionnelle (notamment pour les cycles biogéochimiques), évolutive, des communautés, du paysage, génétique des populations, dynamique des populations, etc. Le troisième compartiment est celui des services écosystémiques qui émergent de la combinaison état-processus des compartiments précédents. Il est possible de conserver les quatre catégories de services du MEA, mais en les limitant aux usages possibles ou effectifs de l'écosystème par l'homme et en les distinguant des conditions environnementales et des processus écologiques qui les déterminent. Par exemple, la production des gaz à effet de serre est ici différenciée de la nature des sols (premier compartiment) et des processus biogéochimiques (deuxième compartiment). Le quatrième compartiment est celui des choix sociaux d'usage des écosystèmes. Au lieu, comme c'est le cas dans la présentation du MEA, de les considérer comme un objectif ultime de l'usage des écosystèmes destiné au bien-être humain, ils sont vus ici comme un compartiment fonctionnel de gestion des biens publics et privés : les com-

partiments précédents conditionnent bien sûr les services écosystémiques possibles et la durabilité de leur usage, et donc l'enveloppe des stratégies de gestion envisageables. Mais le compartiment des choix sociétaux influence également l'état des ressources biotiques et abiotiques de l'écosystème (renouvelables et non-renouvelables), le

déroulement des processus écologiques (par exemple l'épuration des eaux, l'installation ou non des espèces invasives, la dynamique des communautés de bioagresseurs ou d'auxiliaires). Il influence directement l'éventail des services écosystémiques en privilégiant certains aux dépens d'autres, comme nous le verrons plus loin.

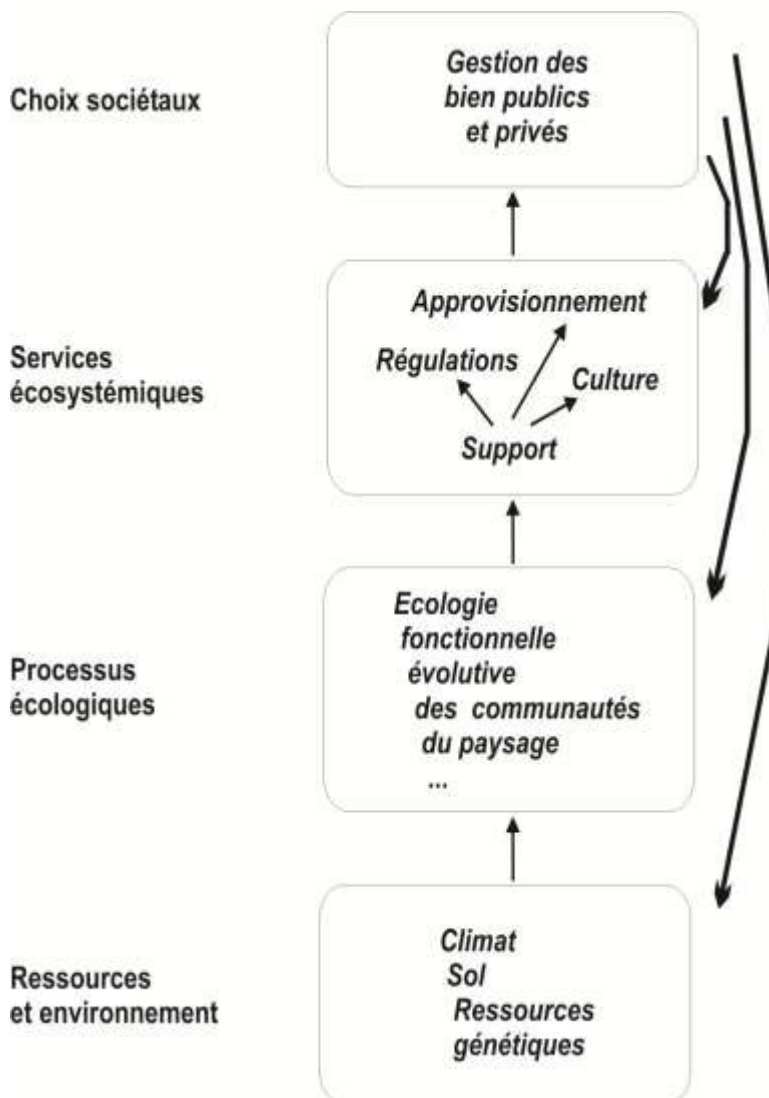


Figure 2 : Une représentation de la place des services écosystémiques dans le fonctionnement des écosystèmes

Pour la recherche, cette représentation en quatre compartiments clarifie la position et les interactions entre disciplines, qu'elles soient écologiques, biotechniques (sélection animale et végétale, agronomie, etc.) ou humaines et sociales. Elle permet aussi de clarifier les éléments fonctionnels à l'œuvre dans l'écosystème. En particulier, il existe parfois une certaine confusion chez les porteurs d'enjeux entre services écosystémiques et biodiversité. La position de la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes est en effet complexe car elle intervient directement dans les

trois premiers compartiments. Pour clarifier cette situation, il est indispensable de considérer que la biodiversité n'est pas une entité indissociable mais un ensemble de composantes interdépendantes mais distinctes. Par exemple, les ressources génétiques, issues de l'histoire de la domestication animale et végétale sont associées au premier compartiment. Les communautés de micro-organismes ou d'insectes spécialisées sur les agro-écosystèmes participent aux processus de régulation du deuxième compartiment : symbioses racinaires, pollinisation, prédation, parasitisme, etc.

La variabilité génétique infra-spécifique, de par les processus évolutifs, détermine le potentiel d'adaptation des bioagresseurs aux changements environnementaux et par exemple leur capacité de contournement des résistances variétales. Enfin, la biodiversité dite remarquable ou patrimoniale constitue directement un service écosystémique d'ordre culturel. La confusion entre biodiversité et services écosystémiques provient de cette interpénétration intense. Ainsi, beaucoup d'études clés portant sur les services écosystémiques, comme les rapports TEEB (TEEB, 2010) ou le rapport du Centre d'Analyse Stratégique (Bielsa *et al.*, 2009), ont été basées sur des processus ou des effets directement liés à la biodiversité, considérant implicitement que celle-ci est le moteur essentiel des services. La représentation de la Figure 2 facilite donc également cette clarification car elle permet d'associer plus facilement des composantes distinctes de la biodiversité aux différents compartiments.

### **Vers une représentation des services écosystémiques en réseau fonctionnel**

L'incompatibilité ou l'antagonisme entre deux services écosystémiques est à l'origine de nombre de conflits entre utilisateurs des écosystèmes. Par exemple, l'usage intensif des intrants agricoles, engrais ou pesticides (pratique), visant la production maximale d'aliments et de biens agricoles (service), est susceptible de dégrader la qualité de l'eau, nuisant ainsi à son usage par les consommateurs ou par les pêcheurs. Il en est de même, sur le plan quantitatif, lorsque l'irrigation des cultures prélève une part importante de l'eau disponible, notamment en période de sécheresse, au détriment des besoins des citoyens. Les conflits pour l'eau sont annoncés par nombre de prévisionnistes comme un enjeu géopolitique majeur des prochaines années (voir le rapport de la prospective Agrimonde dans Chaumet *et al.*, 2009). Bien d'autres exemples d'antagonismes touchant les agro-écosystèmes sont couramment évoqués, depuis les impacts des remodelages du paysage sur la biodiversité patrimoniale jusqu'aux effets de la déforestation sur les gaz à effet de serre. Néanmoins, la prise en compte de ces interactions entre services écosystémiques par les porteurs d'enjeux - et souvent par les chercheurs - reste

généralement parcellaire : l'évaluation de l'interaction porte sur un couple de services, parfois trois, mais pas sur une perception ni sur la mise en place des stratégies de gestion globales. La Figure 3 illustre schématiquement les étapes d'une telle démarche de recherche.

Dans un premier temps (Figure 3a), il s'agit de représenter (puis de modéliser) par paire les relations entre services (ici, entre la production agricole et divers autres services). Cette représentation, pour être un tant soit peu affinée, exige une connaissance suffisante des deux premiers compartiments de la Figure 2 (caractéristiques et ressources de l'écosystème et processus écologiques en cause). D'ores et déjà, des boucles de rétroaction apparaissent puisque l'usage des services modifie à son tour le milieu et les ressources. Ainsi, la nature même de l'interaction peut dépendre du contexte : l'activité touristique d'une zone humide est favorisée par la qualité de la biodiversité patrimoniale qui dépend de la qualité de l'eau mais une activité touristique intense nuit à cette biodiversité soit directement soit via la dégradation de la qualité de l'eau qu'elle est susceptible de produire. Par ailleurs, du fait de la difficulté à les mesurer, les services eux-mêmes sont souvent implicites, ce qui limite l'usage de tels modèles à des options très générales. Par exemple, l'usage de la lutte biologique pour contrôler les ravageurs (service de régulation) est censé limiter les effets de l'agriculture sur la biodiversité (service culturel) ou sur la santé humaine en réduisant l'usage des pesticides. Mais les effets de cette réduction elle-même sont très mal connus du fait de la multitude des processus écologiques sous-jacents et de leurs interactions avec les autres caractéristiques de l'écosystème et avec l'état de sa dynamique. C'est donc cette complexité et cette plasticité des interactions qui rend si difficile l'élaboration des stratégies de gestion simples, voire simplistes, que réclament souvent les décideurs, laissant la voie libre aux "Y'a qu'à..." de tous ordres. Pourtant, une modélisation de ce type permet déjà de trancher entre certains choix lorsque deux services prédominants sont en conflit (par exemple en limitant l'irrigation en période de sécheresse), ou lorsqu'un type de service donné est considéré comme très prioritaire (comme pour la gestion des aires protégées).





Figure 3a : Evaluation des interactions entre services par paires (ici, schématiquement, entre le service de production agricole et d'autres services écosystémiques)

La deuxième étape (Figure 3b) consiste à représenter simultanément l'ensemble des services, sous forme d'un réseau fonctionnel. Pour les raisons évoquées ci-dessus, il est encore plus difficile de préciser cette représentation globale que celle d'une paire de services. Cette démarche est néanmoins amorcée (Bennett *et al.*, 2009; Raudsepp-Hearne, 2010). Deux pistes méthodologiques sont notamment suivies. La première consiste, pour un moment et un état donné de l'écosystème, à lister les services écosystémiques concernés et à tenter de les quantifier en utilisant un étalon commun pour les comparer. C'est la démarche qualifiée généralement et assez improprement de "valorisation des services" (voir par exemple Silvain *et al.*, 2009). Elle est contestée par les tenants de certaines familles de services qui soutiennent que celui qui les intéresse a une valeur intrinsèque non mesurable. C'est par exemple le cas de la biodiversité patrimoniale : quel peut être l'équivalent financier du maintien d'une espèce menacée dans un écosystème (mais pas forcément dans un autre) ? Cette difficulté est le prolongement de la confusion fréquente évoquée plus haut entre biodiversité et services écosystémiques, mais aussi de la traduction du terme « valuing » par valorisation alors qu'il s'agit plutôt d'une évaluation. Pour ma part, je partagerais vo-

lontiers l'avis de nombre d'écologues qui refusent d'associer une valeur économique à la biodiversité dans son ensemble ; en revanche, il me semble beaucoup plus acceptable d'utiliser une référence commune (et non une valeur absolue) permettant une évaluation relative des différents services écosystémiques, même si cette distinction ne résout pas le problème de l'évaluation des services culturels. Malgré ces oppositions tout à fait recevables, la démarche de « valorisation » permet déjà quelques évaluations significatives, même si elles restent grossières. Un groupe international de chercheurs a évalué globalement le service de pollinisation à l'échelle du globe pour l'année 2005 à 153 milliards de dollars (Gallai *et al.*, 2009). Le rapport du CAS (Bielsa *et al.*, 2009) a listé et évalué les services écosystémiques des forêts tempérées et montré que leur valeur était bien supérieure à la seule valeur marchande du bois produit. L'évaluation des services écosystémiques susceptibles d'être détruits par le remplacement de mangroves en Thaïlande par des fermes aquacoles de production de crevettes, du coût de protection des sites contre les aléas climatiques et océaniques et du coût de réhabilitation des sites à la fin de l'exploitation a conduit le gouvernement Thaïlandais à interdire cette "mise en valeur" (TEEB, 2010).

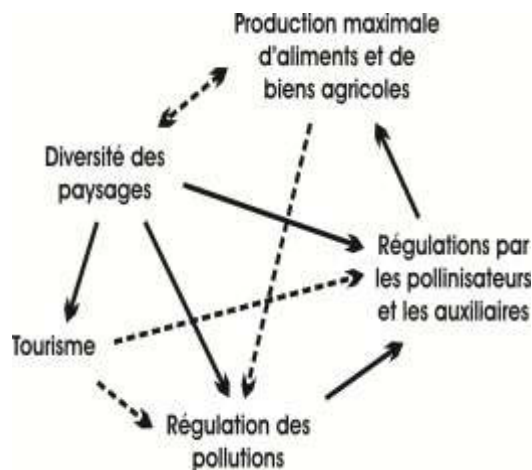


Figure 4b : Formalisation des interactions multiples au sein du réseau (les traits pleins représentent les effets positifs, les traits pointillés les effets négatifs)

La seconde démarche méthodologique – complémentaire – vise à faciliter l'évaluation des services, ou du moins l'impact d'une stratégie d'usage sur les services, en utilisant des indicateurs. C'est le cas de l'analyse des "traits fonctionnels". Ici, l'indicateur porte sur l'interaction entre les compartiments des processus écologiques et des services écosystémiques, selon une démarche partiellement "boîte noire" : des paramètres caractérisant les communautés floristiques de prairies (taxonomiques, morphologiques, éco-physiologiques, etc.) sont mis en corrélation avec les services écosystémiques mesurés par ailleurs (De Bello *et al.*, 2010). La qualité de cette corrélation permet une évaluation des services à partir de ces paramètres beaucoup plus facilement mesurables. La limite de cette approche, comme pour toutes les évaluations basées sur des relations statistiques, est la difficulté d'extrapolation à d'autres écosystèmes ou à d'autres conditions environnementales que ceux dans lesquels le modèle a été construit.

Ces deux approches ont le mérite d'associer explicitement des gammes de stratégies de gestion à la gamme des services écosystémiques. Si elles permettent de mieux comprendre le lien entre fonctionnement des écosystèmes et services et, dans les cas tranchés, de justifier des décisions de gestion, elles restent relativement descriptives et statiques. En effet, l'éventail des services, via les boucles de rétroaction, dépend étroitement de la dynamique en cours de l'écosystème : l'évolution des interactions entre usages de l'eau et paysage agricole (via l'évolution des assolements) ne sera

pas la même selon que l'écosystème est plus ou moins soumis à l'effet des changements climatiques.

### Vers une gestion des écosystèmes basée sur les réseaux de services écosystémiques ?

Les choix socio-économiques et politiques qui gouvernent la gestion des écosystèmes traduisent une hiérarchisation *a priori* des services qu'on en attend. Cette hiérarchisation, lourde de conséquence sur le faisceau des services, est très généralement implicite. Une formalisation en réseau, en explicitant cette hiérarchie, permettrait d'évaluer l'impact des variables de contrôle (celles qui traduisent la gestion des écosystèmes) sur le faisceau des services qui émergent du réseau. Elle permettrait ainsi d'expliciter les hiérarchies de services et de comparer les effets de différentes stratégies (Figure 3c). Au-delà, un faisceau donné de services issu de la gestion instantané d'un écosystème ne peut pas être figé car l'usage des terres retentit sur les ressources, voire sur les processus écologiques, qui retentissent à leur tour sur la gamme des services possibles. Il est donc indispensable de modéliser les réseaux d'une façon dynamique pour en évaluer la durabilité. Les avancées récentes de la modélisation des réseaux dynamiques et de la représentation des systèmes complexes (voir par exemple Carley, 2003 ou Babakar *et al.*, 2012 ; pour une vision d'ensemble des modèles utilisés pour la gestion de écosystèmes,

voir De Lara et Doyen, 2008) sont porteuses de promesses pour la formalisation des services éco-

systemiques et devraient susciter rapidement l'intérêt des chercheurs dans ce domaine.

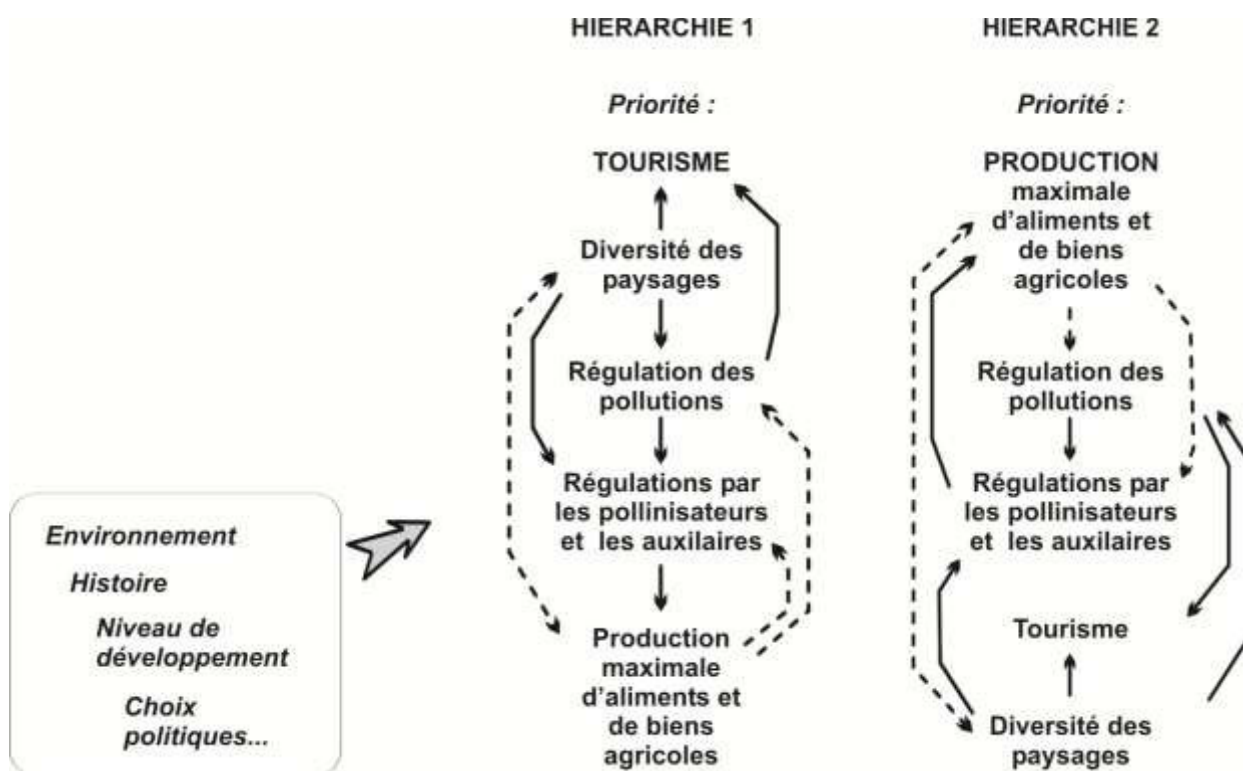


Figure 5c : Explicitation de l'effet des priorités sociétales sous formes de différentes hiérarchies de services possibles

De cette manière, le compartiment de gestion des écosystèmes (Figure 2) n'est plus seulement un ensemble d'entrées/sorties depuis et vers les compartiments inférieurs mais un module fonctionnel intégré dans la représentation globale du fonctionnement et de la dynamique de l'écosystème. On va ici au-delà de l'objectif lointain du "bien-être humain" auquel la représentation du MEA associe les services écosystémiques (Figure 1). En particulier, la nature des faisceaux de services en matière de biens publics, de biens de club ou de biens privés est partiellement conditionnée par les interactions entre services et les priorités appliquées par les gestionnaires. Un même service peut alors passer d'une catégorie à une autre selon cet état et cette gestion (Dupraz, 2011). Cette articulation pourrait être précisée par la modélisation et reliée à l'état des écosystèmes et à leur gestion.

Cette intégration est porteuse de plusieurs clarifications en matière de priorités de recherche. La première porte sur la hiérarchie de l'acquisition des connaissances à privilégier. Elle permet d'éla-

borer, voire de modéliser, les boucles de rétroaction entre connaissances écologiques et affinement des stratégies de gestion. C'est par exemple l'objet de l'application aux services écosystémiques des modèles C-K (concept-knowledge) de Hatchuel (Hatchuel et Weil, 2009), testée actuellement dans la Zone Atelier de Chizé (Berthet et al., 2012) : contrairement à la théorie de la décision (parmi une série de choix possibles et prédéterminés), cette méthode fait évoluer la gamme des stratégies en fonction de l'avancée des connaissances et, réciproquement, les connaissances à acquérir en fonction de l'explicitation et de l'évaluation des choix possibles. La deuxième clarification est celle de la co-construction disciplinaire des programmes de recherche. Cette approche intégrée met d'emblée sur le même plan les disciplines socio-économiques, celles de la géographie, de l'agronomie ou celles de l'écologie. Ainsi, les chercheurs d'une famille de disciplines ne sont plus seulement les "experts", voire une simple justification, pour une autre famille, mais l'élaboration d'un modèle global exige une

"co-construction" impliquant les différentes disciplines. Enfin, pour les gestionnaires et les porteurs d'enjeux, de par l'explicitation des hiérarchies de services, cette représentation interdit de considérer une hiérarchie comme prioritaire vis-à-vis d'une autre sans le justifier. Cette explicitation est donc lourde de conséquences pour le jeu des acteurs impliqués dans la gestion des écosystèmes. En particulier, elle remet en lumière la distinction entre l'approche des services écosystémiques, où toutes les hiérarchies sont envisageables *a priori*, et celle de l'agro-écologie qui comporte une priorité implicite pour les productions agricoles.

## Conclusions

Les concepts d'agro-écologie et de services écosystémiques, au même titre que celui de biodiversité, ont en commun de se trouver à la charnière entre science et société : ils ont une signification forte à la fois pour le monde de la recherche et pour celui des porteurs d'enjeux. Une telle particularité est à la fois dynamisante et susceptible d'engendrer confusions et conflits d'intérêts. La clarification de ces concepts et de ce qu'ils portent et promettent en matière d'acquisition des connaissances écologiques, agronomiques et socio-économiques aussi bien que de gestion des agro-écosystèmes est donc urgente et indispensable. Ces trois familles de concepts ont également la particularité d'être étroitement imbriquées. L'usage qu'on en fait est donc dépendant des objectifs visés. Par exemple, un même compartiment de la biodiversité peut être considéré pour lui-même - pour sa valeur intrinsèque ou ses particularités écologiques - pour son utilisation dans les processus agro-écologiques, ou bien pour sa fonction de moteur et de réceptacle d'une série de services écosystémiques. Cette complexité de l'usage des concepts va de pair avec la complexité des processus eux-mêmes et avec l'interdépendance des disciplines scientifiques qu'ils recouvrent. L'usage de ces concepts, même s'ils sont extrêmement prometteurs pour la science comme pour ses applications, implique donc de les associer en permanence à la clarification des objectifs visés et nécessite le développement d'outils d'analyse, de représentation et d'expérimentation qui leur soient adaptés.

Dans cette logique, et comme nous l'avons noté, les approches d'agro-écologie et de gestion des

services écosystémiques ne sont pas antagonistes sur le plan scientifique puisque l'agro-écologie peut être considérée comme un sous-ensemble des hiérarchies de services possibles dans un écosystème. C'est au niveau de la présentation et des choix de ces hiérarchies par les porteurs d'enjeux sociétaux que se situe le risque d'antagonisme et c'est donc là aussi que la clarification des concepts, qui permet et impose l'explicitation des choix, s'avère essentielle.

Enfin, il est à noter que les réflexions que j'ai développées ont été implicitement limitées à une échelle spatiale de gestion qui correspond grossièrement à ce que les écologues appellent "paysage" et les sociologues "territoire". La déclinaison des concepts et surtout leur formalisation et leur modélisation peuvent être sensiblement différentes si on les applique à des états, à des régions du monde ou à la planète entière. Néanmoins, le besoin de clarification des concepts et de leurs usages scientifiques et sociétaux reste le même, en particulier la nécessité d'explicitier les choix possibles entre des hiérarchies de services localisées ("land sparing") ou généralisées ("land sharing") (voir par exemple Green *et al.*, 2005).

Sous réserve donc d'un effort constant de clarification et d'explicitation, et à condition de se doter d'une gamme nouvelle d'outils et de méthodes, l'approfondissement d'un cadre conceptuel commun ou au moins interfacé entre agro-écologie et services écosystémiques promet des avancées scientifiques importantes et une meilleure articulation entre science et société, face aux enjeux cruciaux de la sécurité alimentaire de la planète et de la durabilité de la gestion de notre environnement.

## Bibliographie

- Babacar, S., L. Andrieu, M. De Lara, 2012. Parametric multi-attribute utility functions for optimal profit under risk constraints. *Theory and Decision*, 72, 257-271
- Barnaud, C., M. Antona, J. Marzin, 2011. Vers une mise en débat des incertitudes associées à la notion de service écosystémique. *VertigO*, 11 (1)
- Bennett, E. M., G. D. Peterson, L. J. Gordon, 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 12, 1-11
- Berthet, E., V. Bretagnolle, B. Segrestin, 2012. Analyzing the design process of farming practices ensuring Little Bustard conservation: lessons for collective landscape management. *Journal of Sustainable Agriculture*, 36, 319-336

- Bielsa, S., B. Chevassus-au-Louis, G. Martin, J.-L. Pujol, D. Richard, J.-M. Salles, 2009. *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Contribution à la décision publique. Rapport du Centre d'Analyse Stratégique (CAS)*, France, 399 pages
- Butault, J.P., C.-A. Dedryver, C. Gary, L. Guichard, F. Jacquet, J.-M. Meynard, P. Nicot, M. Pitrat, R. Reau, B. Sauphanor, I. Savini, T. Volay, 2010. *Ecophyto R&D. Quelles voies pour réduire l'usage des pesticides ? Synthèse du rapport d'étude*, Inra (France), 90 pages
- Carley, K.M., 2003. "Dynamic Network Analysis" in *Dynamic Social Network Modeling and Analysis: Workshop Summary and Papers*, Ronald Breiger, Kathleen Carley, and Philippa Pattison, (Eds.) *Committee on Human Factors, National Research Council, National Research Council*, Washington, DC, 133-145
- Chaumet, J.-M., F. Delpeuch, B. Dorin, G. Ghersi, B. Hubert, T. Le Cotty, S. Paillard, M. Petit, J.-L. Rastoin, T. Ronzon, S. Treyer, 2009. *Agrimonde - Agricultures et alimentations du monde en 2050 : scénarios et défis pour un développement durable. Note de synthèse*, 32pp
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton, M. van den Belt, 1997. The Value of World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature*, 387, 253-260
- De Bello, F., S. Lavorel, S. Diaz, R. Harrington, H.C. Cornelissen, R.D. Bardgett, M.P. Berg, P. Cipriotti, C.K. Feld, D. Hering, P. Martins da Silva, S.G. Potts, L. Sandin, J.P. Sousa, J. Storkey, D.A. Wardle, P. Harrison, 2010. Towards an Assessment of Multiple Ecosystem Processes and Services via Functional Traits. *Biodiversity and Conservation*, 19, 2873-2893
- De Lara, M., L. Doyen, 2008. *Sustainable Management of Natural Resources. Mathematical Models and Methods*. Springer-Verlag, Berlin, 266pp
- Dupraz, P., 2011. La diversité des biens publics en agriculture : une caractérisation économique. *Colloque Inra "L'agriculture productrice et utilisatrice de biens publics"*, Salon International de l'Agriculture. [http://www.inra.fr/audiovisuel/web\\_tv/colloques/agriculture\\_et\\_biens\\_publics](http://www.inra.fr/audiovisuel/web_tv/colloques/agriculture_et_biens_publics)
- Gallai, N., J.-M. Salles, J. Settele, B. Vaissière, 2009. Economic Valuation of the Vulnerability of World Agriculture Confronted with Pollinator Decline. *Ecological Economics*, 68, 810-821
- Green, R.E., S.J. Cornell, J.P.W. Schalermann, A. Balmford, 2005. Farming and the Fate of Wild Nature. *Science*, 307, 550-555
- Hatchuel, A., and B. Weil. 2009. C-K design theory: An advanced formulation. *Research in Engineering Design*, 19, 181-192
- Hein, L., K. van Koppen, R.S. De Groot, E.C. van Ierland, 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics*, 57(2), 209-228
- Lamarque, P., F. Quétier, S. Lavorel, 2011. The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management. *Comptes rendus Biologies*, 334(5-6), 441-449
- Lapchin, L., 2009. *Programme ECOGER : « Écologie pour la gestion des écosystèmes et de leurs ressources » - Nouveaux regards sur l'écologie des écosystèmes façonnés par l'homme*. Document Inra, 2pp : [http://www.inra.fr/les\\_partenariats/programme\\_federateur\\_ecoger/interventions\\_seminaire\\_final\\_ecoger\\_2009](http://www.inra.fr/les_partenariats/programme_federateur_ecoger/interventions_seminaire_final_ecoger_2009)
- Lapchin, L., P. Duncan, E. Garnier, 2009. Towards ecological engineering. *Biofutur*, 305, 25-26
- Le Roux, X., R. Barbault, J. Baudry, F. Burel, I. Doussan, E. Garnier, F. Herzog, S. Lavorel, R. Lifran, J. Roger-Estrade, J.-P. Sarthou, M. Trommetter (éditeurs), 2008. *Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies*. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, Inra (France), 113 pages
- MEA - Millenium Ecosystem Assessment, 2005. *Global Assessment Reports; Volume 1: Current State & Trends; Volume 2: Scenarios; Volume 3: Policy responses*. Island Press, Washington D.C.
- Norgaard, R. B., 2010. Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. *Ecological Economics*, 69, 1219-1227
- Raudsepp-Hearne, C., G. D. Peterson, E.M. Bennett, 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *PNAS*, 107, 5242-5247
- Rodríguez, J. P., T. D. Beard, E.M. Bennett, G.M. Cumming, S.J. Cork, J. Agard, A.P. Dobson, G.D. Peterson, 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society*, 11(1), 28
- Silvain, J.-F., X. Le Roux, D. Babin, R. Barbault, P. Bertin, B. Bodo, J.-P. Boude, P. Boudry, T. Bourgoïn, C. Boyen, M.-C. Cormier-Salem, F. Courchamp, D. Couvet, B. David, B. Delay, I. Doussan, E. Jaskulke, S. Lavorel, P. Leadley, F. Lefèvre, H. Leriche, F. Letourneux, W. Los, F. Mesleard, S. Morand, C. Schmidt-Lainé, F. Siclet, E. Verrier, 2009. *Prospective pour la recherche française en biodiversité*. Fondation pour la recherche sur la biodiversité, 96 pp
- TEEB, 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Local and Regional Policy Makers*. <http://www.teebweb.org>.
- Zhang, W., T. H. Ricketts, C. Kremen, K. Carney, S.M. Swinton, 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological economics*, 64, 253-260