



HAL
open science

Les services écosystémiques dans les espaces agricoles. Paroles de chercheur(e)s

Métaprogramme Inra Ecoserv, Jean-Michel A Salles, Jean-Pierre Amigues, Thomas Cordonnier, Valentine Lafond, Benoît Cour-Baud, Lauric Cecillon, Gregory Loucougaray, Freddy Rey, Bernard Montuelle, et al.

► To cite this version:

Métaprogramme Inra Ecoserv, Jean-Michel A Salles, Jean-Pierre Amigues, Thomas Cordonnier, Valentine Lafond, et al.. Les services écosystémiques dans les espaces agricoles. Paroles de chercheur(e)s. pp.156, 2020, 10.15454/nwq9-zk60_book . hal-02537115v2

HAL Id: hal-02537115

<https://hal.inrae.fr/hal-02537115v2>

Submitted on 12 Apr 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License



Les services écosystémiques dans les espaces agricoles

Paroles de chercheur(e)s



Jean-Michel Salles (CNRS - UMR Lameta)

Évaluer la biodiversité et les services écosystémiques : pourquoi, comment, pour quels résultats, avec quelles limites ?

Jean-Pierre Amigues (Inra - UMR TSE - Lerna)

Gérer les services écosystémiques : le cas de l'eau et des milieux aquatiques

David A. Bohan (Inra - UMR Agroécologie)

Networking Agro-Ecology - reconciling the different needs for ecological functions provided by biodiversity

Pascal Carrère (Inra - UREP)

Valoriser la diversité des services rendus par la prairie : une voie pour assurer la durabilité des systèmes d'élevage herbagers ?

Philippe Lemanceau (Inra - UMR Agroécologie)

La biodiversité des sols : un fantastique patrimoine à préserver et valoriser par les services écosystémiques

Mickaël Henry (Inra - UR Abeilles et Environnement)

Promouvoir la pollinisation entomophile : une vision à large échelle

Marc Deconchat, Aude Vialatte, Antoine Brin, David

Sheeren (Inra - UMR Dynafor)

Concepts et méthodes de l'écologie des paysages pour aider à mieux gérer les services écosystémiques

Thomas Cordonnier, Valentine Lafond, Benoît Courbaud, Lauric Cécillon, Grégory Loucougaray, Freddy Rey

(IRSTEA - UR Lessem)

Des pratiques de gestion aux services écosystémiques

Bernard Montuelle, Jean Guillard, Jean-Marcel Dorioz

(Inra - UMR Carrtel)

Le Carrtel, une UMR d'écologie lacustre face au concept de service écosystémique : enjeux et interrogations, démarches et prospective

Cécile Barnaud (INRA-UMR Dynafor),

Claude Compagnone (Agrosup Dijon - UMR Caesar),

Gaël Plumecocq (INRA - UMR Agir)

Place des sciences humaines et sociales dans les controverses associées à la notion de Service Ecosystémique (SE)

Xavier Arnaud de Sartre

(CNRS - UMR Société Environnement Territoire)

Périmètre de légitimité de la notion de services écosystémiques

Sophie Allain (Inra-UMR SADAPT)

Les services écosystémiques sous l'angle de la négociation

Roldan Muradian (Universidade Federal Fluminense, Brazil)

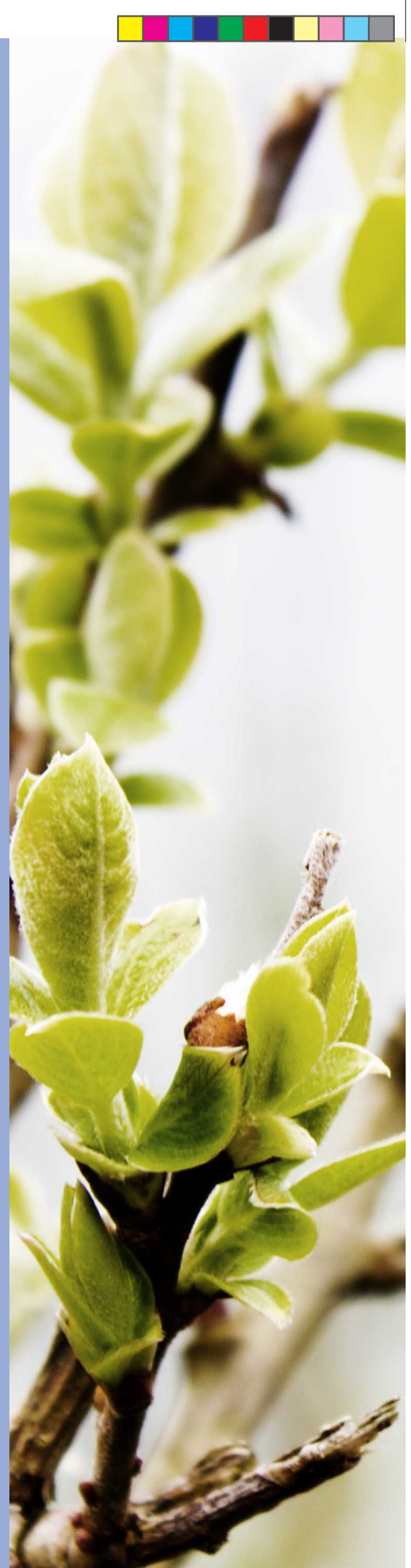
Cognitive framing, collective action and ecosystem services

Jasper Kenter (Department of Environment and Geography - University of York)

Deliberative and Non-Monetary Valuation of Ecosystem Services

Erik Gomez-Baggethun (Norwegian University of Life Sciences (NMBU) et Norwegian Institute for Nature Research (NINA))

Ethical considerations regarding valuation of ecosystem services





Édito

Un métaprogramme autour d'une notion en émergence

Née dans les années 1970 et placée sur le devant de la scène internationale lors du Millenium Ecosystem Assessment dans les années 2000, la notion de « service écosystémique » a largement diffusé dans les sphères scientifiques et politiques. Cette notion de service écosystémique - bénéfices fournis par les écosystèmes à l'humanité - interroge tant le rôle et la place de l'homme dans les écosystèmes que la place de la nature et des écosystèmes dans nos représentations humaines. Pendant longtemps, c'est l'angle de la biodiversité et des écosystèmes dits naturels qui a été privilégié, les débats lors de la dernière session de l'IPBES (29/4-4/5/2019) l'ont encore démontré. En tant que gestionnaire d'une grande partie des écosystèmes continentaux, l'agriculture est amenée à jouer un rôle crucial dans l'opérationnalisation de la notion de service écosystémique, étant à la fois « bénéficiaire » et « productrice » de nombreux services.

Le lancement par l'Inra, en 2014, d'un métaprogramme consacré aux services rendus par les écosystèmes continentaux (terrestres et aquatiques) dépendant des activités agricoles et forestières, et à leur préservation à long terme (métaprogramme EcoServ) répondait à cette attente, en s'inscrivant dans la dynamique scientifique initiée par l'institut autour de l'Agro-écologie (cf. document d'orientation Inra 2010-2020).

Des objectifs ambitieux

En se centrant sur la gestion des écosystèmes pour la fourniture de services, au-delà de la conservation de la biodiversité, il s'agissait de développer une approche holistique pour traiter des enjeux associés au caractère multidimensionnel de la notion de services. L'identification des bénéficiaires et les éventuels conflits entre les acteurs se devaient d'être explicités. Les variables spatiales et temporelles étaient à aborder dans toute leur étendue, depuis la parcelle jusqu'au territoire et de l'année jusqu'au siècle, dans l'optique d'identifier différentes échelles de compromis et de tenir compte de la dynamique et de la résilience des écosystèmes. Le côté « multiple » invitait ainsi à considérer les conflictualités des logiques en présence, dans les relations entre les services, et entre les bénéficiaires de ces services, et à s'intéresser à la résolution des conflits, en termes de recherche de compromis ou de proposition d'arbitrage. C'est un changement de paradigme dans les relations agriculture-environnement que le métaprogramme devait accompagner pour passer d'une volonté de minimisation des impacts négatifs de l'agriculture à une gestion intégrée des ressources naturelles prenant en compte par anticipation et en pratique une diversité de parties prenantes.

Les objectifs étaient ambitieux alors même que la notion de service écosystémique était peu mobilisée au sein de l'Inra. Une analyse bibliométrique montrait que sur environ 12 000 documents du Wos traitant de service écosystémique en 2012, seuls un peu plus de 150 avaient été produits par l'Inra. Un premier enjeu était donc de faire connaître la notion de service écosystémique dans l'Inra, d'échanger sur ses atouts et ses limites pour traiter de la gestion des écosystèmes anthropisés, de l'enrichir par sa déclinaison dans une diversité d'écosystèmes (agricoles, forestiers ou aquatiques, isolés ou en association dans les territoires) et au regard d'un large potentiel d'actions (pratiques, innovations, variété d'acteurs).





Un cycle de conférences

Différentes animations avec cet objectif d'apprendre, de partager et d'enrichir ont été organisées par la cellule de coordination du métaprogramme EcoServ, dont un cycle de conférences mensuelles. Il s'agissait alors de présenter les points de vue des sciences humaines et sociales et ceux des sciences biotechniques autour des notions de service écosystémique et de socio-écosystème, de présenter l'état des connaissances autour de la relation pratiques-biodiversité-fonction-service-bénéfice à différentes échelles spatiales et pour différents types d'écosystème.

Dix-neuf conférences d'une heure, donc assez longues pour aller dans le détail des notions mobilisées, ont été organisées au siège de l'Inra à Paris, tous les un à deux mois en 2015. Elles ont été données par des chercheurs français, de l'Inra ou d'autres organismes, ou étrangers. Elles étaient suivies d'une discussion d'une heure également, pour prendre le temps d'échanger en profondeur. Elles pouvaient être suivies à distance, depuis son ordinateur, avec cet état d'esprit d'aller vers nos collègues pour faciliter leur mise en contact avec la notion de service écosystémique. Certaines conférences ont été poursuivies par des ateliers en présentiel pour capitaliser collectivement autour de la notion de service écosystémique dans les écosystèmes anthropisés.

Cet ouvrage présente le recueil de ces conférences sous un format original qui consiste à commenter les illustrations proposées par les conférenciers à partir de leur discours, le tout ayant été validé par chaque conférencier. Nous souhaitons remercier tous les conférenciers, pour avoir accepté de venir débattre avec nous et d'avoir produit chacun des chapitres de cet ouvrage, Rémy Cailliatte et l'ensemble de la cellule de coordination pour l'investissement dans l'organisation et la valorisation de ces conférences. Nous sommes convaincus que la notion de service écosystémique est un atout pour le dialogue entre scientifiques ou entre parties prenantes, et entre scientifiques et parties prenantes. Ce dialogue est plus que nécessaire face à la complexité des enjeux auxquels l'agriculture fait face et pour lesquels la recherche, dans sa diversité de disciplines et d'approches, se doit d'apporter des connaissances, des méthodologies, des outils pour aider à la construction de solutions partagées.

Guy Richard

Délégué à l'Expertise scientifique collective, à la Prospective et aux Études (DEPE) / Directeur du métaprogramme EcoServ (2014-2018)

Françoise Lescouret

UMR Plantes et systèmes de culture horticoles (PSH) / Directrice du métaprogramme Ecoserv depuis 2018

Danièle Magda

UMR Agroécologie - Innovations - Territoires (Agir) / Co-animatrice du métaprogramme Ecoserv depuis 2018



01



Évaluer la biodiversité et les services écosystémiques : pourquoi, comment, pour quels résultats, avec quelles limites ?

Jean-Michel Salles

Directeur de recherche CNRS - UMR LAMETA Montpellier

Cet exposé propose un parcours dans un domaine qui a fait couler beaucoup d'encre depuis une dizaine d'années : celui de l'association d'une valeur économique aux avantages que nous procure la nature.

La question est beaucoup plus ancienne, mais elle a suscité beaucoup d'interrogations depuis qu'elle a pris de l'importance dans le champ institutionnel. D'abord, parce que son contenu n'est pas consensuel. Un certain nombre de chercheurs, d'experts ou de citoyens considèrent qu'associer une valeur économique à la biodiversité et aux services écosystémiques, c'est passer à côté du problème et se focaliser sur une dimension qui n'est peut-être ni essentielle, ni même très pertinente. Les méthodes qui sont mobilisées par les économistes – qui, pour la plupart, existaient précédemment et ont été recyclées pour répondre à ces questions – ont fait depuis longtemps l'objet de contestations pour diverses raisons que nous allons essayer d'explorer et de préciser.

On peut commencer par deux affirmations que j'aime bien opposer. C'est, d'une part, une phrase d'un écologue, Robert Scholes, qui exprime ce que beaucoup de gens et de citoyens pensent spontanément : c'est que la valeur de la biodiversité est infinie ; sans la nature, sans les écosystèmes, sans la biosphère, il n'y aurait même pas d'humanité. C'est donc une question étrange que de se demander quelle peut être la valeur économique totale de la nature. La question serait en fait sans objet. D'autre part, une citation de Robert Costanza, célèbre écologue américain actuellement professeur d'économie écologique en Australie, qui est sans doute le chercheur le plus connu à l'échelle mondiale dans le domaine de l'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques. Il a écrit en 1998 : « Dire que l'on ne devrait pas évaluer les écosystèmes est un déni de la réalité qu'on le fait déjà, on l'a toujours fait, et on ne peut éviter de continuer à le faire. » Comment est-ce que deux personnes hautement qualifiées, intelligentes et compétentes peuvent avoir des avis qui semblent aussi divergents ? Sans doute parce que ces deux personnes ne parlent pas de la même chose. À travers cet exposé, j'espère vous convaincre qu'ils ont tous les deux raison.

"The total value of biodiversity is infinite, so having a debate about what is the total value of nature is actually pointless because we can't exist without it."

R. Scholes, ecologist

"To say that we should not do valuation of ecosystems is to deny the reality that we already do, always have and cannot avoid doing so in the future."

R. Costanza et al., 1998

Valeurs et services écosystémiques

La relation entre le domaine des valeurs et les services écosystémiques ne va pas complètement de soi. Peut-être faut-il se rappeler ce que sont les valeurs. Les valeurs sont des idées, des notions que nous mobilisons à la fois pour orienter notre action et pour porter des jugements. Ces valeurs ont deux dimensions.

- Elles ont une dimension positive, c'est-à-dire qu'elles existent dans les sociétés, de façon plus ou moins explicite, intelligible, et les élites politiques se réfèrent fréquemment à leurs valeurs, à nos valeurs, aux valeurs de notre société. L'importance attachée à la nature, quelles que soient ses formes ou ses modes d'expression, entre évidemment dans cette catégorie.
- Par ailleurs, les valeurs jouent un rôle normatif, c'est-à-dire qu'elles sont mobilisées pour orienter les choix individuels, les choix collectifs. Ce rôle s'exerce en particulier dans la production du droit ; notamment concernant la façon dont sont intégrés les écosystèmes ou, plus récemment, les services écosystémiques.

Les naturalistes tendent à voir les activités socio-économiques comme incluses dans la sphère biologique ; alors que les sociologues savent que les enjeux environnementaux ne sont qu'un aspect de la vie sociale. Enfin, beaucoup de chercheurs en sciences sociales en général et en économie en particulier, considèrent que l'objet de leurs analyses est la « société » comme objet autonome (expliquer les faits sociaux par le social est le principe fondateur de la sociologie comme discipline par Émile Durkheim) et que la relation à la nature est un attribut parmi d'autres du bien-être social, pas nécessairement très important.

L'évaluation économique des écosystèmes et de la biodiversité est très liée à la question : pourquoi protéger la nature ? John Muir (figure 1a), fondateur du Sierra Club, est un personnage important dans l'histoire de la conservation de la nature : il incarne

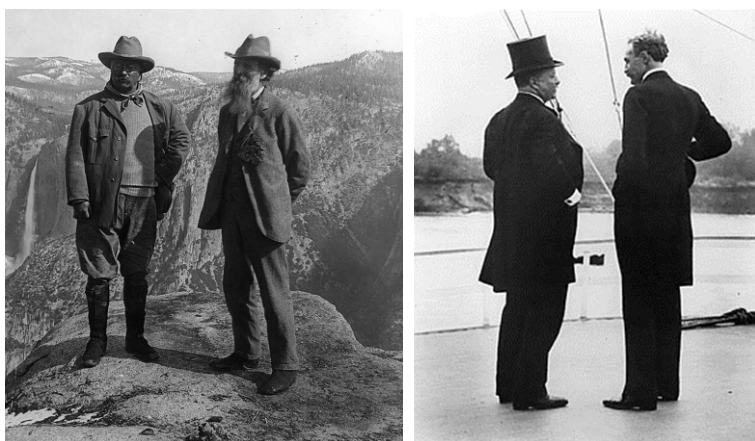


figure 1.a. (à gauche) : John Muir et Theodore Roosevelt. 1.b. Gifford Pinchot et Theodore Roosevelt.

une conception de la protection de la nature source de beauté, source d'inspiration, reflet de la création divine... La nature a donc une valeur en soi et pour soi. Gifford Pinchot (figure 1b) est un proche de John Muir dont il s'éloignera ensuite. Fondateur du Service forestier national aux États-Unis, formé à l'école de Nancy, il incarne une vision beaucoup plus utilitariste : il s'agit de préserver le potentiel exploitable des ressources futures.

Pourquoi Theodore Roosevelt est-il sur les deux photos ? Je voulais attirer votre attention sur le fait que ces deux personnes, lorsqu'elles veulent faire avancer leurs projets, doivent convaincre un décideur – le président des États-Unis, l'un des plus grands qui a sa statue au Mont Rushmore – et l'un des premiers hommes d'État à s'être intéressé à préserver la nature. À ma connaissance, il n'a pas choisi entre les deux camps, il a écouté les deux et a contribué à créer plusieurs parcs et aussi le Service forestier national.

La nature de l'évaluation économique

Que sont les valeurs économiques dans le grand univers des valeurs ? La figure 2, préparée dans le cadre de l'expertise IPBES (Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques) – grande expertise internationale sur l'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques – montre que la valeur économique est une valeur parmi bien d'autres. Dans cet arbre, ce qui s'écarte correspond à ce qui n'est pas de l'économie, c'est-à-dire les valeurs intrinsèques – les valeurs des choses en soi et pour soi – et les valeurs non anthropocentriques – l'économie est une science sociale, donc elle ne concerne pas ce qui est hors du point de vue des êtres humains. Enfin, c'est une approche conséquentialiste, c'est-à-dire que les choses sont évaluées selon leurs conséquences et non selon leur conformité avec des principes déontologiques.

En bas de cette pyramide, on entre dans l'évaluation économique qui a priori est utilitariste. Les choses, les actions sont évaluées selon leur utilité sociale. Au sein de l'utilitarisme, il est possible de choisir entre utiliser l'étalon monétaire ou non. Plus aucun économiste ne croit que la monnaie est un voile neutre comme pouvaient le penser Adam Smith ou David Ricardo. C'est un étalon de mesure qui a, heureusement ou malheureusement, des propriétés lui-même. Enfin, parfois, on peut aller vers le marché. L'évaluation économique ne consiste pas à évaluer le potentiel marchand d'un mécanisme libéral avec mise en place d'acteurs en concurrence. L'économie est beaucoup plus large. Que l'on soit monétaire

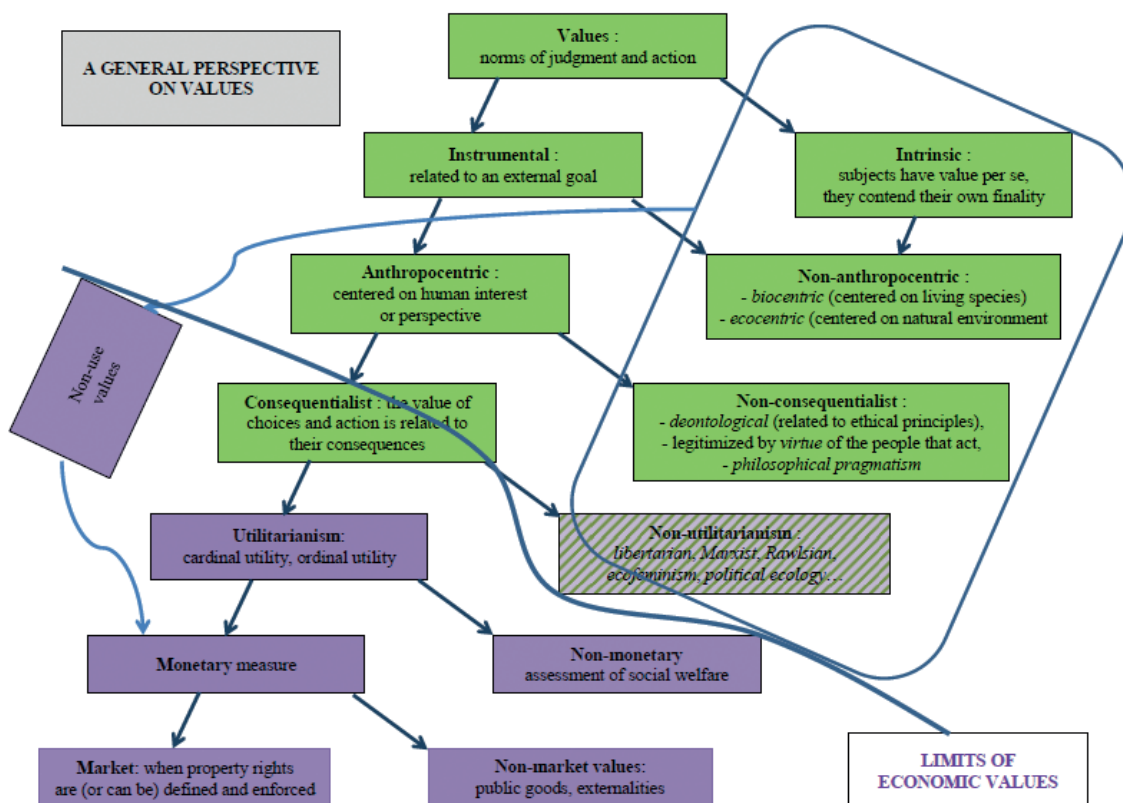


figure 2. Une perspective générale des valeurs.

ou pas, qu'il y ait des marchés ou pas, ce n'est pas discriminant pour savoir si l'on est dans l'économie. Ce qui est discriminant est ce qui est situé au-dessus de la ligne bleue (figure 2).

Les valeurs de non-usage (figure 2) ont été une révolution dans la pensée économique à partir des années 60 mais surtout des années 80. Elles correspondent à l'idée que pour évaluer de façon pertinente les actifs naturels et d'autres choses, notamment dans le monde culturel ou les actions sociales, il fallait dépasser les valeurs d'usage, qui étaient le vieux cadre de l'analyse économique depuis Adam Smith et David Ricardo, pour rentrer dans des valeurs. C'est un peu une provocation de les appeler « non-usage » sur cette figure. L'idée est d'avoir un usage passif – terme parfois employé pour les désigner – c'est-à-dire un intérêt à préserver des choses sans avoir le souci d'en faire une utilisation ou une pratique de consommation.

Évaluer économiquement la biodiversité

Au regard de ces premiers éléments, peut-on sérieusement penser que l'on peut évaluer la biodiversité et les services écosystémiques en termes économiques ? Deux critiques sont récurrentes. La critique de naïveté, c'est-à-dire : « Les économistes veulent appliquer leurs outils à un nouveau champ. On va les laisser jouer mais cela aura peu

de conséquences. » Et une critique beaucoup plus fréquente qui reflète un certain cynisme : « Si l'on rentre dans l'évaluation économique, on va avoir une vision totalement biaisée des enjeux, vendue à quelques intérêts terribles et cachés, et tout cela va être l'objet de grandes manipulations. » La seule réponse sérieuse que l'on peut apporter, c'est : si vous avez peur d'être manipulés, formez-vous et apprenez à détecter les manipulations.

Dans la suite de l'exposé, on va essayer d'être sûr que l'on s'entend bien sur la nature de la question que l'on pose lorsque l'on veut évaluer les services écosystémiques et essayer d'échapper aux fantasmes qui nous empêchent de réfléchir.

Il suffit d'ouvrir la presse, les rapports gouvernementaux ou autres et vous allez sans arrêt voir tomber des tas de chiffres en vrac à la signification parfois un peu mystérieuse ; j'en ai illustré quelques-uns qui sont sortis, soit de l'étude TEEB, soit qui entrent dans les comptes de la nation. Tous les ans, les comptables publics en France calculent combien on dépense pour la biodiversité et qui le dépense – l'État, les associations, les collectivités, les entreprises. On a donc des chiffres. La question est : est-ce que nous comprenons bien ce que mesurent ces chiffres ? Pour comprendre cela, justement, quelques petits rappels peuvent être utiles – désolé pour ceux qui connaissent cela par cœur.



L'érosion de la biodiversité coûte entre 1 350 et 3 100 d'euros par an (Sukhdev et al., 2010)

Estimation des coûts de l'inaction (Estimation des coûts de l'inaction: 13938...) 13938 milliards d'euros pour la période 2000/2050, soit 7% du PIB mondial par an en 2050 (TEEB, 2010)

Dépenses de la protection de la biodiversité (France) : environ 1,9 M d'euros (dont 316M d'euros de l'État, 1M d'euros des collectivités, 372M d'euros des entreprises et 156M d'euros de financements divers (Rapport des comptes de l'environnement 2012, sur données 2010)

La biodiversité : un bien non marchand

La biodiversité ne s'échange pas sur des marchés, la plupart des services écosystémiques non plus. S'il n'y a pas d'indicateur observable, cela signifie-t-il qu'ils n'ont pas de valeur dans la société ? Il faut distinguer trois notions qui se ressemblent un peu car on les exprime en monnaie : la valeur (économique), les coûts et les prix.

- › La valeur. Elle traduit l'importance que la société ou les individus attachent aux choses. Pour la théorie économique standard, la valeur repose sur les préférences des agents ; ce sont eux qui ressentent et expriment des hiérarchies qui reflètent ce qui est le plus important à leurs yeux.
- › Les prix. Tout le monde a l'impression de savoir ce qu'est un prix. En France, la législation oblige les vendeurs à les afficher. Ce n'est pas partout le cas. Sur les marchés de nombreux pays en développement, les prix ne sont pas affichés et il faut alors 'marchander'. Ces négociations reflètent le fait que les prix sont les variables d'arbitrage entre offre et demande.
- › Le coût. C'est l'effort qu'il a fallu consentir pour obtenir les services considérés. Les économistes l'approchent en général par la notion de coût d'opportunité, c'est-à-dire le coût de la meilleure opportunité alternative à laquelle il a fallu renoncer pour obtenir ce que l'on voulait. Si vous voulez avoir une forêt en bon état, vous devez renoncer à couper les arbres et sans doute respecter un ensemble de contraintes. Vous ne pouvez pas avoir en même temps le bois et la forêt ; le coût d'en obtenir un est de renoncer aux autres.

Est-ce que la valeur, les prix et les coûts ont une relation simple qui permettrait de dire « Quand j'en connais un, je sais où je suis par rapport aux autres » ? Généralement pas. Le seul cas où il y a une hiérarchie simple, c'est quand il y a un marché concurrentiel. Pour la biodiversité et de nombreux services non-marchands, la relation entre valeurs, prix et coûts va donc dépendre des situations (figure 3). On ne dispose de prix observables que si

les services font l'objet de transactions (c'est le cas de certains services). Pour les coûts et les valeurs, cela dépend. Dans certains cas, un écosystème, un service a beaucoup plus de valeur que ce à quoi on doit consentir pour le maintenir et dans d'autres cas, non. Le fait que, comme le souligne Robert Constanza dans la phrase que j'ai mise en exergue, les hommes aient, depuis des siècles, transformé les écosystèmes pour faire de l'agriculture, de l'habitat, de la communication, etc., signifie que, le plus souvent implicitement, ils ont évalué qu'il valait mieux le détruire que le garder parce que ce qu'ils en tiraient en le détruisant avait plus de valeur à leurs yeux.

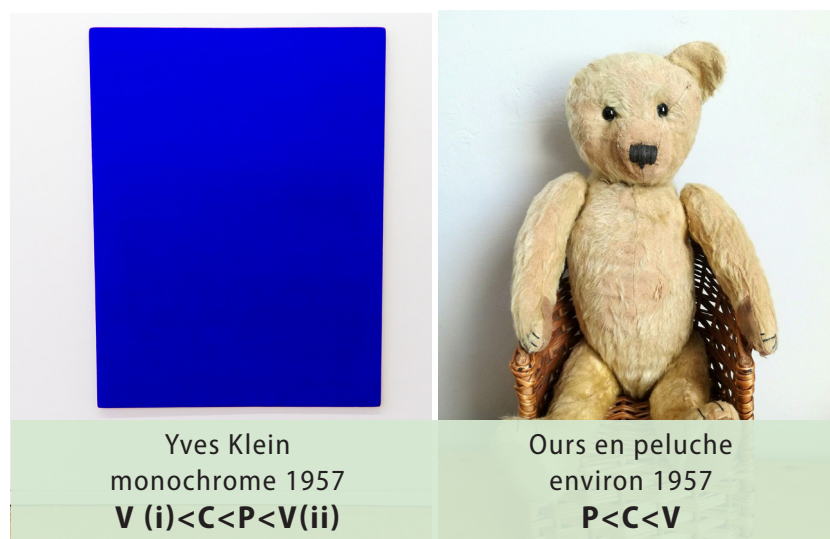


Figure 3. V = valeur, P = prix, C = coût (© Frodnesor, © Ours en peluche 2019).

Évaluer la biodiversité dans une perspective économique

Revenons sur la conception économique de la valeur. On a vu qu'elle était anthropocentrée, instrumentale, conséquentialiste et utilitariste. Je voudrais ajouter deux lignes à la caractérisation de l'évaluation économique. Premièrement, aujourd'hui, les théories de la valeur sont très largement subjectives. Cela n'a pas toujours été le cas et trouver un fondement objectif à la valeur économique, comme avec la valeur-travail, est une tentation récurrente que les questions d'environnement ne pouvaient que raviver (analyses énergétiques, empreintes écologiques ou carbone...). Une valeur subjective est manipulable par le marketing, par le débat politique ; donc on sent bien que l'on entre sur un terrain mouvant. Dans le cas de la biodiversité, c'est pire parce qu'en plus d'être mouvant avec des préférences qui peuvent changer en fonction de l'information et des effets de mode, il y a un problème de compréhension. Même les spécialistes ne sont pas totalement sûrs de maîtriser le fonctionnement et tous les mécanismes à l'œuvre dans la biosphère permettant d'assurer la pérennité des services dont



on bénéficie. Se dire que l'on va s'appuyer sur les préférences de consommateurs plus ou moins bien informés pour fonder la valeur, c'est un vrai problème. Dernier point, l'approche moderne de la valeur est marginaliste. Le marginalisme a été une révolution dans la pensée économique du début du XX^e siècle, qui, en renonçant à s'appuyer sur une approche cardinale de l'utilité, a permis – entre autres choses – de ne plus avoir à définir de points de référence. C'est ce qui fonde l'ambiguïté de l'affirmation de Robert Scholes dans l'introduction. Où se situe le zéro ? C'est la fin du monde ? Le niveau minimal de survie (de qui) ? Où est-on là-dedans ? Cette question est non seulement compliquée, mais surtout d'un intérêt limité. Pour éclairer les choix, ce qui importe a priori, ce sont les variations d'utilité « à la marge » de l'existant. Le marginalisme consiste à comparer les variations d'utilité liées aux différentes options des choix. Ce qui permet de mieux comprendre que l'évaluation économique n'est pas une mesure par rapport à une référence fixe, comme on peut en faire en sciences de la nature, mais une mesure relative, une comparaison.

Les valeurs économiques, en général, ne portent pas sur des objets, malgré les glissements sémantiques qui font que l'on peut entendre, par exemple : quelle est la valeur de l'aigle de Bonelli dans les garrigues montpelliéraines ? Cette phrase n'a aucun sens. Ce que l'on peut évaluer, ce sont des variations et donc, souvent, des actions. Quelle est la valeur de telle action de protection de l'aigle de Bonelli qui permettrait de faire varier le nombre de couples nicheurs ou bien la probabilité de maintien de l'espèce dans tel espace ? Il devient ainsi possible de construire une évaluation en comparant la situation après l'action de protection avec la situation antérieure. Avec la biodiversité, on est toujours dans l'évaluation d'actions ou de choix, et dans la comparaison des situations qui en résultent.

Quelles valeurs s'agit-il de quantifier ?

Quelle est la relation entre l'évaluation et le marché ? Elle est moins claire que ce que croient les gens qui ne l'ont pas regardée. À priori, lorsqu'il y a un marché, personne n'a besoin d'évaluation. On fait rarement des évaluations économiques pour savoir combien valent ou devraient valoir les tee-shirts ou les scooters. Les gens qui les vendent font des études de marché pour savoir à combien ils peuvent vous les vendre, mais ce n'est pas une évaluation économique. Quand il y a un marché, il y a un prix et si le bien en question est un bien reproductible qui ne pose pas de grands problèmes de société ou d'éthique, le prix est un indicateur qui peut suffire. Si l'on vous demande le prix du Château de Versailles, là, cela devient plus compliqué car on sent bien qu'il

s'agit de quelque chose d'unique, irremplaçable s'il était détruit ou rasé – on pourrait toujours faire une copie mais cela ne serait pas le même. D'ailleurs, il n'y a pas de marché.

L'évaluation est plutôt une alternative au marché lorsqu'il s'agit de justifier des choix publics, des formes d'organisation ou de l'action collective. Par ailleurs, il est bien clair que l'évaluation économique ne cherche pas à donner une valeur à la nature, elle cherche à fournir des éléments d'arbitrage dans des choix entre deux stratégies de développement, deux occupations de l'espace, voire deux actions de conservation de la nature.

Les enjeux d'une évaluation des SES

La biodiversité est-elle un bien économique ?

La biodiversité n'est pas un bien économique. C'est une propriété émergente des écosystèmes. Pour l'analyse économique, s'agit-il d'un bien public au sens où on l'entend habituellement, c'est-à-dire un bien qui doit faire l'objet d'une régulation par l'action publique – même si après, il est géré par le privé – parce qu'il y a non-rivalité – c'est-à-dire que le fait que vous l'utilisiez ne prive personne, comme les émissions radio – et il y a non-exclusion – la définition de droit exclusifs (propriété) est difficile ou impossible, comme pour la beauté d'un paysage, par exemple. Les exemples sont toujours imparfaits : la beauté d'un paysage dépend de la pluralité des propriétaires fonciers qui ont fait des choix et ont aménagé un territoire. Ce n'est pas directement appropriable. Est-il souhaitable que ce soit approprié ? Le marché est une forme de régulation souvent efficace, mais elle n'est clairement pas adaptée à tout et il y a donc des aspects de la biodiversité où l'on ne voit pas comment un marché pourrait être un régulateur pertinent. Ce n'est pas possible pour tout. Ce n'est pas souhaitable pour tout. Le domaine de pertinence de la régulation marchande a varié et continuera à changer avec l'évolution des techniques et des sociétés. S'agissant des services retirés des écosystèmes : ils s'expriment à différents niveaux et, s'il est acceptable que certaines variations marginales de l'état des écosystèmes puissent être compensées ou substituées par des moyens artificiels, il est difficilement imaginable que la substitution soit possible à grande échelle. On comprend donc que l'inquiétude se situe au niveau des incertitudes sur les seuils de basculement (« tipping points »).



Biodiversité / écosystèmes : que peut-on évaluer ?

Si vous avez la curiosité d'aller visiter les sites Internet qui recensent les évaluations économiques environnementales, vous trouverez des milliers de travaux qui portent sur une grande diversité d'objets. Cependant, depuis 10-15 ans, depuis le Millennium Ecosystem Assessment, la notion de services écosystémiques s'est imposée car elle correspond à une vision utilitariste de la relation à la nature. Cette notion est cependant très critiquée. Si on y voit une simple métaphore, comme l'a écrit Robert Norgaard (Norgaard, 2010), qui permet de souligner que la nature nous est réellement utile et nous rend des services, cela peut être intéressant. Les conservationnistes qui ont choisi cette stratégie pour légitimer la préservation de la nature, voulaient montrer que la nature peut nous apporter plus que les intérêts économiques qui conduisent à la détruire. Mais, les services écosystémiques peuvent aussi être des œillères qui focalisent l'attention sur le service final, en ignorant la complexité des processus écologiques nécessaires à leur pérennité. Un deuxième débat est que la vision utilitariste de la nature n'épuise pas les raisons que l'on peut avoir de protéger la nature et de s'intéresser à la nature dans une société. En termes de services, les abeilles sont beaucoup plus importantes que les lémuriers et les écosystèmes uniques des parcs nationaux ont sans doute moins d'intérêt que des ripisylves banales qui gèrent les inondations.

Évaluation par les services écosystémiques

La notion de services écosystémiques émerge à la fin des années 1970. Elle a obtenu une reconnaissance académique vingt ans plus tard, avec la publication en 1997 de l'ouvrage coordonné par G. Daily (Daily *et al.*, 1997) et de l'article polémique de Costanza et coll. dans la revue *Nature* sur la valeur des écosystèmes à l'échelle mondiale (Costanza *et al.*, 1997). Pour mémoire, ils évaluent les services rendus par les écosystèmes entre 1 et 3 fois le produit brut mondial ; ce qui, au-delà de sérieuses limites méthodologiques, constituait une belle provocation. Les services écosystémiques sont devenus une catégorie suffisamment standardisée pour s'installer durablement dans les demandes institutionnelles avec le Millennium Ecosystem Assessment (MEA: Reid *et al.*, 2005), à travers la grille des quatre groupes de services : d'approvisionnement, de régulation et culturels, soutenus par des fonctions support (figure 4).

C'est également dans le MEA qu'on trouve le schéma de la figure 5 qui synthétise comment les services écosystémiques représentés comme des productions de la nature contribuent aux principaux facteurs contribuant au bien-être humain. Du point de vue des services, de la façon dont nous en bénéficions et de la façon dont nous prenons conscience que cela a de la valeur pour nous, le point le plus important de ce schéma est celui entouré en rouge : la liberté de choix. Si l'on vit dans une société qui, du fait de l'histoire des technologies et de ses institutions, a tout misé sur une seule façon de faire, sans avoir développé d'alternative possible, la question de l'évaluation n'a plus d'intérêt, car quoi qu'il se passe, on ne pourra ni changer ni s'adapter. En cas de problème grave, on coule, comme le Titanic. Le vrai enjeu de ce tableau, c'est de se dire que quoi que vous pensiez de la valeur des cases, pensez à préserver une liberté de choix. Si vous produisez toute l'électricité avec une seule technologie qui a un problème, demandez-vous ce qui se passera si vous êtes obligés de l'arrêter. Si vous avez un seul modèle d'agriculture, demandez-vous ce qui se passera si ce modèle vient à manquer d'une de ses ressources fondamentales. C'est la liberté de choix qui est essentielle à préserver et ce n'est pas une question facile.

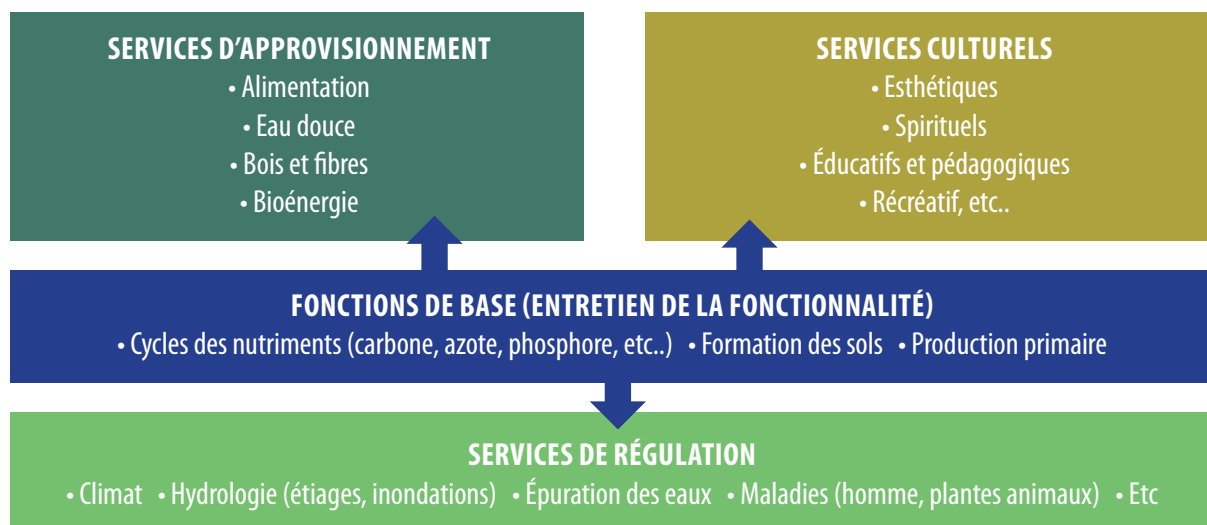
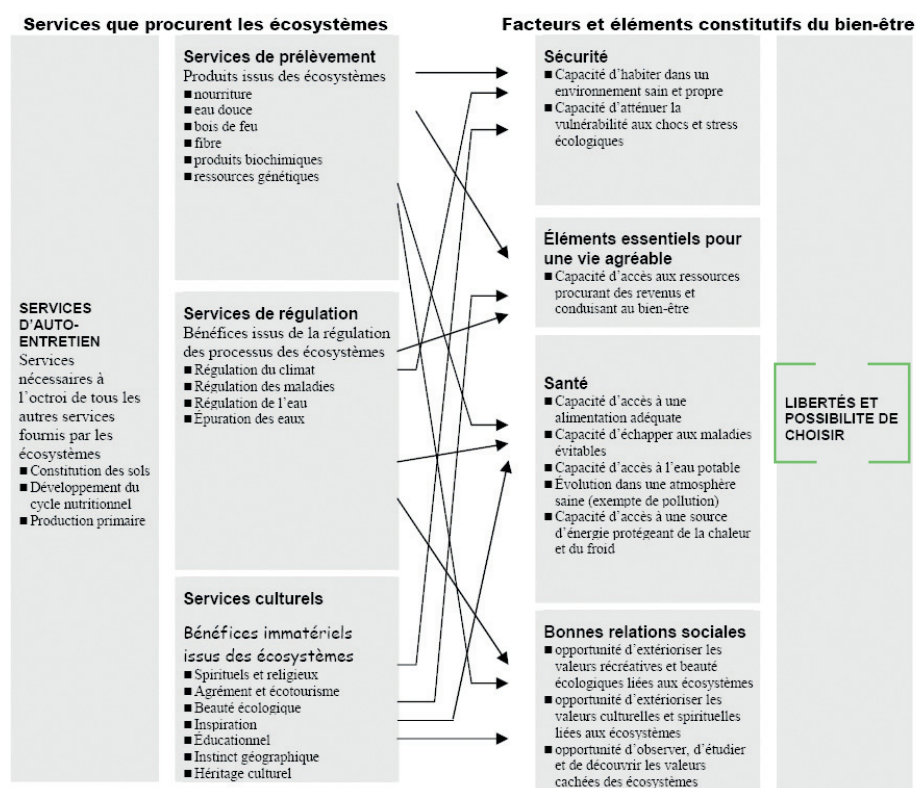


figure 4. Typologie de grands types de services écosystémiques.



La liberté de choisir suppose l'existence d'alternatives, notamment techniques, mais aussi politiques, économiques, culturelles... C'est aussi une façon d'approcher la question de la valeur économique

Figure 5. Les bénéfices retirés des écosystèmes et leurs liens avec le bien-être humain. Source : Millenium Ecosystem Assessment (Reid et al., 2005).



La figure 6 a été réalisée par deux collègues néerlandais dans une étude européenne. Elle propose une représentation à main levée du potentiel d'écosystèmes à fournir les principales catégories de services en fonction de leur niveau d'anthropisation. La forme de chaque courbe est intéressante à suivre, même si elle ne représente qu'une hypothèse de travail. Il est intéressant de noter que les quatre courbes sont construites dans le même référentiel : on peut dessiner une courbe en représentant la somme. On doit donc s'interroger sur l'unité représentée sur l'axe des ordonnées, car, les services étant très hétérogènes, c'est inévitablement une unité de valeur.

Comment attribuer une valeur aux services écosystémiques ?

La réponse est résumée par la figure 7, due à deux chercheurs anglais, qui montre un processus en plusieurs étapes en cascade. À partir d'écosystèmes fonctionnels, on identifie des fonctions et des processus, base bio-physique des services qu'il faut qualifier de « potentiels ». La case bleue désigne les avantages qui traduisent le fait que des populations utilisent des services ou s'en passent. L'histoire des sociétés industrielles peut s'écrire à travers leurs choix de s'autonomiser plus ou moins de services de la nature variables et pas très fiables. Si on a vraiment besoin de pluies à une période donnée, autant faire de l'irrigation. Aujourd'hui, cela va très loin puisque certains biologistes sont tentés de ne pas se soucier de la conservation de la biodiversité existante et d'investir dans la production d'une biodiversité de synthèse vraiment adaptée à nos besoins. Il serait peut être prudent de faire cela sur Mars et, si cela marche bien, on discutera.

Une fois les avantages identifiés, leur « valeur » est très lié à notre dépendance, c'est-à-dire à notre

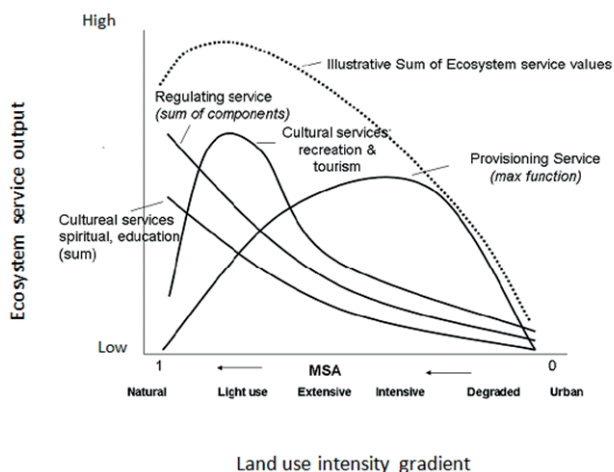


Figure 6. Relation entre les différentes catégories de services écosystémiques et le degré de transformation des écosystèmes. Dessin « à main levée » (MSA = Mean Species Abundance) Source : Braat et Ten Brink, 2008, étude pour l'Union Européenne.

incapacité à trouver des substituts si on en était privés. À l'issue de ces étapes, la question est : « Quelle importance cela a-t-il pour moi ? En quoi en suis-je dépendant ? Que suis-je prêt à consacrer de mon revenu pour préserver cet avantage ? »

La notion de valeur économique totale (VET)

Qu'est-ce qu'une évaluation économique ? C'est mesurer un ou plusieurs indicateurs qui ont la dimension de prix, généralement pour comparer différentes options d'action ou programmes publics. L'idée est d'apprécier les variations de bien-être des populations affectées par ces actions ou, ici, par les changements induits dans l'état de la biodiversité.

Dans les situations mettant en jeu l'environnement naturel, les économistes ont pris conscience de l'importance d'élargir la notion économique de valeur au-delà des classiques valeurs d'usage. On désigne cette valeur élargie par la notion de Valeur Économique Totale (VET) qui n'est pas, comme son nom peut le laisser croire, la valeur totale de la nature, mais la somme des raisons que l'on peut avoir de préférer un état des écosystèmes à un autre. Le total porte sur les raisons et pas sur la quantité de nature d'où l'ambiguïté de la citation de R. Scholes dans l'introduction. La valeur totale de la nature n'aurait aucun sens économique. On peut, en revanche, évaluer – on peut essayer en tout cas – la valeur économique totale ou la perte économique totale liée à un changement de tracé pour une infrastructure de transport, par exemple.

Qu'est-ce que la valeur économique totale ? L'idée apparaît dans un article de John V. Krutilla de l'American Economic Review (Krutilla, 1967) qui souligne l'importance de dépasser les valeurs d'usage, et même la valeur d'option proposée 3 ans plus tôt par B.A. Weisbrod (Weisbrod, 1964) pour justifier le constat d'un consentement à payer pour préserver des options futures de choix, et aller vers ce que l'on appelle, aujourd'hui, les valeurs d'existence et les valeurs de non-usage, c'est-à-dire les raisons que l'on peut avoir de préserver la nature sans souci d'usage mais pour la léguer, pour la pré-

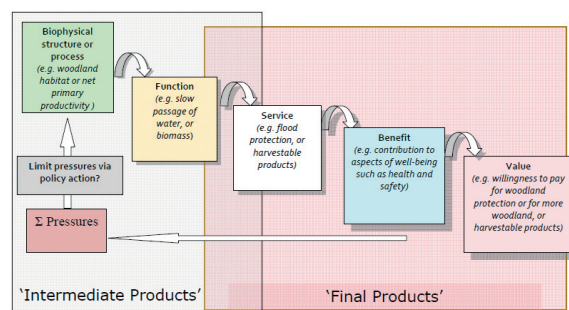


Figure 7. La cascade des services écosystémiques. Adapté de Haines-Young and Potschin (2010).

server par altruisme envers nos contemporains. La VET regroupe ainsi quatre catégories de valeurs :

- › La valeur d'usage direct, liée à un usage effectif reposant sur l'interaction directe de l'agent avec l'actif (ressource, récréatif...)
- › La valeur d'usage indirect, liée à un usage effectif n'impliquant pas d'interaction avec l'actif (gestion des flux et des fonctionnalités)
- › Les valeurs d'option qui reflètent l'intérêt de préserver des options de choix pour des usages futurs potentiels
- › Les valeurs de non-usage, relatives à des actifs qui ne seront jamais utilisés (valeur de legs, valeur d'existence...).

Pourquoi faudrait-il agréger ? Pourquoi faut-il une valeur totale ? Car sinon, ce serait une erreur de calcul : si vous ne prenez qu'une partie, votre évaluation est simplement fautive. Imaginons qu'il y ait deux endroits possibles pour un nouvel aéroport en banlieue parisienne : les jardins de Versailles et le parc d'Euro Disney. Si vous vous demandez lequel des deux va coûter plus cher à détruire, si vous le regardez en termes de valeurs d'usage, Euro Disney doit être largement en tête. En revanche, pour Euro Disney, on pourrait reconstruire le même 10 kilomètres plus loin alors que Versailles, 10 kilomètres plus loin, ne sera plus du tout Versailles. La valeur de non-usage est donc une notion importante pour discriminer entre des actifs qui ne sont pas de même nature.

Quand on calcule la VET, il faut évidemment comparer des situations qui sont chacune cohérente dans leurs différents attributs.

Il importe évidemment de bien comprendre la signification de chacune de ces catégories. Cela est particulièrement important pour les valeurs de

non-usage qui ont fait l'objet de multiples débats, certains auteurs considérant qu'il ne s'agit pas vraiment d'économie, mais plutôt d'une tentative – périlleuse – de traiter en termes économiques des valeurs qui relèvent de préférences citoyennes ou de valeurs collectives.

Au total, on rencontre fréquemment dans la littérature scientifique ou experte un schéma comme celui de la figure 8 qui propose une présentation simple des valeurs d'usage (en bleu) et de non-usage (en jaune). Ici, j'ai ajouté en vert une brève synthèse de valeurs qui ne peuvent entrer dans ce schéma car il ne s'agit pas de valeurs économiques ; elles ne sont même pas anthropocentriques. On les trouve sous de multiples appellations, mais souvent comme « valeurs écologiques », pour les valeurs « instrumentales » qui reflètent l'idée d'interdépendances écologiques, et comme valeurs « intrinsèques » qui traduisent l'idée que toute forme de vie représente une fin en soi.

La question de l'incommensurabilité

La possibilité de ramener la diversité des valeurs que mobilisent notre psychologie et nos représentations de la nature dans un cadre unifié et unidimensionnel soulève d'évidentes difficultés parfois résumées par la notion d'incommensurabilité des valeurs (on ne peut pas les mesurer l'une par rapport à l'autre). Cette question est, évidemment, un problème central pour l'évaluation économique. On la retrouve dans le débat sur les différentes façons de conceptualiser la soutenabilité. De façon plus limitée, elle s'oppose à la monétarisation des valeurs liées aux services écosystémiques : « On ne sait pas vraiment ce que mesurent les valeurs issues des Analyses Coûts-Avantages » ; « Certaines valeurs ne peuvent être mesurées en termes monétaires » ; « La mesure

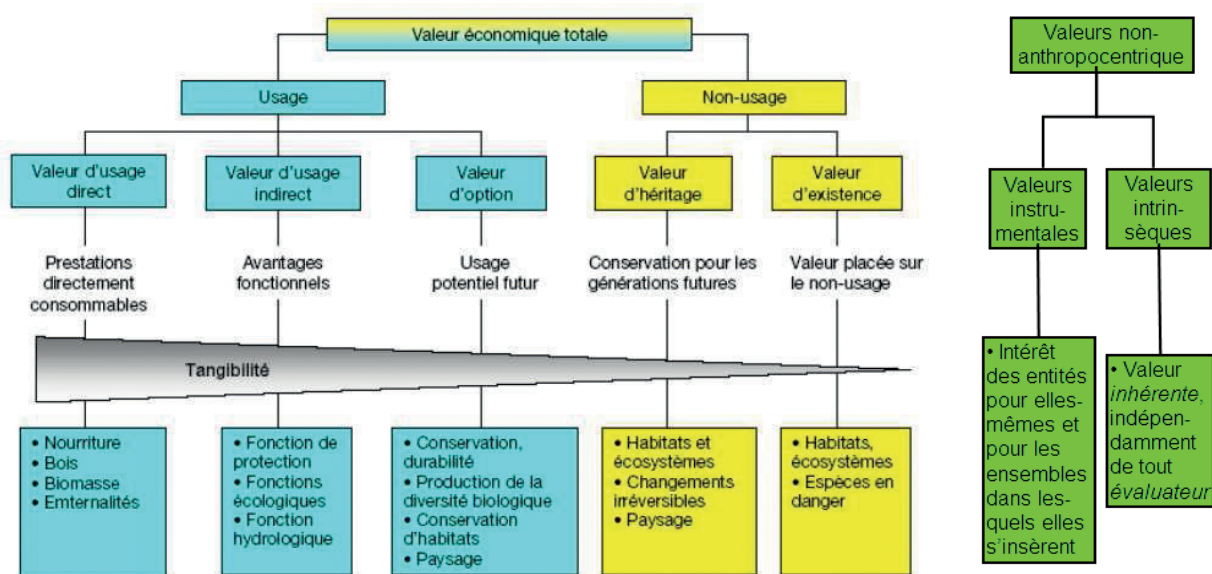


Figure 8. Les composantes de la valeur économique totale (VET) : une synthèse ? Sources : CAS (2008) et Turner et al. (2003).

en termes monétaires entraîne la corrosion : la corruption de certaines valeurs ». Ces difficultés, bien réelles, doivent cependant être résolues lorsque la société doit faire des choix, si embarrassants soient-ils (exemple : « quels milieux artificialiser pour l'emplacement d'une maternité ? »). Les préférences dites « lexicographiques » ne sont pas forcément une alternative crédible ou attrayante (comment hiérarchiser des principes éthiques ?). En outre, dès lors que les enjeux restent circonscrits, l'observation des comportements réels montre que les sujets savent généralement arbitrer entre les enjeux qui les concernent. La question de l'incommensurabilité est bien réelle, mais il semble illégitime de la mobiliser pour des choix d'aménagement dont les conséquences restent maîtrisables.

Pourquoi évaluer des actifs non marchands ?

Il semble inévitable de se demander pourquoi se lancer dans des évaluations qui soulèvent autant de difficultés. On peut admettre avec plusieurs auteurs que : des valeurs dont la significativité est controversée n'apportent pas de clarification aux débats ; elles peuvent même le bloquer en créant l'illusion d'une connaissance assurée (en tant que co-auteur de l'évaluation du service de pollinisation, je peux en défendre l'intérêt, mais je connais les limites de notre résultat trop médiatisé). La vraie question est d'apprécier l'intérêt de l'évaluation économique au regard de ses alternatives (les choix se font, avec ou sans, le plus souvent sans). Les alternatives ne sont pas plus satisfaisantes et on constate justement que, depuis une décennie ou plus, la plupart des évaluations concrètes ont été réalisées à la demande des décideurs qui cherchaient à éclairer ou à légitimer les choix.

Bien que la réalité de la mobilisation des évaluations économiques pour des choix collectifs ait été discutée, on peut distinguer trois types de situations dans lesquelles elles peuvent jouer un rôle.

- › L'approche coût-efficacité vise à déterminer les façons efficaces d'atteindre un objectif donné. Elle peut être mobilisée pour comparer différentes mesures de conservation, sous réserve que des critères puissent être définis pour caractériser des classes d'équivalence.
- › La logique coûts-avantages vise à comparer des options qui n'atteignent pas le même objectif et ce sont donc ces objectifs qui sont comparés à l'aune de leurs coûts et avantages respectifs. Cette logique peut permettre de comparer la pertinence d'actions de conservation avec d'autres mesures concourant au bien-être social (par exemple avec d'autres services comme la santé, l'éducation ou même des activités

récréatives).

- › Enfin, devant les difficultés bien réelles qui limitent la possibilité d'atteindre ces deux premiers objectifs, les évaluations sont le plus souvent utilisées pour enrichir les analyses socio-économiques préalables à des choix, sans réelle prétention à constituer un cadre d'analyse intégré.

De multiples méthodes, aux objectifs différents et qui restent controversées

Les méthodes basées sur des coûts (restauration, remplacement...) ne se situent pas dans une perspective coût-avantage, mais coût-efficacité (l'objectif implicite est le maintien de l'existant ou la compensation des pertes).

Les méthodes basées sur des préférences révélées mesurent a priori des valeurs d'usage effectif, généralement direct ; elles intègrent implicitement les arbitrages, notamment budgétaires, des agents.

Les méthodes basées sur les préférences déclarées sont donc les seules qui permettent d'approcher la VET. Quelques études se sont efforcées de distinguer la part des valeurs de non-usage dans les consentements à payer et ont mis en évidence qu'elles pouvaient représenter une part prépondérante. Certains auteurs ont remis en cause le fait qu'il s'agisse de valeurs économiques, mais plutôt : des choix citoyens ou éthiques, des dons charitables... Cependant les économistes n'ont jamais accès à la « vraie » valeur et, pour discuter ces points, il faudrait pouvoir les confronter à des approches alternatives.

Les résultats obtenus par des méthodes différentes ne sont donc pas directement comparables/comensurables et leur agrégation (si l'on mesurait, par exemple, des valeurs d'usage par des préférences révélées et de non-usage par des préférences déclarées) est, au mieux, délicate.

L'ensemble de ces méthodes est confronté à des difficultés qui les ont longtemps discréditées aux yeux des économistes (et elles restent peu considérées dans le monde académique). Ce sont essentiellement des demandes institutionnelles ou légales (comme l'obligation de justifier les dépenses publiques en évaluant les avantages qu'elles permettent, par exemple pour l'Endangered species act aux USA) qui ont suscité leur développement à partir des années 1980. La controverse sur l'évaluation des dommages dans l'affaire Exxon-Valdez a conduit à préciser les procédures acceptables pour les préférences déclarées (Arrow *et al.*, 1993) qui a conduit à préférer les transferts de valeur à des études conduites sans moyens suffisants et,

"If our purpose is to conserve these (ecosystem) services, valuation is to a large extent non pertinent. (...) in the matter of nature protection, valuation is neither necessary, nor sufficient. We conserve many things that we don't evaluate and little of those we value"

Geoffrey M. Heal

ensuite, au développement des analyses conjointes (comme le Choice Modelling).

L'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques soulève de multiples questions

Les évaluations économiques des services écosystémiques ont donné lieu à une production assez importante dont les objectifs sont multiples, pour ne pas dire disparates. Les travaux proposant des évaluations à très grande échelle, que ce soient l'article provocateur de Costanza et al (Nature, 1997) ou les projets plus institutionnels comme le projet européen à l'échelle mondiale TEEB ou en France l'EFESE (Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques), ont rencontré des limites sérieuses et se sont ramenés à des objectifs plus réalistes. Pour autant, l'évaluation des services ne peut se limiter à l'analyse des coûts de la conservation qui ne dit rien sur la pertinence des objectifs poursuivis. On peut d'ailleurs s'interroger sur les motivations des opposants aux évaluations : s'agit-il toujours de préoccupations éthique ou parfois d'éviter de mettre en lumière l'irrationalité de certains choix ? On peut noter que, malgré leur rapprochement dans certains discours, il y a peu de liens logiques ou pratiques entre les évaluations et les nouvelles formes (il en existe évidemment de très anciennes, comme les pêcheries ou la foresterie) de marchandisation de la nature.

Enfin, pourquoi évalue-t-on la biodiversité ?

La citation ci-contre de Geoffrey Heal visait à souligner que si le but est la conservation, les évaluations n'étaient pas une finalité. L'important est d'agir et si l'évaluation sert à mieux agir, c'est très bien. Si l'évaluation ne sert qu'à occuper des économistes ou des bureaux d'études, elle ne sert à rien. Ma conclusion est donc que la fonction des évaluations est d'éclairer les décisions ; elles ne peuvent pas se substituer aux décisions qui relèvent de l'art politique. Tout décideur est tenté de présenter ses choix comme la seule politique possible en disant : « L'économie montre que je n'ai pas le choix. ». Le rôle des décideurs, surtout lorsqu'ils sont démocratiquement élus, est d'arbitrer entre les différents intérêts et de le faire en maîtrisant le temps. Pourquoi depuis 10-15 ans nous sommes-nous mis à nous intéresser à ces questions ? Parce qu'il y a une prise de conscience que nous approchons et que nous avons peut-être dépassé des seuils critiques. Les écosystèmes sont devenus des biens rares, sources de services rares et l'idée de les soumettre à la clarification de l'analyse économique est devenue tout aussi importante que d'arbitrer sur les investissements ou le travail.

Parmi ces choix, la biodiversité 'ordinaire', c'est-à-dire non pas simplement les monuments naturels et des espèces ou espaces charismatiques qui ont souvent été la priorité des politiques de conservation, doit prendre une place plus importante. Il faut mieux étudier la biodiversité qui contribue à ces services, qui, au quotidien, à travers le fonctionnement des forêts ou des prairies, dans la microflore des sols ou autres, rend notre vie possible.

Mon dernier mot sera pour souligner que l'évaluation économique est un moyen d'articuler les échelles : il est très important que les acteurs locaux puissent s'exprimer et confronter leurs points de vue ; mais il me paraît erroné de penser que les acteurs locaux détiennent toujours la vérité. Il est parfois important d'intégrer les enjeux locaux à des contextes beaucoup plus larges et le cadre de l'évaluation économique permet de le faire assez facilement et en traitant les différents niveaux à parité. Il ne faut donc pas s'en priver et l'évaluation économique permet de justifier ensuite la mise en place de politiques publiques qui les articuleront dans les choix et dans la façon de les gérer. Il me semble qu'il y a pas mal d'enjeux de travail et donc beaucoup de choses à faire pour les années à venir.

Références bibliographiques

Arrow, K., Solow, R., Portney, P. R., Leamer, E. E., Radner, R., & Schuman, H. (1993). Report of the NOAA panel on contingent

valuation. *Federal register*, 58(10), 4601-4614.

Centre d'Analyse Stratégique (2008), *La valeur du vivant : quelle mesure pour la biodiversité ?* La note de veille, n° 89, février.

Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B.,... & Raskin, R. G. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253.

Daily, Gretchen C., *et al.*, (1997). *Nature's services*. Island Press, Washington, DC, Haines-Young, R., & Potschin, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. *Ecosystem Ecology: a new synthesis*, 1, 110-139.

Krutilla, J. V. (1967). Conservation reconsidered. *The American Economic Review*, 57(4), 777-786.

Ministère de l'Écologie et du Développement durable (2015). *Les comptes de l'économie de l'environnement en 2012*, mars 2015 (les Comptes de l'économie de l'environnement sont publiés tous les ans par les services du Ministère e charge de l'environnement).

Norgaard, R. B. (2010). Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. *Ecological economics*, 69(6), 1219-1227.

Reid, W. V., Mooney, H. A., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S. R., Chopra, K.,... & Kasperson, R. (2005). *Ecosystems and human well-being-Synthesis: A Report of the Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press.

Sukhdev, P., Wittmer, H., Schröter-Schlaack, C., Nesshöver, C., Bishop, J., Brink, P. T.,... & Simmons, B. (2010). *The economics of ecosystems and biodiversity. Mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*. UNEP, Geneva (Switzerland).

TEEB (Kumar, P., ed.) (2012). *The economics of ecosystems and biodiversity: ecological and economic foundations*. Routledge.

Turner, R. K., Paavola, J., Cooper, P., Farber, S., Jessamy, V., & Georgiou, S. (2003). Valuing nature: lessons learned and future research directions. *Ecological economics*, 46(3), 493-510.

Weisbrod, B. A. (1964). Collective-consumption services of individual-consumption goods. *The Quarterly Journal of Economics*, 78(3), 471-477.

02



Gérer les services écosystémiques Le cas de l'eau et des milieux aquatiques

Jean- Pierre Amigues
TSE-Lerna-Inra

Les services écosystémiques

Un champ d'étude en pleine expansion

Le champ d'étude des services écosystémiques est actuellement en pleine expansion. Initié par la tentative de Costanza et ses coauteurs de mesurer la valeur de la biodiversité à l'échelle mondiale, son développement culmine aujourd'hui avec la mise en place de l'IPBES, la plate-forme intergouvernementale pour la biodiversité et les services écosystémiques. Cette institution est chargée de produire périodiquement des rapports sur l'état de la biodiversité dans le monde, les pressions qu'elle subit et les valeurs économiques associées.

Il faut le dire et le redire, la notion de « services écosystémiques » n'est pas un concept scientifique au sens usuel du terme. C'est ce que le jargon européen appellerait un « mapping tool », un outil de repérage, et que nous appellerions en français, une plate-forme d'intégration de connaissances. Elle a pour but d'organiser un double dialogue autour des enjeux de la protection des environnements naturels : entre des scientifiques de disciplines différentes, d'une part, et entre science et action, plus généralement entre sciences et société, d'autre part.

Une tel dialogue suppose donc d'articuler les apports de différentes disciplines, plus particulièrement ceux des sciences de l'environnement et ceux des sciences humaines et sociales, et d'articuler des enjeux de connaissances avec des enjeux opérationnels et politiques.

Son succès suppose d'échapper à deux écueils. Le premier est celui du « fourre-tout » sémantique. Les services écosystémiques pourraient ainsi devenir n'importe quoi se passant dans la nature, éventuellement susceptible d'intéresser l'homme. L'autre écueil est celui du défaut d'opérationnalité. La recherche sur les services pourrait ainsi produire connaissances et expertises sans traduction concrète dans l'action publique ou dans les pratiques des gestionnaires des milieux naturels ; de la science pour consultants en quelque sorte.

Contexte scientifique

La notion de services écosystémiques emprunte à deux anciennes notions (figure 1). La première est celle de « patrimoine naturel » qui devient le capital naturel. Comme tout capital, il produit des biens et services, les services écosystémiques, appelés antérieurement « biens environnementaux ». Ces services sont d'une double nature : des services que la nature nous rend, sous la forme de possibilités de prélèvement et de fourniture d'aménités, et des services que la nature se rend à elle-même, les services de régulation ou d'auto-entretien. Ce complexe capital-services est soumis en permanence à des impacts anthropiques plus ou moins néfastes et il constitue un enjeu pour des actions publiques et privées de nature très diverse : actions d'exploitation, d'aménagement, d'entretien, de mise en place d'infrastructures ou d'espaces protégés ou encore de régulation de l'accès aux services.

Cette construction conduit à la typologie du Millenium Ecosystem Assessment (MEA) de 2005 qui représente la situation sous la forme de deux tours (figure 2). La tour de gauche représente plus ou moins la nature, la tour de droite la société, vue comme une machine à produire du bien-être. Entre ces deux tours, de multiples flèches mettent en relation des éléments de fonctionnement des milieux naturels avec diverses composantes du bien-être.

Il faut bien comprendre qu'une construction de ce genre résulte en fait d'un compromis, entre différentes disciplines et attendus disciplinaires, mais aussi entre un projet de production de connaissances et de construction d'un dispositif à portée politique et opérationnelle. Comme tout compromis, il ne satisfait personne et c'est ce que je vais présenter maintenant.

Le point de vue des sciences de l'environnement

Le principal problème avec la typologie du Millenium est l'aspect « boîte noire » de la nature. La figure 3 donne une typologie imaginée par le Muséum national d'Histoire naturelle. On y retrouve mon schéma général en capital et services, mais la catégorie du capital naturel est maintenant éclatée en trois sous-ensembles : des actifs naturels physiques, biologiques et énergétiques. S'y ajoutent des cycles biogéochimiques et l'influence du climat ainsi que divers perturbateurs peu définis. La catégorie des services est divisée en deux branches : un ensemble de services « primaires » regroupant des services qui seraient produits par la nature même si l'homme n'existait pas, et un ensemble de services « secondaires », ou élaborés, qui eux nous bénéficient plus directement. À ce titre, ils paraissent devoir être soumis à une évaluation socio-économique, alors que les autres, visiblement, ne devraient pas l'être.

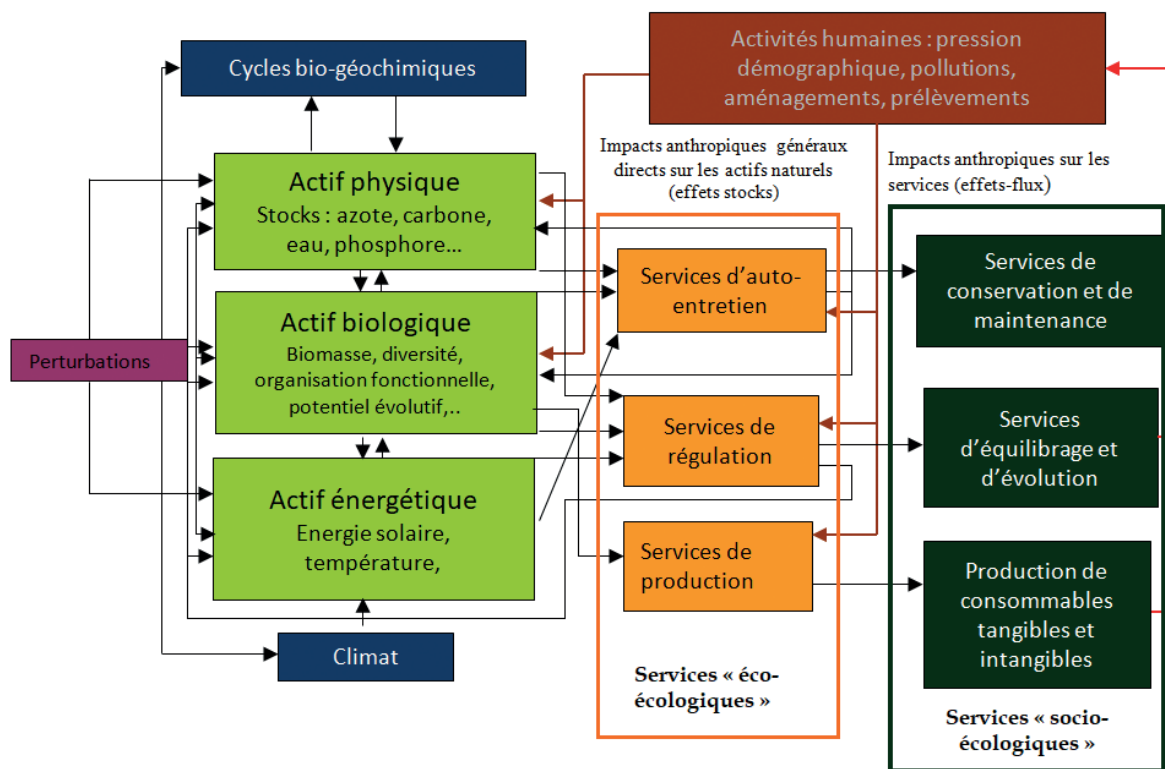


Figure 3. Relations entre les actifs naturels et les services (Muséum national d'Histoire naturelle).

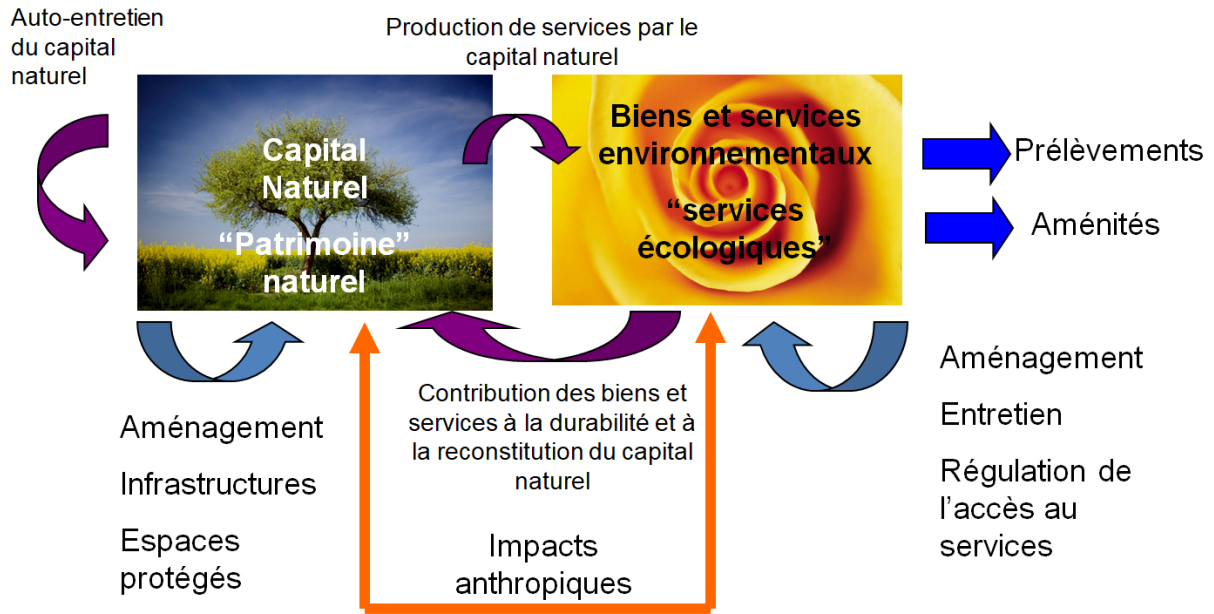


Figure 1. La nature comme un ensemble de stocks-flux.

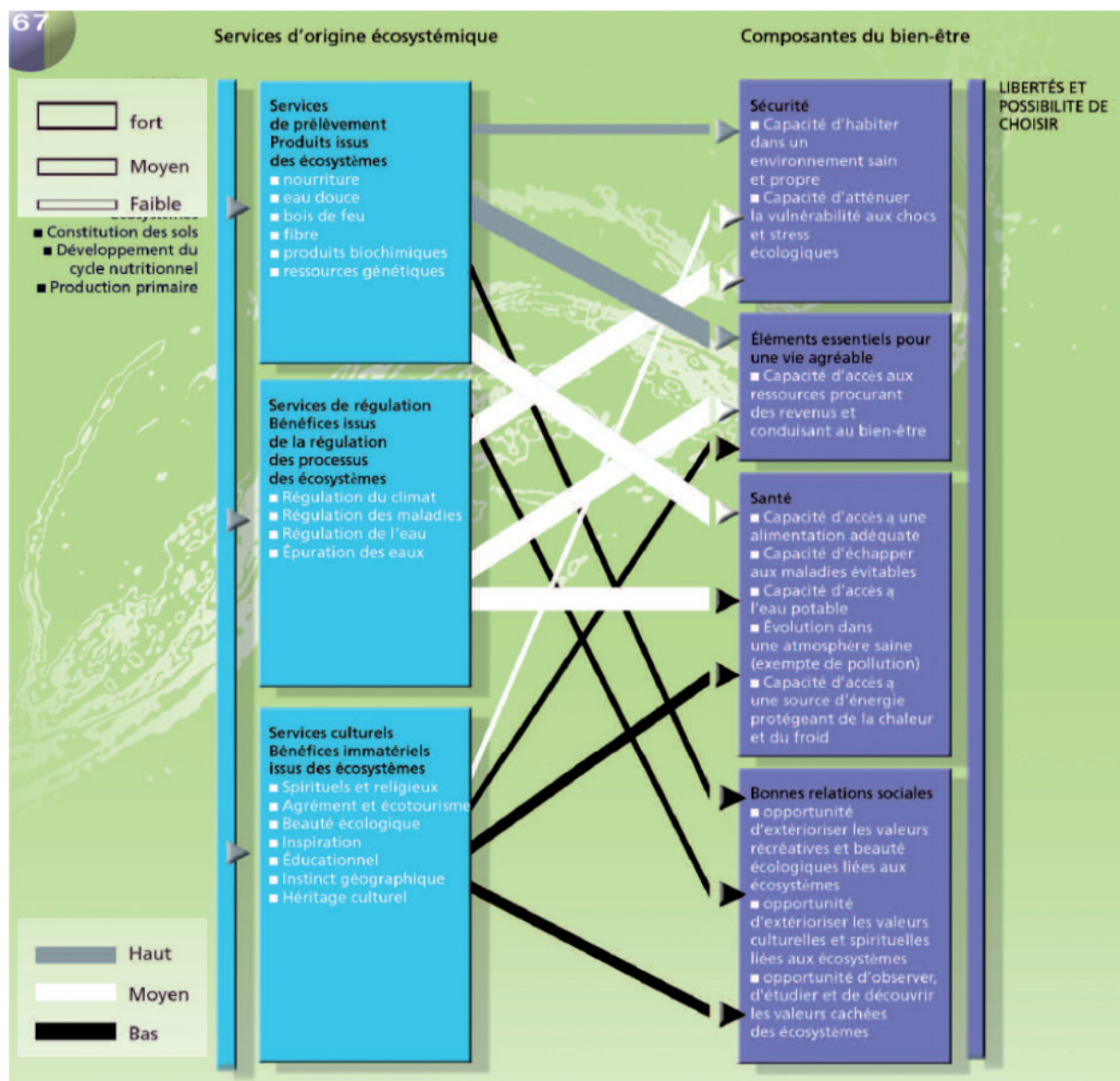


Figure 2. La typologie des services du Millenium Ecosystem Assessment (2005).

Une autre manière de représenter la situation est une vision en cascade (figure 4). On part d'un capital naturel que l'on appelle « paysage ». De ce paysage sortent des fonctions, elles-mêmes produisant des services, services engendrant à leur tour des bénéfices pour la société. On a aussi des flèches en retour sous formes d'impacts anthropiques, qui ici agissent seulement sur le paysage et pas sur les fonctions, ce qui semble curieux.

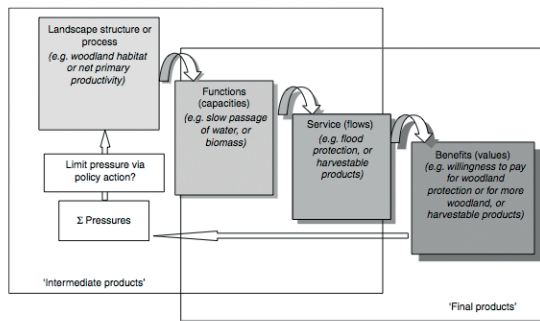


Figure 4. Relation entre biodiversité, fonctions écosystémiques et bien-être humain. (Tiré de Haines-Young et Potschin, 2010).

On peut être aussi plus imaginatif (figure 5). Je l'illustre à partir d'un autre schéma tiré de Haines-Young et Potschin à destination des décideurs. Son propos est d'appliquer la matrice européenne DPSIR (Drivers, Pressure, Impact, Responses) à la réflexion sur les services. Mais un chercheur en sciences naturelles se demanderait où est la Nature dans tout cela car on ne voit plus sur ce schéma que des enjeux politiques et des objectifs de gestion, en rien spécifiques aux services écosystémiques.

Gérer des services ou des espaces ?

Cette question interroge la notion d'écosystème elle-même. Comment définir les limites géographiques d'un écosystème ? Comment traiter le problème des continuités, des fragmentations et des mosaïques ? Et que faire de l'homme : il n'y a quasiment plus, sur Terre, de milieux purement naturels ; donc en quoi ces milieux sont-ils réellement « naturels » ? Plus précisément, on peut avoir deux visions d'un écosystème. Soit on insiste sur la dimension « éco » avec l'idée de la maison commune où l'homme et diverses espèces doivent cohabiter plus ou moins difficilement, soit sur la dimension « système », au sens d'un réseau plus ou moins serré d'interactions entre espèces vivantes et

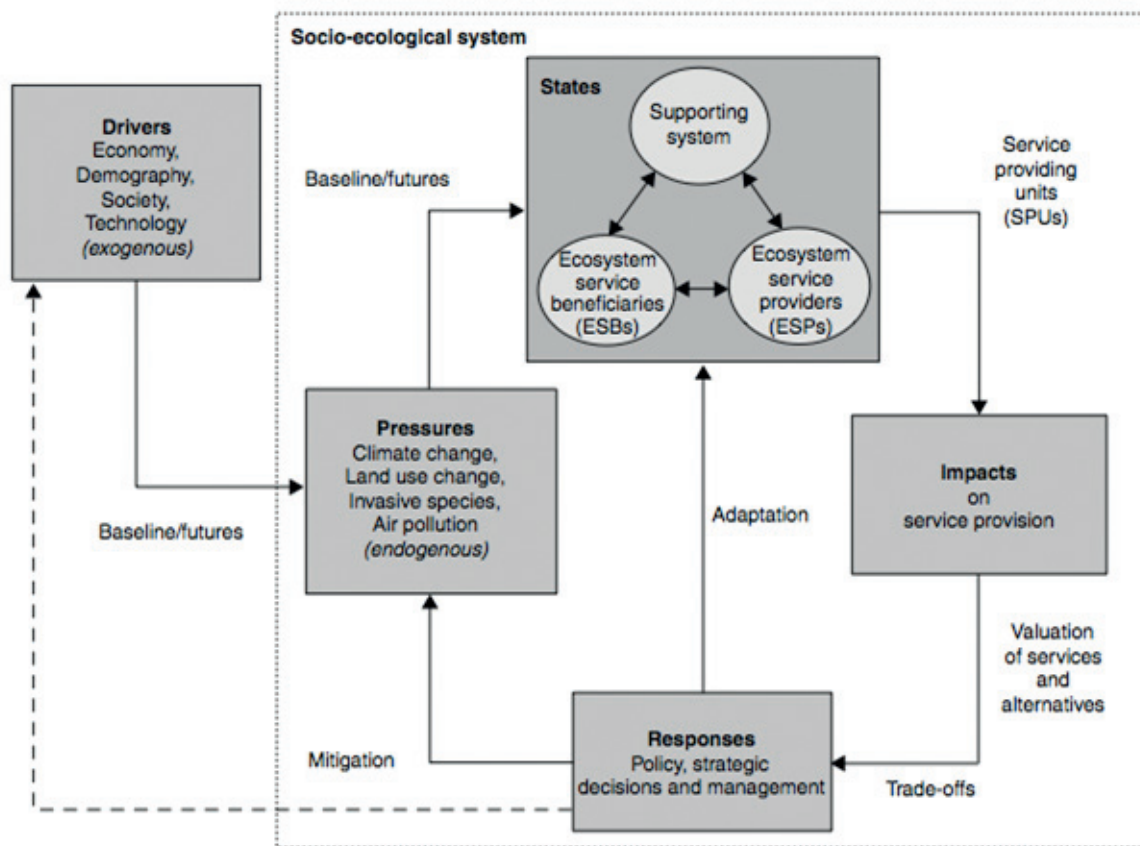


Figure 5. Un cadre pour établir un lien entre les facteurs directs et indirects, les pressions et les réponses dans un système socio-écologique afin d'évaluer les effets des facteurs de changement environnemental sur les services écosystémiques (d'après Rounsevell et al., 2009).



ressources dans un même espace géographique.

On a là une analogie avec les problématiques de la géographie humaine. Par exemple, des analogies pourraient être faites entre désenclavement des zones rurales et re-création des trames de communication entre écosystèmes, de même entre la création des zones d'habitation ou des zones d'activité industrielle et celle d'espaces réservoirs de gènes ou protecteurs de certaines fonctions. Il y aurait sûrement avantage à explorer ces analogies pour éventuellement en dégager des homologies. Un autre avantage serait un dialogue plus facile avec les gestionnaires des milieux, à l'aise avec ces approches d'aménageurs et beaucoup moins à l'aise avec des approches purement « naturalistes ».

La relation homme-nature : une architecture anthropologique complexe

Du point de vue des sciences de l'homme et de la société, le principal problème que pose le schéma du Millenium Ecosystem Assessment est cette vision du « bien-être » comme une sorte d'émanation spontanée de la mise en contact de l'homme avec la nature. Pour un chercheur en sciences humaines et sociales, la relation homme-nature ne peut résulter que d'une architecture anthropologique extrêmement complexe. Elle est composée pour l'essentiel de trois sous-systèmes étroitement imbriqués et en co-évolution historique :

- › Un système socio-technique mettant en jeu l'outil et la technologie ;
- › Un système socio-psychologique et socio-culturel qui organise ce qui se forme dans l'esprit de quelqu'un quand on lui demande: « Pour vous la Nature c'est quoi ? ». Ce système joue un rôle central dans le débat politique ;
- › Un système de médiation qui intéresse les économistes, les juristes, les sociologues, les politistes. Dans ces espaces de médiation, la nature ne parle plus par elle-même, ce sont des individus et des groupes qui parlent en son nom.

Le rôle de ces systèmes est d'organiser un partage des tâches entre les gens et de définir des objectifs, des moyens, et des contraintes afin de gérer et de préserver les milieux naturels. Aucune des sciences humaines et sociales n'est capable de traiter dans son ensemble cette architecture anthropologique complexe. Elles vont donc tenter de ramener la question vers leur champ de compétences propre. Je vais l'illustrer à partir de la manière dont les économistes procèdent.

L'approche socio-économique de l'évaluation

Les économistes connaissent l'offre et la demande. Ils vont donc reposer la question en termes d'offre et de demande de services écosystémiques. Ils sont ainsi conduits à évacuer les systèmes socio-technique et socio-psychologique afin de se concentrer uniquement sur le système de médiation organisant la fourniture de biens marchands et non marchands. Malheureusement, ces systèmes laissés de côté vont revenir perturber considérablement l'approche des économistes.

Du côté de l'offre de services, il faut remarquer que l'accès aux services repose le plus souvent sur des infrastructures plus ou moins dédiées. Créer un parc naturel suppose une route pour y accéder et une automobile pour le visiter. La mise en valeur peut être aussi destructrice de valeur pour les milieux préservés qu'elle rend accessibles. On comprend également que l'évaluation économique peut facilement créer des bénéfices écologiques artificiels. Si vous comparez la valeur des services produits par le bois de Boulogne à ceux d'une vallée pyrénéenne perdue, il est clair que la valeur économique du premier écosystème sera très supérieure à celle du second, mais vous évaluez en fait la facilité d'accès aux services et pas du tout la qualité écologique des milieux.

Pour les économistes qui s'intéressent à l'offre de services, il serait donc bon qu'ils puissent séparer ce qui relève de la valeur réelle des services rendus par la nature de la valeur des équipements qui permettent d'accéder à ces mêmes services. C'est malheureusement impossible en général ; c'est un problème classique en économie connu sous le nom de problème de l'imputation.

Du côté de la demande, c'est maintenant le système socio-psychologique qui va poser problème. Il va apparaître que les évaluations fondées sur la demande de services sont généralement assez instables et sujettes à des distorsions de perception. L'économie comportementale nous a aussi appris que les comportements influencent le bien-être qu'ils visent. La référence au « bien-être » des approches type Millenium Ecosystem Assessment est donc en fait très dépendante de l'organisation comportementale des individus et des sociétés. Ces aspects sont primordiaux dans les discussions portant sur le principe de précaution ou les « paniques » écologiques, situations où le décideur est très fortement sollicité pour répondre immédiatement à des catastrophes écologiques sans cause claire. Enfin, il ne faut pas oublier que la demande influence l'offre et que l'offre influence la demande, tout discours ne portant que sur l'une ou sur l'autre n'ayant guère de sens.



Je continue sur les difficultés de l'évaluation économique. L'approche du Millenium nous dit que les services se composent et que leurs bénéfices s'additionnent. En fait, il y a, et il y aura, des conflits entre objectifs de fourniture de services. La figure 6 illustre les services rendus par une rivière. Au compartiment abiotique est associé la production de granulats, un service de prélèvement rentrant en conflit avec la pratique de la pêche ou les sports nautiques. On peut dire la même chose des « dyservices », services à valeur négative rendus par la nature. Il conviendrait de les réduire au maximum mais cela ne sera pas possible sans impacter des services à valeur positive. On peut en conclure que les approches de l'évaluation économique des services qui procèdent par agrégation de valeurs acquises pour des milieux particuliers ou des services particuliers sont fausses. Elles surestiment considérablement la valeur de ces services en négligeant conflits et compétitions.

Pour en finir avec l'approche économique, d'autres problèmes perdurent. Au-delà du fait qu'il n'existe pas de demande solvable pour nombre de services écosystémiques, les gens ne connaissent même pas leur existence, ce qui nous renvoie à la matrice socio-psychologique. De plus les évaluations économiques sont individu-centrées. Elles prétendent mesurer la valeur des services à partir de ce qu'en font, ou ce qu'en pensent, des individus. Mais on peut s'interroger sur la possibilité de recouvrer ainsi

la valeur collective des services. Est-elle simplement la somme des valeurs individuelles ? Pensez aux générations futures par exemple. Elles sont absentes et devraient pourtant être prises en compte dans toute réflexion sur la valeur des services.

Je crois avoir bien montré que les « valeurs » produites par l'économie ne sont au mieux que le reflet des attitudes sociales courantes vis-à-vis de l'environnement. Ceci nous renvoie à la question plus épineuse de la prise en compte d'autres critères que l'économie dans la gestion des services. Les sciences de l'environnement vont maintenant se retrouver en ligne directe avec les gestionnaires des milieux en quelque sorte, sans pouvoir s'abriter derrière une vision économique de la valeur. Et ils vont devoir répondre à des questions portant sur des milieux à conserver ou à détruire, des espèces à protéger ou à laisser disparaître. Pour des motifs au moins déontologiques, les chercheurs en sciences naturelles ont généralement horreur qu'on leur demande de porter des jugements de valeur sur des éléments des milieux naturels. C'est une question philosophique profonde. Une suggestion serait de s'intéresser à la bioéthique et de chercher à étendre certains des principes développés pour l'homme dans le domaine biomédical à autre chose que l'homme.

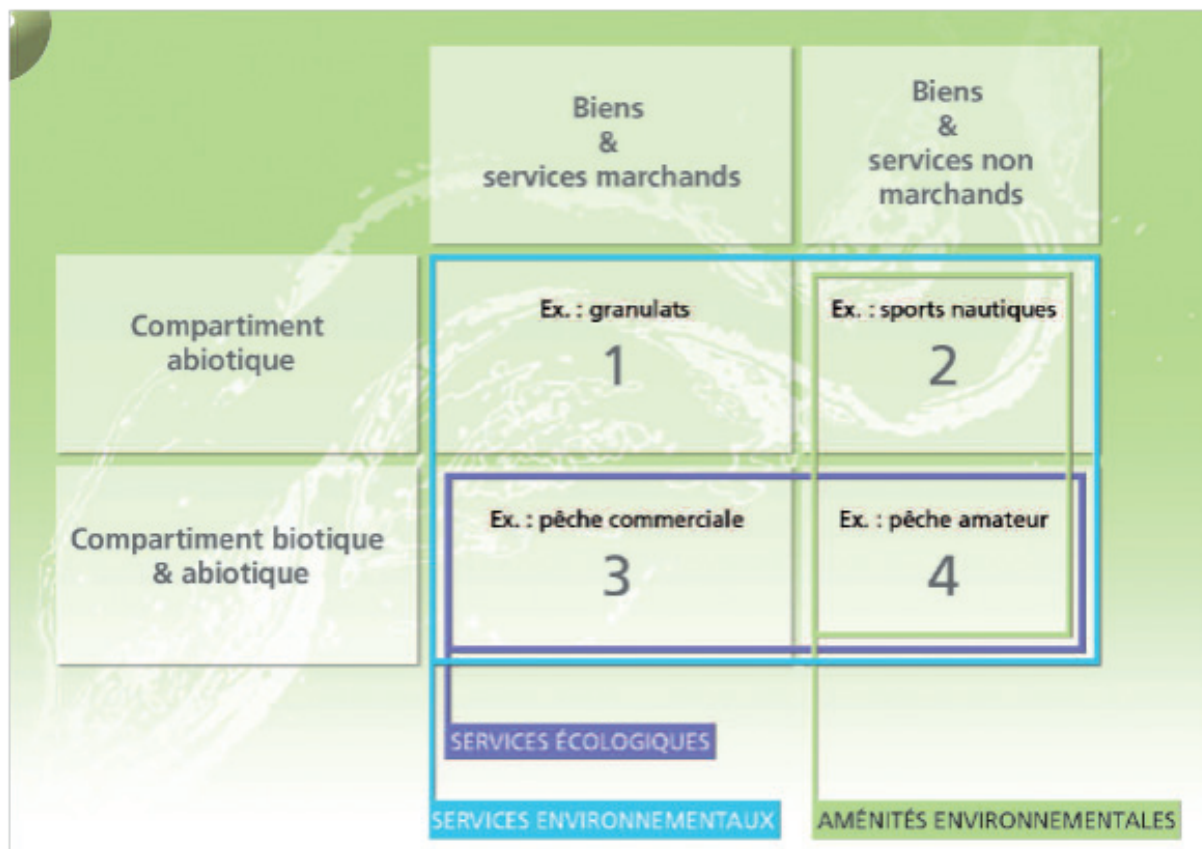


Figure 6. Les services et dyservices rendus par une rivière.

La nature dans l'espace social et politique

Au terme de mon exposé pessimiste, il semblerait que les scientifiques ne parviendront jamais à apporter des réponses conséquentes tant au plan scientifique que social à la question de la valorisation des services rendus par la nature. On peut néanmoins s'appuyer sur l'espace sociopolitique des sociétés pour tenter de sortir par le haut de ces difficultés (figure 7).

Dans cet espace, la fourniture de services écosystémiques va être prise dans la circulation des biens et services et traitée par l'interface de médiation et de coordination organisant la gestion des biens marchands et non-marchands. Cette interface est principalement portée par des acteurs privés mais avec des acteurs publics qui tentent d'influencer leurs comportements.

Les acteurs publics disposent d'une large panoplie d'outils d'intervention pour réguler les comportements privés : incitations financières, systèmes contractuels, règlements, normes, lois, etc. Les acteurs privés ne sont pas passifs face à cette activité des acteurs publics. Ils tentent de les influencer dans le sens de leurs intérêts et cela peut prendre deux

formes : les groupes de pression ou l'animation du débat public dans le but de modifier ce que j'appelle le « régime de responsabilité environnementale collective », c'est-à-dire l'ensemble des règles dites et non dites qui organisent notre rapport de responsabilité vis-à-vis de l'environnement. Les scientifiques, en produisant données et informations sur l'état des milieux, contribuent aussi à faire évoluer ce régime de responsabilité.

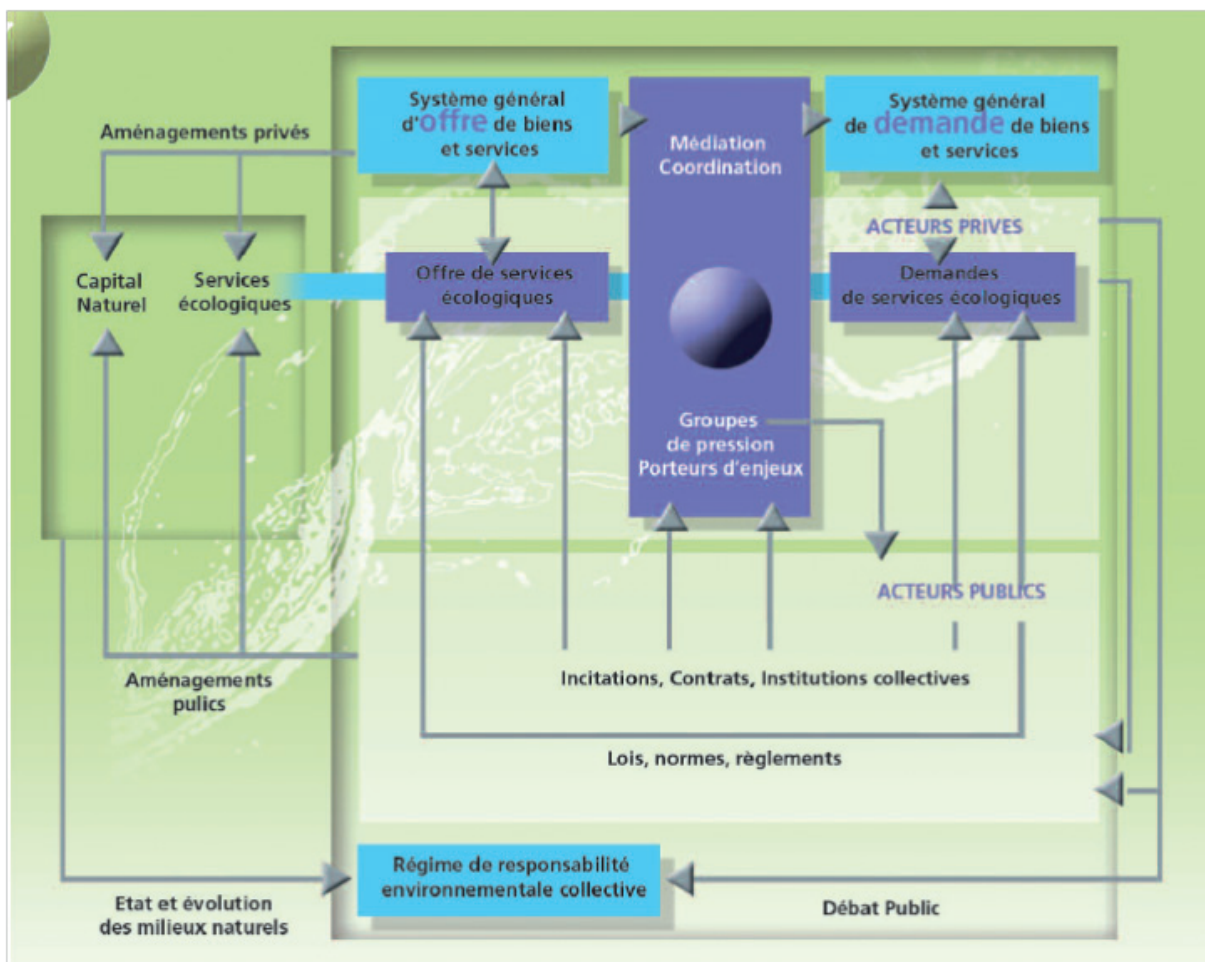


Figure 7. La place de la Nature dans l'espace sociopolitique des sociétés.

L'évaluation plurielle en contexte d'action

Il apparaît alors que nous ne devrions plus parler « d'évaluation » au singulier des services mais d'évaluations au pluriel car tous les acteurs, privés ou publics, peuvent exprimer des demandes d'évaluation, soit en amont, soit en aval de leurs décisions (tableau 1).

Ces évaluations plurielles peuvent concerner des sujets très divers. Elles peuvent porter sur des actions d'exploitation ou d'aménagement, des politiques de régulation, la mise en place d'une réglementation par exemple, ou sur des enjeux financiers, particulièrement en termes de partage des coûts d'une politique de préservation des milieux naturels entre les acteurs concernés.

Ces demandes d'évaluations plurielles ne sont pas portées par un seul type d'acteur, l'État avec un grand « E », mais par une multiplicité d'acteurs. Je l'illustre dans la figure 8 à partir de la pluralité des

acteurs intervenant dans la gestion de l'eau en France. Ceci a pour conséquence d'émettre les demandes auxquelles nous avons à faire face et de nous confronter à des problèmes de sélection : ceux à qui on répond et ceux à qui on ne répond pas. Avec des moyens de recherche limités, cela va nous poser beaucoup de difficultés. Ces acteurs sont de surcroît très diversement coordonnés entre eux et souffrent d'un partage d'information très imparfait.

En amont d'un processus de décision, il se peut que la demande porte sur le type d'instruments le mieux à même de résoudre un problème environnemental. Les pouvoirs publics ont à leur disposition de nombreux outils qu'ils doivent sélectionner, dimensionner et combiner au mieux. Ces demandes s'adressent plutôt en principe à des chercheurs en sciences humaines et sociales mais dans les faits, on va vite s'apercevoir qu'en fonction des données environnementales dont on dispose, certains outils sont plus adaptés que d'autres et les sciences de l'environnement vont être aussi concernées par la demande.

Action	Types d'évaluations requises
Aménagement, exploitation	<ul style="list-style-type: none"> - Analyse coût-bénéfice de l'action d'aménagement - Rentabilité de l'exploitation - Analyse d'impact des aménagements ou des pratiques d'exploitation - Mesure des effets négatifs ou positifs sur les services écologiques
Régulation	<ul style="list-style-type: none"> - Effets sur le comportement des acteurs concernés par la régulation - Coûts des efforts nécessaires pour que les acteurs se conforment à la régulation - Choix de la meilleure régulation (mesure de performances comparées) - Evaluation du contentieux - Evaluation des dommages et des indemnités (par ex en DUP) - Evaluation du coût de mise en oeuvre de la régulation - Evaluation du coût des contrôles à mettre en place - Calcul des niveaux de pénalité et des sanctions en cas de non respect de la régulation
Financement	<ul style="list-style-type: none"> - Evaluation comparée des modes possibles de financement de l'action - Evaluation du dimensionnement financier et des échéanciers - Evaluation de la capacité contributive des parties prenantes - Evaluation des impacts redistributifs et des besoins de compensation - Evaluation des dommages assurés

Tableau 1. Besoins d'évaluations selon le contexte d'action.

Si l'on reprend le cas de la gestion de l'eau, les outils courants peuvent être réglementaires, financiers (redevances ou aides), de nature purement juridique, prendre des formes contractuelles associant des acteurs privés ou publics très divers, ou des outils classiques de planification.

Outils réglementaires :

- › normes de qualité des rejets (urbains, industriels),
- › contrôle des installations classées,
- › police des eaux.

Outils financiers :

- › redevances : prélèvement, pollution,
- › aides : subventions Stap, industriels, agriculteurs (PMPOA).

Outils juridiques :

- › loi sur l'eau (Lema),
- › code de l'Environnement.

Outils contractuels :

- › contrats de rivière,
- › concessions (barrages, voies navigables, territoires),
- › MAE, conventions particulières, Asa,
- › Organisme unique (Lema).

Outils de planification et de gestion concertée :

- › Sdage et Sage, zonages,
- › dispositifs Natura 2000, loi littoral.

La cohérence du petit cycle

Il faut s'arrêter un moment pour bien comprendre que si les scientifiques tentent de mettre en place un dispositif de compréhension du monde qui invoque la notion de « services écosystémiques », les gestionnaires des milieux sont eux aussi confrontés à ces évolutions.

L'évènement majeur dans la gestion de l'eau est la Directive cadre sur l'eau qui impose l'atteinte du bon état écologique. Cette obligation s'impose aux Agences de l'eau comme à toutes les parties prenantes. Cette obligation nouvelle contraint les acteurs à élargir considérablement leur perspective de gestion, les confrontant à toutes sortes de difficultés.

Pour bien saisir le problème, il faut revenir un peu en arrière. Depuis la loi de 1964, les acteurs étaient habitués à gérer l'eau dans sa dimension physique et chimique. L'eau était vue sous forme de volumes ou de masses d'eau plus ou moins contaminées. Ce qui a fait la force du modèle français de l'eau, c'est qu'il s'organisait autour d'une triple cohérence :

- › Cohérence physique. Ce qu'il faut gérer : on a organisé la gestion au niveau de bassins versants. Dans ces bassins on a une direction simple des impacts qui va de l'amont vers l'aval. Les mesures physico-chimiques d'état des milieux sont bien cadrées et relativement objectives.
- › Cohérence technique. À cette organisation géographique répond une ingénierie de surveillance de l'état des masses d'eau, portée par les Agences, et une ingénierie de procédés essentiellement curatifs, portée par les opérateurs de distribution d'eau potable.

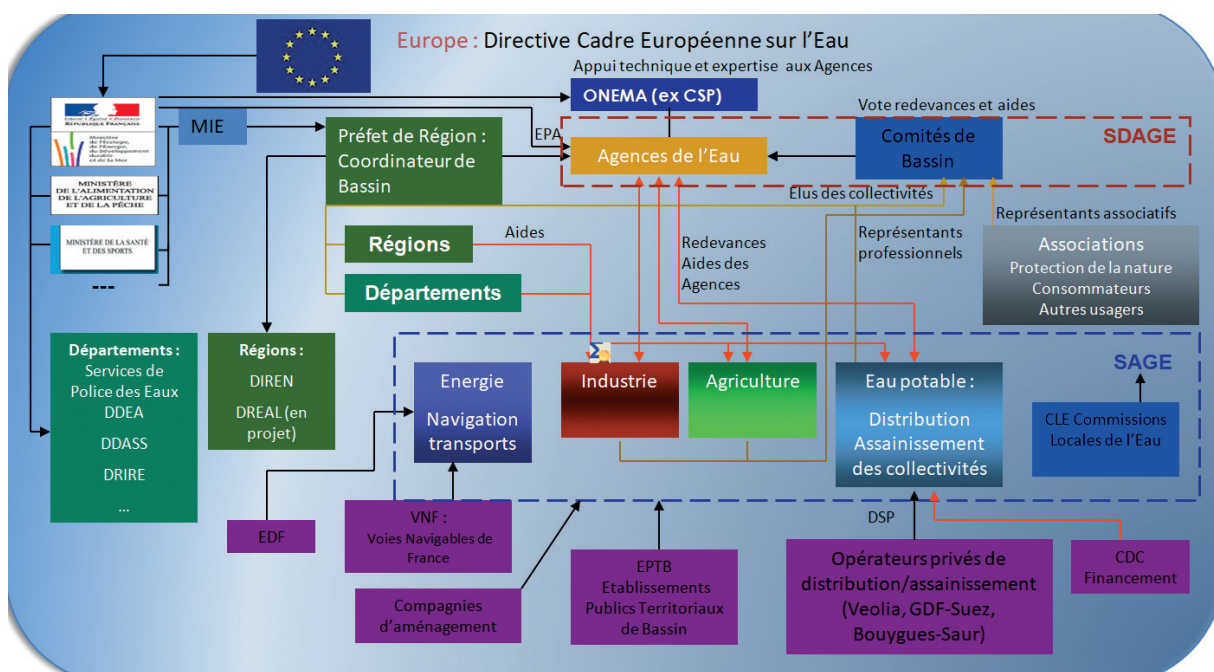


Figure 8. Organisation française de la gestion de l'eau.

- › Cohérence politique. À côté des agences, se trouvent des comités de bassin rassemblant des élus, des professionnels et des associations. Ce regroupement de l'ensemble des parties prenantes va permettre de prendre des décisions relativement acceptées en termes d'objectifs et de moyens pour gérer le bassin.

Le passage d'une gestion de l'eau dans sa dimension physico-chimique à l'eau vue comme un milieu de vie va engendrer une perte de cohérence dans ces trois dimensions simultanément.

Le difficile passage au grand cycle

Dans l'optique du grand cycle, il faut ne pas se contenter d'étudier les corridors fluviaux mais aussi les milieux terrestres associés. À une logique de maillage en bassins versants se substitue une logique de mosaïques d'écosystèmes. Les interactions entre ces milieux ne vont plus simplement de l'amont vers l'aval mais peuvent être transverses ou orientées de l'aval vers l'amont (la remontée des saumons dans les rivières par exemple). Les indicateurs de bon état n'ont pas de sens indépendamment du milieu évalué. Ce qui n'est pas le cas pour un indicateur comme la concentration en nitrates par exemple.

Cette perte de cohérence géographique entraîne aussi une perte de cohérence technique. Il va falloir étendre les techniques d'intervention, faire de la restauration et du préventif, mais sans pouvoir s'appuyer sur l'expertise technique des distributeurs d'eau potable pour y parvenir.

Enfin il y a également perte de cohérence politique car l'enjeu est maintenant de construire une solidarité « écologique » de bassin, c'est-à-dire convaincre les élus que le sort d'une zone humide située à 200 kilomètres de chez eux est important pour leur propre devenir. Répondre à ce défi suppose aussi de sortir d'une culture de moyens qui avait historiquement fortement structuré les plans de financement autour d'enjeux de mise en conformité à des normes édictées au plan national ou européen, pour entrer dans une culture de résultats, où il s'agit de se doter d'objectifs communs à l'échelle de grands bassins, de procéder par essais-erreurs quitte à s'apercevoir après coup qu'on a dépensé de l'argent dans des actions que l'on n'aurait peut-être pas dû faire.

Vers une approche intégrée (« hydrosystèmes »)

Je résume ici certaines recommandations que nous avons faites avec Bernard Chevassus dans cette optique de passage au grand cycle (Amigues et Chevassus, 2011):

- › définir des entités de gestion pertinentes, ou « hydrosystèmes » ;
- › développer des approches fonctionnelles ;
- › prendre garde à la chronologie des perturbations car l'état d'un écosystème est forcément contingent et son degré de vulnérabilité ou de résilience dépend fortement de l'historique des perturbations qu'il a subies ;
- › ne pas avoir une vision fermée des espèces invasives et tenir compte du potentiel évolutif des écosystèmes ;
- › enfin prendre garde aux confusions qui ont tendance à se faire actuellement, entre typologies de gestion, établies par rapport à des priorités de protection, typiquement des zones humides, et typologies écologiques des milieux.

L'évaluation en contexte d'action

J'en viens maintenant à des propositions de dispositif à même de répondre à ces différents enjeux.

À ce stade de mon exposé, il devrait être clair que l'évaluation n'est pas réservée aux seuls économistes. L'évaluation c'est pour tout le monde : quand on bâtit des indicateurs on fait de l'évaluation, même sans le savoir. Deux grands types d'évaluation sont disponibles (figure 9).

- › Des évaluations « éco-centrées », surtout portées par les sciences de l'environnement, et qui mettent en relation des objets qui sont des milieux et des processus avec des dynamiques d'évolution et de fonctionnement de ces milieux.
- › Des évaluations « socio-centrées », portées par les sciences humaines et sociales, où les objets sont des comportements, des intérêts et des institutions et les logiques d'action concernent l'exploitation des services, la régulation politique ou le financement de l'action.

Le graal serait de rapprocher ces dispositifs pour parvenir à une co-évaluation des enjeux, à la fois écologiques et sociaux, de la protection des milieux naturels, mais c'est bien sûr très difficile.

Une première manière d'y parvenir serait de développer un dispositif de recherche multidisciplinaire. C'est assez classique et je l'illustre ici dans le cas de l'eau (figure 10). À gauche sont représentés les SHS, qui peuvent travailler avec des décideurs sur des plans d'action ou des politiques environnementales

et agricoles. À droite se trouvent les spécialistes des milieux et au centre en position d'interface, des agronomes. Ces derniers peuvent informer les SHS sur la question des pratiques et les écologues ou les hydrologues sur les conséquences de ces pratiques sur l'état de la ressource et des milieux associés. Dans l'idéal, un tel dispositif permettrait de produire des diagnostics intégrés allant de la mise en œuvre d'une réglementation aux pratiques agricoles et de ces pratiques à la production de services écosystémiques par les milieux naturels.

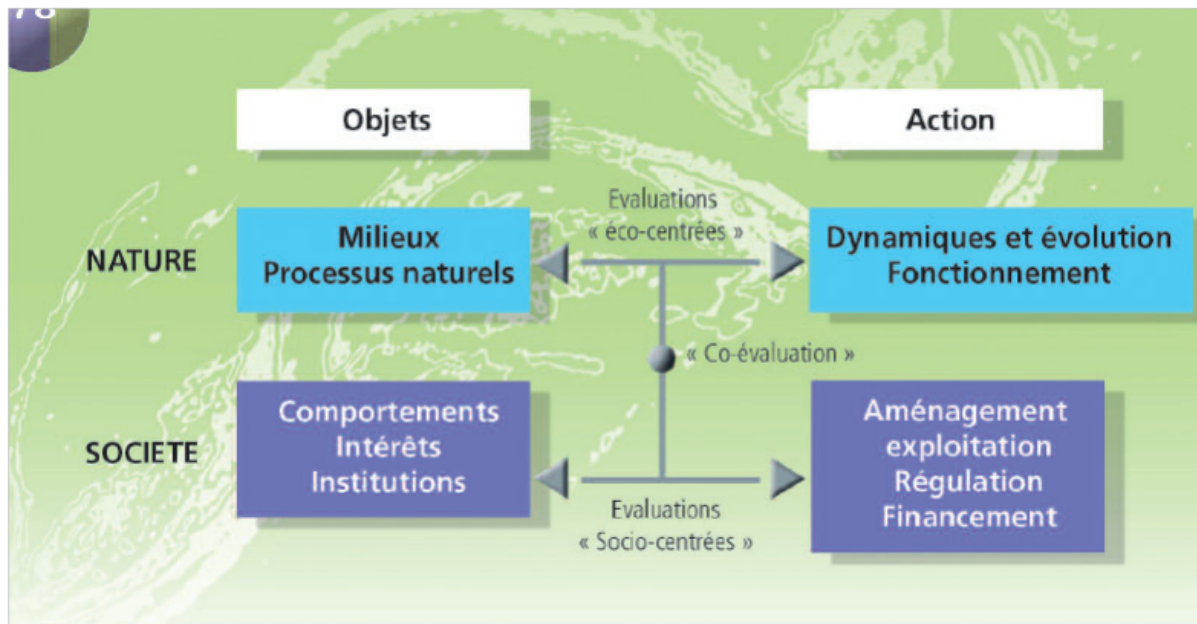


Figure 9. Les trois formes de l'évaluation de l'action environnementale.

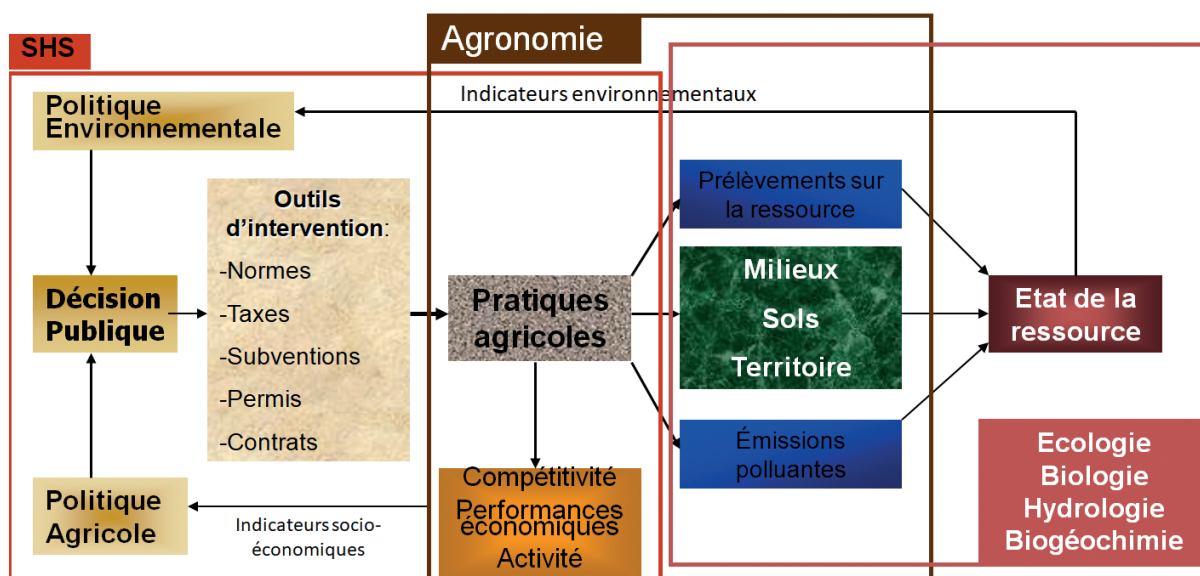


Figure 10. Un dispositif de recherche multidisciplinaire, dans le cas de l'eau.

L'évaluation en contexte de projet environnemental

On peut aussi penser qu'il ne sera jamais possible de porter un même regard sur tous les milieux ou tous les problèmes et que le dispositif le plus efficace devrait s'inscrire dans un contexte de projet de recherche-action (figure 11).

Au départ, il y a des alertes. Elles vont déclencher une première demande des acteurs à la recherche en termes de diagnostic des causes de la dégradation d'un milieu donné. Dans une seconde étape, la demande va s'orienter vers des solutions d'ingénierie écologique. Les sciences humaines et sociales peuvent intervenir à ce stade pour identifier la meilleure solution au moindre coût, ou évaluer leur degré d'acceptabilité ou de faisabilité sociale. Une fois construit un premier programme d'action, il va maintenant buter sur les contraintes budgétaires des décideurs. Si le coût prévisionnel est compatible avec l'enveloppe budgétaire initiale, tout va bien.

Sinon, on va entrer dans une étape d'arbitrage politique où il s'agit de convaincre les acteurs de dépenser plus pour l'environnement.

Si tel n'est pas le cas, les décideurs vont demander aux chercheurs de construire le programme d'action le moins insatisfaisant dans les clous de l'enveloppe budgétaire. On passe alors en mode d'identification d'actions sans regrets. Les démarches usuelles d'évaluation, par exemple l'analyse coûts-bénéfices, ne sont plus applicables et l'on va recourir à des évaluations multicritères.

Ce qu'il faut bien voir ici, c'est que quelle que soit la démarche retenue, que l'on adopte l'approche programme de recherche commun réunissant plusieurs disciplines à visée générale, ou que l'on renonce à fournir des réponses de portée générale pour se concentrer sur notre capacité de réponse à des enjeux situés particuliers, les difficultés seront toujours présentes. Mais ces difficultés ne sont pas les mêmes.

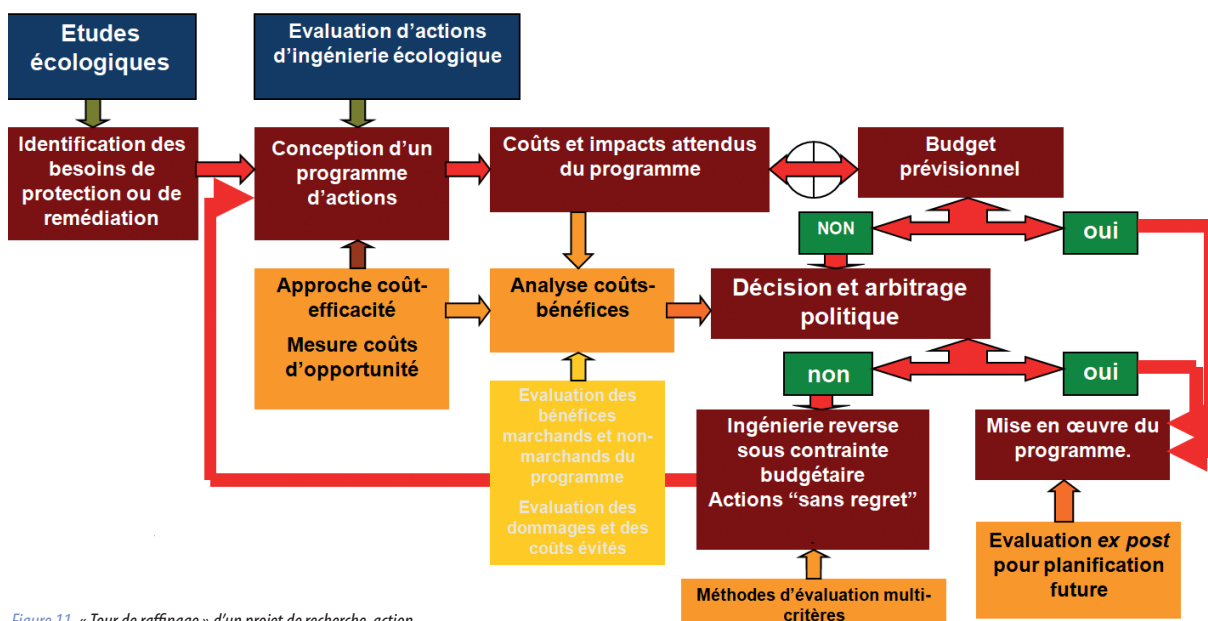


Figure 11. « Tour de raffinage » d'un projet de recherche-action.

CONCLUSION : un périmètre de légitimité à géométrie variable

Pour conclure, je pense qu'au-delà de la nécessité d'approfondissements méthodologiques et conceptuels de la notion de services écosystémiques, le défi principal à relever est celui de nous mettre en capacité de développer des regards cohérents à la fois en termes scientifiques et de réponses à des enjeux de gestion concrets pour la protection de l'environnement.

Références bibliographiques

Amigues J. P. et B. Chevassus-Au-Louis (2011), Evaluer les services écologiques des milieux aquatiques : enjeux scientifiques, politiques et opérationnels Coll "Comprendre pour agir", Onema, <http://www.onema.fr/collection-comprendre-pour-agir>

Haines-Young, R. and M. Potschin (2010), The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D.G & C.L.J. Frid (eds.): Ecosystem Ecology: A New Synthesis. Cambridge University Press, British Ecological Society, pp. 110-139.

03



Networking Agro-Ecology – reconciling the different needs for ecological functions provided by biodiversity

David A. Bohan
UMR Agroécologie, Dijon

I am not going to enter into the details of ecosystem services, particularly not the political nature of ecosystem services. Rather, my aim is to try to propose a method that I think potentially in the future could become a way of identifying the bottlenecks, and the complexity in ecosystem services research that is a barrier to making things simpler.

I come at this problem very much from an ecological angle, as a researcher working in agriculture. Ecosystem services are, in actuality, ecological functions that have a socio-economic value. The ecological functions I study have that value and are therefore, candidate ecosystem services. I want to see them used by farmers so they can provide a service to the public. At the same time, this talk will also be a random walk through my research over the last 15 years or so.

The future of agriculture

It is now generally accepted that our requirements for food are going to increase in the future, with a continued rise in population. We have already seen over the last 60 years that our food system impacts directly what might be called service delivery; the things that we expect of our environment. One solution to this problem is the sustainable intensification of agriculture. The problem with this one solution is that there are at least two different ways of looking at the sustainable intensification of agriculture. One might be described as the techno-simple way, characterised maybe by extremes like GMO (Genetically modified organism). The other is the eco-complex, and in this talk I will present research to support eco-complex approaches to sustainably intensifying agriculture.

Biodiversity and regulation

I work with weeds, in part because I think they hold the key to delivering biodiversity-derived ecosystem services in farmland. Farmers spend an awful lot of time putting herbicides on fields to stop weeds affecting crop productivity. While being a disservice, in the sense that they impact crop productivity and that we have to use chemicals to control them, weeds also provide a very positive support to ecosystem service delivery in the form of weed biodiversity. What I am hoping is that we can better balance weed biodiversity and crop productivity, without putting the chemicals into the system, using ecological functions.

I work with a very beautiful – in my opinion –, carabid beetle, *Pterostichus melanarius* (figure 1). It is very abundant throughout Northern and Central Europe. Using a national-scale dataset, from the Farm Scale Evaluation (FSE) of the impact of GMO herbicide-tolerance on biodiversity in the UK, we examined the regulation of weeds by this beetle. There were four OGM crops - beet, maize, spring oilseed rape and winter oilseed rape - that were ready to be employed in Europe at the end of the 1990s, early 2000s, sown in 256 fields (figure 2). Each field was split, with the OGM crop grown on one side and the conventional crop grown on the other.

This talk is not about GMOs, and much of what I present today is of the conventional data. That is, conventionally grown beet, maize and rape from 256 half-fields across the UK. We sampled the weeds. Given that it was a herbicide-tolerant experiment, the aim was to study weed biodiversity under conventional GMO management. We followed a putative life cycle of a weed (figure 3) from the seed bank before the trial was sown (time t), through the seedling stages, early spring stages associated with the application of herbicide on one or other sides, the seed rain, what these weeds then put back into the system, at the end of the year (time $t+1$), the total amount of weed in terms of counts and biomass. Then in subsequent years, we went back and sampled the seed bank again.

For the invertebrates, we sampled using transect



Figure 1. The carabid beetle *Pterostichus melanarius*.

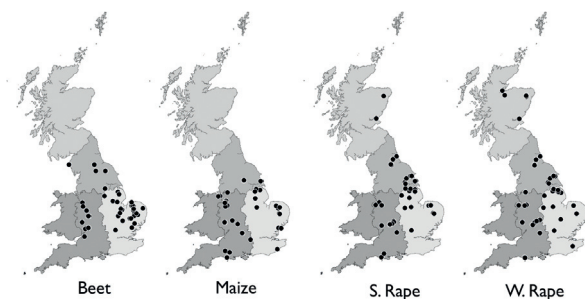


Figure 2. The FSE data.

walks for bees and butterflies, and pitfall and suction trapping for certain pests. This is the largest trial ever conducted in agriculture in the world that simultaneously samples plants and invertebrates.

- › 1.5 million weed plants counted
- › 1 ton (dried) plant biomass sorted
- › > 2.5 million invertebrates trapped
- › > 1400 km of pollinator transects walked

It provides a lot of information about what happens in farm fields in Northern Europe. What I am particularly interested in is the ecological functions (regulation) between the weeds and the invertebrates. In effect, ecologically what drives what?

For the carabids and weeds, we approached at this with a very simple model of regulation (figure 4). We said that the carabids, if they are going to be important, should change the size of the seed bank from time t to $t+1$. In other words, they should affect the long-term dynamics of the weeds. Now, what happens is that at t , some of these seeds germinate to become weeds in the field. Those weeds then set seed. The seed rains down onto the soil surface and some of those seeds then re-enter the seed bank at $t+1$. Carabids, however, only interact with the seeds on the soil surface before it re-enters the seed bank.

We had a number of hypotheses for the relationships between carabids and the seed bank. We looked at all of these relationships, but the one that really mattered is the one for an expectation of regulation: the change in the seed bank between t and $t+1$ should be negative, with increasing carabid abundance. The more carabids present in a field, the more the seed bank declines (figure 5). Happily, that was just what we found.

Each of the data-point shapes is one of the different crops. Across these conventional crops, grown in Britain, we find a national-scale pattern. The more carabids we sampled, the more the seed bank declined. In other words, we found something that looks like weed seed bank regulation.

Our simple model of regulation is satisfied and, because control of the seed bank is something that farmers might want in place of using herbicides, biodiversity-derived seed predation has all the hallmarks of an ecosystem service.

- › We found expected relationships between:
 - » seed rain amount and seedbank change
 - » seed rain amount and carabids
- › Simple 'regulation' model is satisfied
- › Seed predation has the hallmarks of an ecosystem service

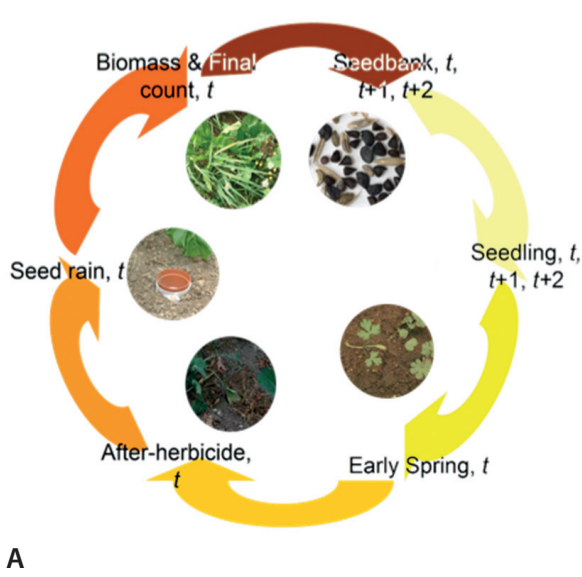


Figure 3. Weeds sampling.

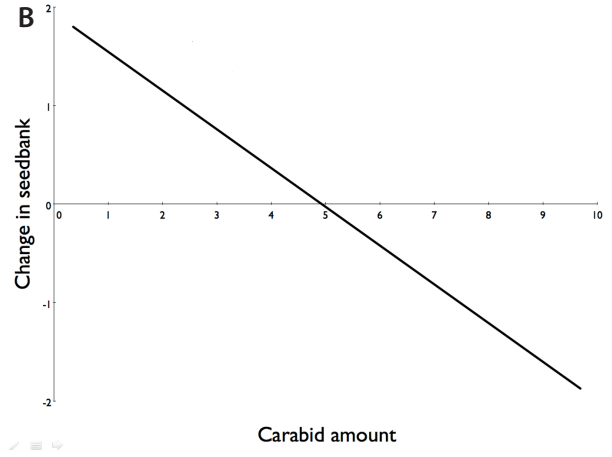
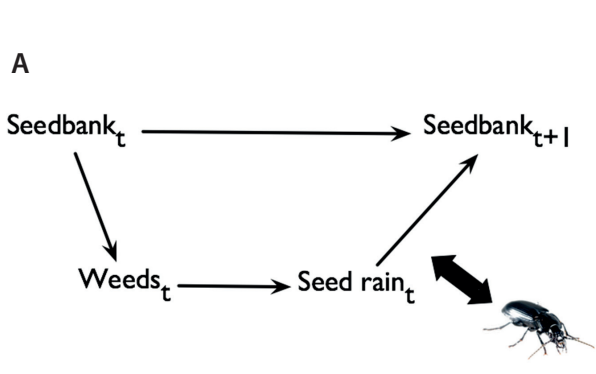


Figure 4. Simple model of regulation.

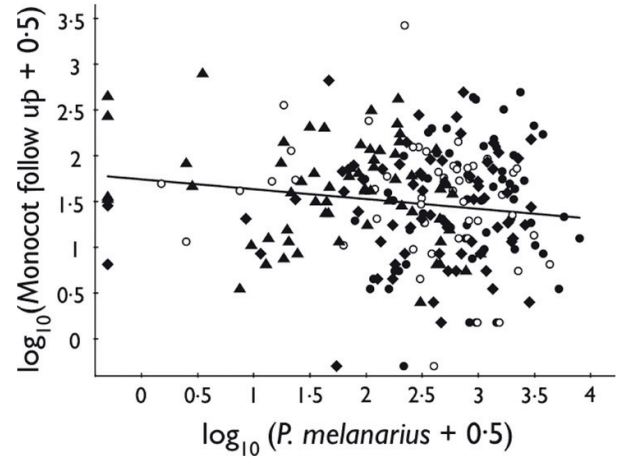


Figure 5. Evolution of the seed bank in relation to carabids abundance (Bohan et al. (2011) Journal of Applied Ecology 48, 888-898.).



The utility of ecological functions in agriculture

Ecosystem services often come with headline numbers – biocontrol by insects in farm fields in the USA was worth USD 5.5 billion per annum in 2013, or more local things, such as per hectare, biocontrol is worth USD 572 per annum globally (Naranjo *et al.*, 2015). These numbers are really big, but in reality they do not really work for farmers. The bottleneck for acceptability of ecological functions is convincing the people that are most primarily affected by it. What we need to do better is to convince farmers that we can actively replace their herbicides with ecological functions and services.

So what would we expect? What we might expect is that herbicides do the same thing to the seed bank that carabids; the seed bank would decline with more herbicides applied (figure 6). However, looking at what 200 farmers do on a daily basis in fields across the UK, we find that seed bank change is independent of the number of passes of herbicide. In other words, the form of the seed bank relationship we get with regulatory services and the form of the relationship we get with farmer behaviour are different. Qualitatively, services are doing different things to the seedbank and therefore we cannot replace things like herbicides with regulations. I think, however, that we should provide a better explanation than this because the “negative” regulation effect on the seed bank is probably something we would like.

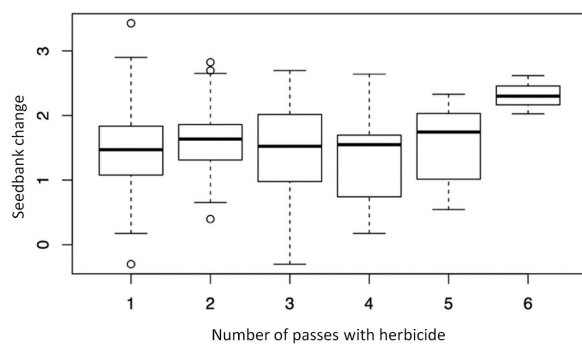


Figure 6. Herbicide services.

For myself, the question here has become ‘Given we have no relationship between seed bank change and herbicide, how do we test whether farmers could replace herbicides with carabids?’ What is needed is an experiment contrasted herbicide regimes. That is what we have in the FSE data because there are two regimes, the conventional and the GM regime. Thus, we can look for a signal of the carabid abundance and an interaction between herbicides and Carabids in the data.

In figure 7, seed bank change is plotted on the y-axis against the abundance of carabids on the x-axis, with 6 generalised linear model fitted curves, one each for up to six applications of herbicide. My interpretation of this graphic is that where there are high numbers of herbicide applications, there is no weed control effect attributable to carabids. In fields where there are low numbers of herbicide application, however, we find a significant and negative regulation relationship. Arguably, the carabids take over the regulation of seeds from the herbicides.

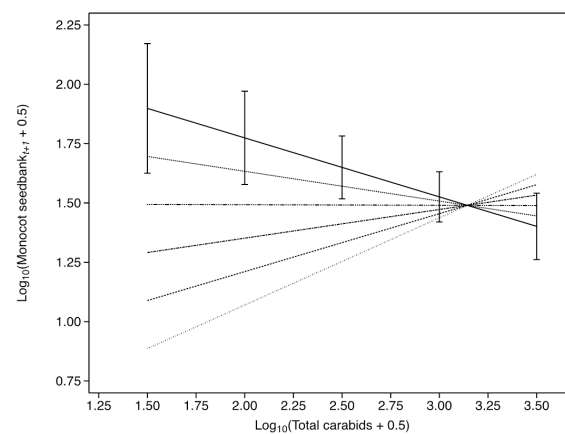


Figure 7. Herbicide replacement.

While we implicitly believe that current pesticide usage interferes with ecological functions and services, I believe that this is one of the first times that it has been shown in a great number of fields. Importantly, this does not mean that we can just stop using herbicides overnight. Rather this result suggests that should we be able to manage carabids, to increase their numbers in-field, by using landscape and better in-farm management, then carabids might be used to replace herbicides.

Regulation ecosystem services do not exist in isolation

I spent a part of my career working to control slugs using carabid beetles. Originally, I posed a very simple question, or used a very simple model. It is called the checkerboard model (Diamond, 1975). What the checkerboard model (figure 8) for a predator/prey dynamics postulates is that a patch, within a field of a crop, will initially be empty of pests and predators. Slowly over time, the pests will arrive and then increase in number. In parallel, predators may detect the presence of the pests and occupy the patch. Their populations may increase and eventually there may be a point where the predators regulate pest numbers.



Over this time course, we expect various discrete relationships in the checkerboard system. Early in the season, we expect a positive relationship between predator and prey abundances. Later, the relationship should be negative. Between these two time points, there should also be a change in prey population that is negatively related to the predator abundance. The checkerboard model gives exactly the same regulation graph that I presented for the weeds earlier. We tested the model in a field of winter wheat, across a grid of sampling points throughout the field (figure 9). The grid measures 16 metres between points, eight metres and four metres, and at each one of these sampling points, we had two pitfall traps for carabids and took soil samples for the slugs in June and July.

This produces abundance maps for the slugs and Carabids in June and July (figure 10). In June, where we found slugs, we also found Carabids. In July, however, where we observed the carabid predators,

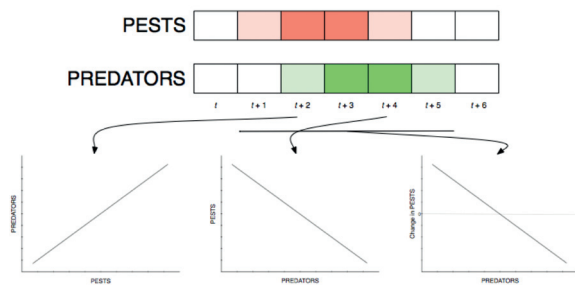


Figure 8. The checkerboard model.

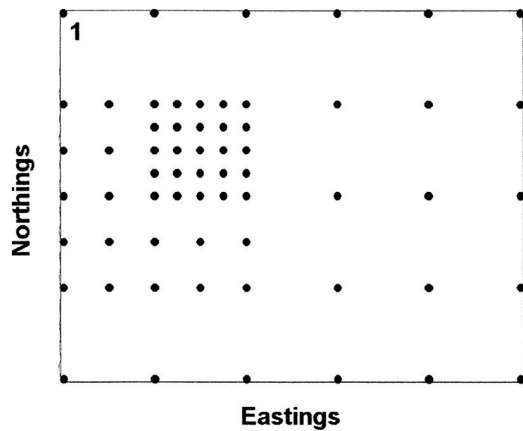


Figure 9. The grid of sampling points in a field of winter wheat.

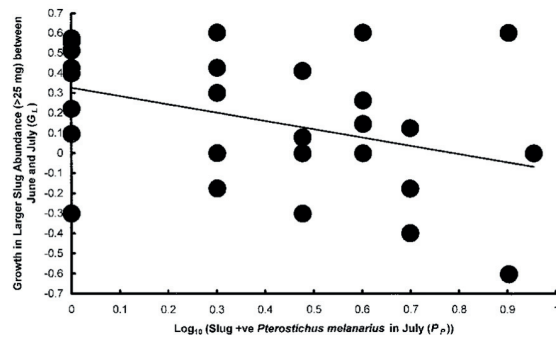


Figure 12. (Bohan et al., 2000).

there was now an absence of slugs.

When we look at these data in terms of simple graphics, in June (figure 11a), we find the positive relationship expected between the abundance of slugs and Carabids. In July (figure 11b), we get the negative relationship between Carabids and slugs.

Over the course of the two months, (figure 12) the change in slugs is negatively related to the carabids, a pattern consistent with regulation. Subsequently, we analysed the stomach contents of these carabids and identified slug DNA, so we know they have eaten slugs. Slug predation by carabids is therefore consistent with checkerboard model and regulation, and given the economic importance of slugs to farmers could be described as an ecosystem service.

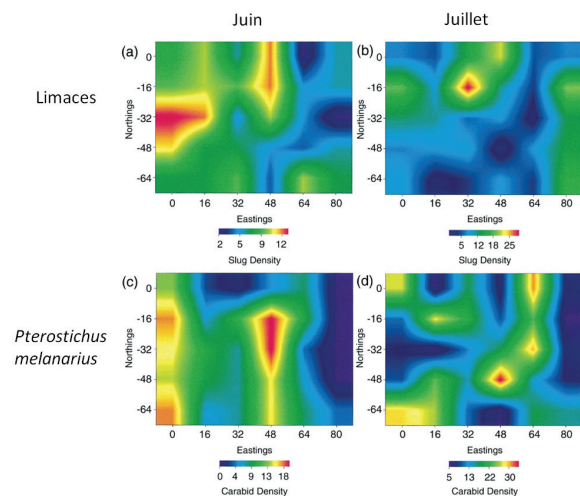


Figure 10. Abundance maps for slugs and Carabids in a winter wheat field. (Bohan et al., 2000).

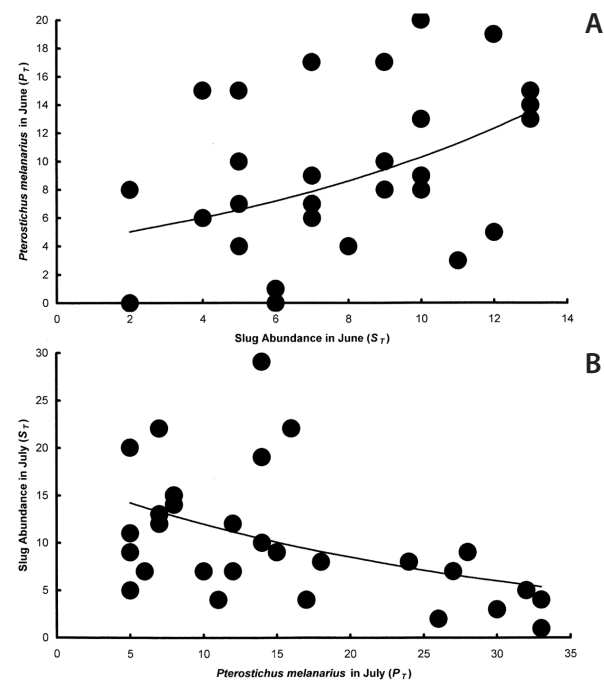


Figure 11. Relationship between the abundance of slugs and Carabids in a winter wheat field (a) in June (b) in July. (Bohan et al., 2000).



The system described in figure 13, which is only a small piece of the whole ecosystem, has already become quite complex. I have shown that there are two prey groups, slugs and weeds, regulated by the same predator grouping, the carabid beetles. In effect, these are two ecosystem services in competition for the same ecosystem service provider. In miniature, therefore, we have many of the problems of interacting ecosystem services in this one small system.

Knowing this, can we really say to farmers, 'Okay, we have shown that carabids regulate slugs and weed seeds and if you have lots of carabids in your fields they will control your slugs and weeds?' Or, is it more likely the case that they will prefer one of these groups to the other? I do not know. What I would like to do is build up from these findings to food webs that explicitly include all the links between all the biological elements of the agricultural ecosystem.

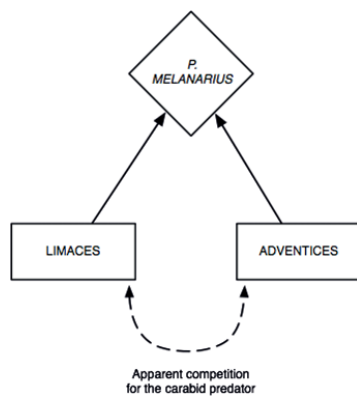


Figure 13 : Scheme of the weeds-slugs-Carabids system.

Luckily, some of this work has already been done. Pocock and colleagues published a multi-network of many different types of ecological network, in 2012 in Science, in wheat crops in the UK (figure 14). These are pollinators, pests, parasitoids, seed-feeding insects and birds all linked together. The important thing is that they are all linked together via the plant nodes at the centre of the network. The dark green nodes are the weeds and the light green ones are the crop. Most links are through the weeds.

What we have done by moving to a multi-network approach is complexify. From a single ecological function, via a two prey / one predator system, we have gone to multiple species all interacting. It is a lot more complicated. But one thing that comes out of these kinds of approaches, when done properly, is an identification of the simplicities in the system. One of the simplifications that emerges from the myriad of interactions is that they typically interact through the weeds. The weeds are therefore central to the functioning of the ecosystem. Management of the weeds could deliver services.

An analysis of this network shows that management for any one function will likely be at the cost of others. There is therefore no optimist scenario, where we can adopt one single management and everything improves. Thus, moving to a richer description also allows us to touch the social and economic domains of agriculture. In some ways, complexifying the problem, but doing it correctly, allows us to actually simplify the problem and allows us to generate clear statements.

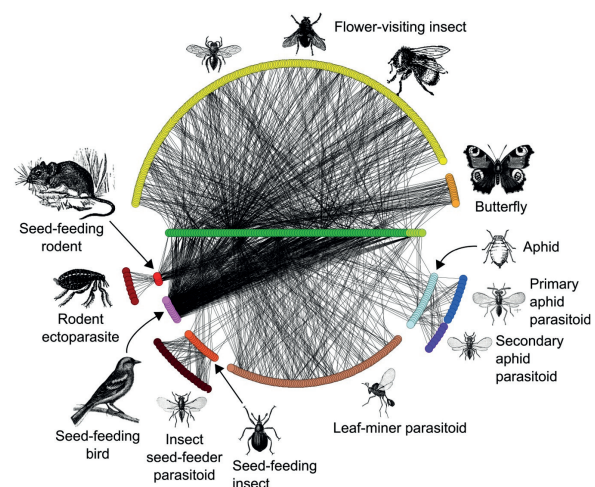


Figure 14 : Multi-network approaches. (Pocock et al., 2012 and Bohan et al., 2013).

Constructing networks of function

We have a problem though. There are very few networks in agriculture. So we posed the question, 'How do we get more networks in agriculture so that we can actually do something?' There are quite a lot of data out there – could we use it? Our reasoning was that in observed abundance and diversity data there is the imprint of past interactions. Could we take a dataset and learn the network of interactions hidden within it?

To test this idea, we again used the FSE GMO data that I introduced earlier. Imagine one of the 256 fields in the dataset. The field was cut in two, and on one side of the field we put the conventional treatment and on the other side we put the GMO treatment, each with distinct herbicide regimes. Now, imagine that a herbicide application goes on one side or other - it does not matter which. That herbicide will remove weed plants that are food and shelter for invertebrates. So for a herbivore, species Y, if its food has just disappeared, it is going to respond in one of two ways. It will either die in place or it will move. We can, after the application of a herbicide on one side or the other, calculate a ratio change of species Y between the two sides – and so on for all of the herbivore species. With regard to species X (a predator that feeds on the invertebrate species Y), if species Y has just died or moved, species X will respond by dying or moving. Thus, our expectation is that if two species are linked by a trophic interaction where we get a change in the ratio of species Y we also should have a correlated change in the ratio for species X. In other words, for two species that are linked, there should be a correlation.

There are, however, many reasons why you might get correlation. Any two species could be correlated to a third species that has changed. They are also both subject to the same, correlated weather. There is also just pure chance. To select the meaningful, trophic correlations, what we actually need is some background information. The background information we supplied for each one of the species in the system was: i) that they had appropriate mouth parts for doing the type of trophic interaction we were looking for, so if they were predators, they had predator-like mouth parts; ii) that they co-occurred in the same sample; and, iii) their body size - generally predators are bigger than prey "Big things eat small things".

With this set of rules, we set out to learn food webs and produced the first learned food web that we are aware of (figure 15). Of something like 160 species that were originally in the dataset, we found that only 45 of those species were actually implicated in the food web. That is only about 25% of the species, but these species account for over 75% of the individuals, so the majority of individuals were implicated in this network. In terms of structure, the network actually did what we thought it should. Collembola detritivores are important prey. Carabids are the dominant predators. Carabid larvae also come out extremely strongly in these systems as being predators of a wide variety of prey. There is also, of course, lots of intraguild predation, with predators feeding on other predators.

We validated the food web using the literature. We searched, by species, for papers that contained information about trophic interactions. It showed that there was a very strong correlation between what we found through the learning and what was found in the literature. In other words, we had high certainty that this network was real. There is an important point here – methods of constructing networks by going to the literature and looking for links, is actually quite standard in trophic ecology. But it is also very partial. I am a very limited human being. I know only certain parts of the literature. I may also search in the grey literature, which is not actually properly validated. There needed to be more objective ways of doing this validation. We developed a tool for actually learning trophic networks from publication search engines, such as Google Scholar. We take a food web, for example the one we have learned, and we parse it into

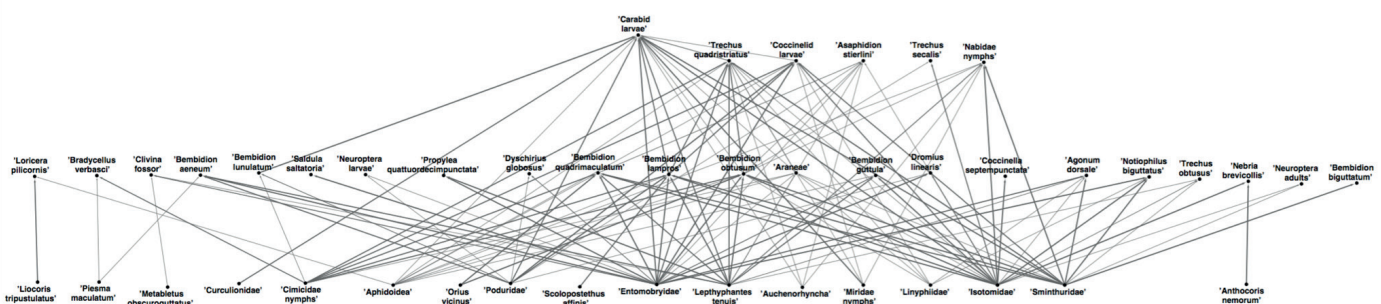


Figure 15. Food web involving 45 of the species (75 % of the individuals), in the studied field. (Bohan et al., 2011 and Tamaddoni-Nezhad et al., 2012).

Google Scholar (figure 16). Using text mining we then produce networks that look like figure 17. We use this network to test the learned food web using “frequency of a hypothesis” approaches. For this we treat each link in the learned food web as a hypothesis, which occurs with a given frequency in the data. We can then examine this frequency of the presence of the hypothesis and compare it to the number of “hits” we get from the literature (figure 18). There was a high correlation.

It seems that through this process, we learned a network for agriculture that is consistent with the literature and our expectations. However, it still produces some illogical links. One of these is the spiders as prey. Now, there are lots of species of spiders in the world and I only know of one that is not an obligate predator and it eats mushrooms - spiders should be predators. The question was, ‘are spiders really prey in this food web or is there a basic problem with the learning?’ In the learning rules, all prey are small. Given the spiders are small, then might the learning actually generate artefactual prey?

To test whether spiders are prey in this food web and, therefore, that the network as we have learned is correct, we tested the predators implicated in spider predation using DNA approaches. Using stored gut samples of *Pterostichus melanarius*, we found the presence of DNA of spider species. Seemingly, spiders are important prey for these predators. The links we were learning, even though they appeared illogical, were actually present as feeding links in reality. Thus, through learning approaches using existing data, we can produce validated ecological networks quickly and cheaply.

Building synthetic ecosystem networks

The final part of this talk is about building ecosystem scale networks. To this point I have talked about a network learned from a single ecological protocol – the Vortis suction sample protocol. Ecologists typically work with many different protocols: pitfall traps, suction samples or whatever. What the protocol-centric view tends to do, however, is cut the ecosystem up. We don’t have a full picture of what is going on in these ecosystems. The networks this produces through learning will therefore only be a representation of a small part of the ecosystem. So, one of the aims of my work on learning networks is to see whether we can knit together all these different protocols to build a much fuller picture of what is going on in these ecosystems, and so the question is, ‘Can we link data from different sampling protocols into networks?’

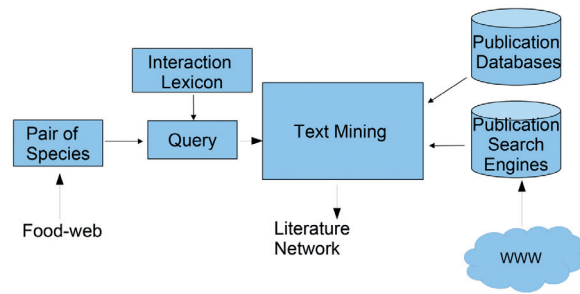


Figure 16. A tool for automatic literature verification.

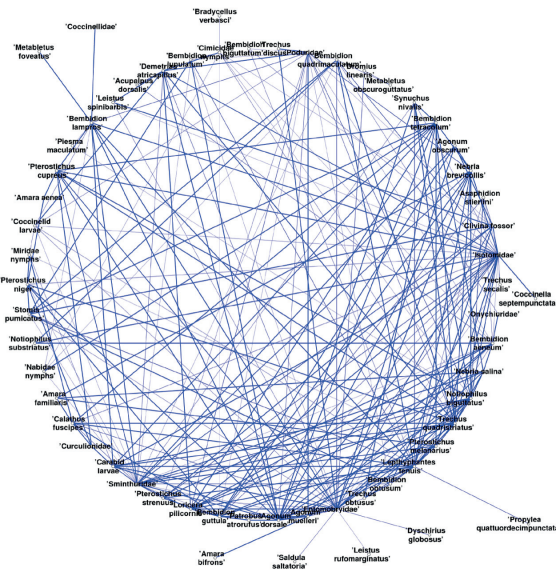


Figure 17. An automatic literature verification. Example based on the food web of figure 15. (Spearman’s $r_s = 0.821$ with p -value 0.01).

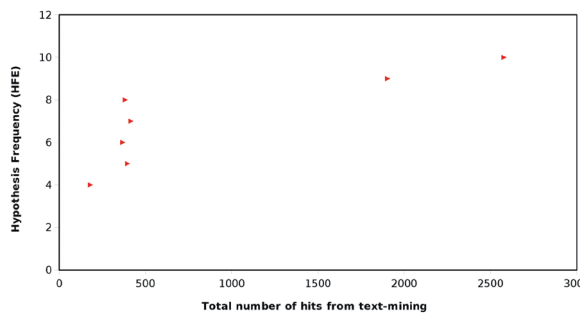


Figure 18. Relation between the frequency of the presence of the hypothesis and the number of “hits” we get from the literature.

After we developed the initial Vortis food web, we then went on and learned this one using data from pitfall traps. figure 19 a and b represents two protocol-specific networks from the same ecosystem. The networks contain many different species, so to knit these two together we isolated those species the networks have in common. There are some species that occur in both of these networks and we would expect that the interactions learned between those species should be similar in both networks. On figure 19c, we represent this common-species network. The strong lines here are the ones where the link occurs in both of the networks, and the



thin lines are where it occurs only in one of the networks. What you can see is that we learn very similar networks from two very different protocols. The networks between the common species are actually quite similar and what this means is we can merge these two datasets and learn what we have called the master web (figure 20); the global web of interactions across the two protocols in agricultural fields.

Progress towards ecosystem-scale representations of ES

So, have we made any progress? Previously, if we were to construct networks in agriculture, in a system with something like 600 species, we would have had to have looked at all of the interactions individually, tested those interactions, either using the literature or in the laboratory. It would have come up with an extremely large number of links to look at. This is both a lot of work and an awful amount of time. What we have done is, with an appropriate dataset, build a network automatically. Now, we can use automatic learning, using datasets that already exist, and just observation of those unknown or illogical links with specific testing that we did with the DNA. This increases the rate of network construction and reduces the cost.

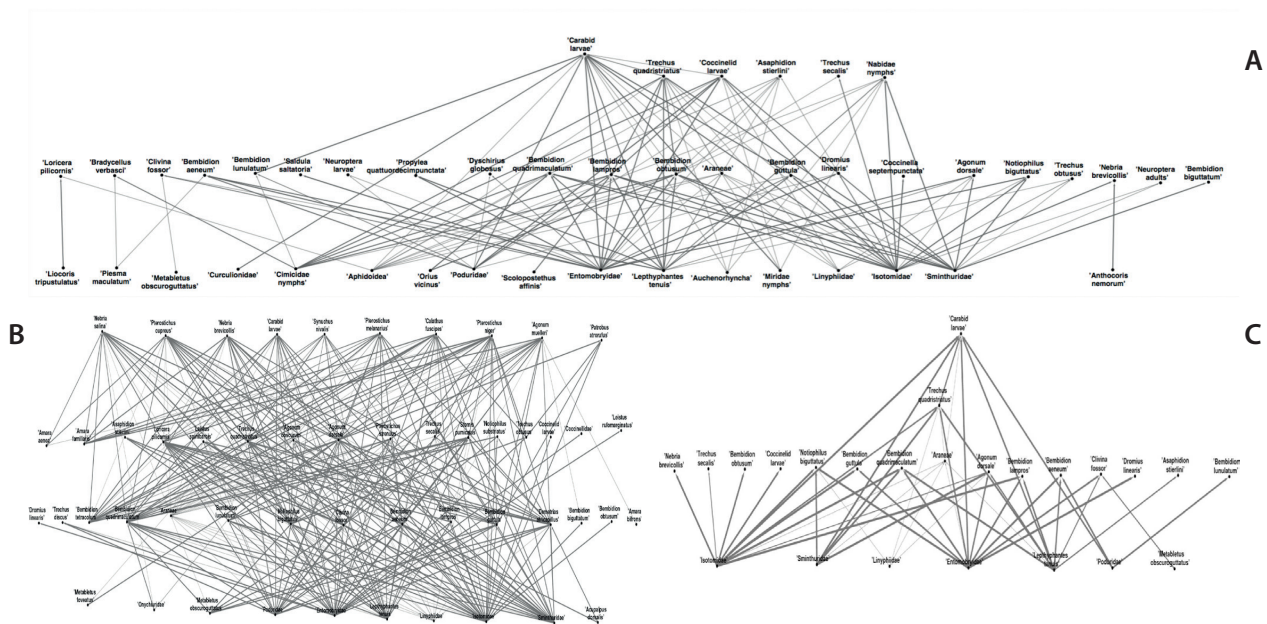


Figure 19. a) and b) two protocol-specific networks from the same ecosystem. c) network with species that are common to (a) and (b) network.

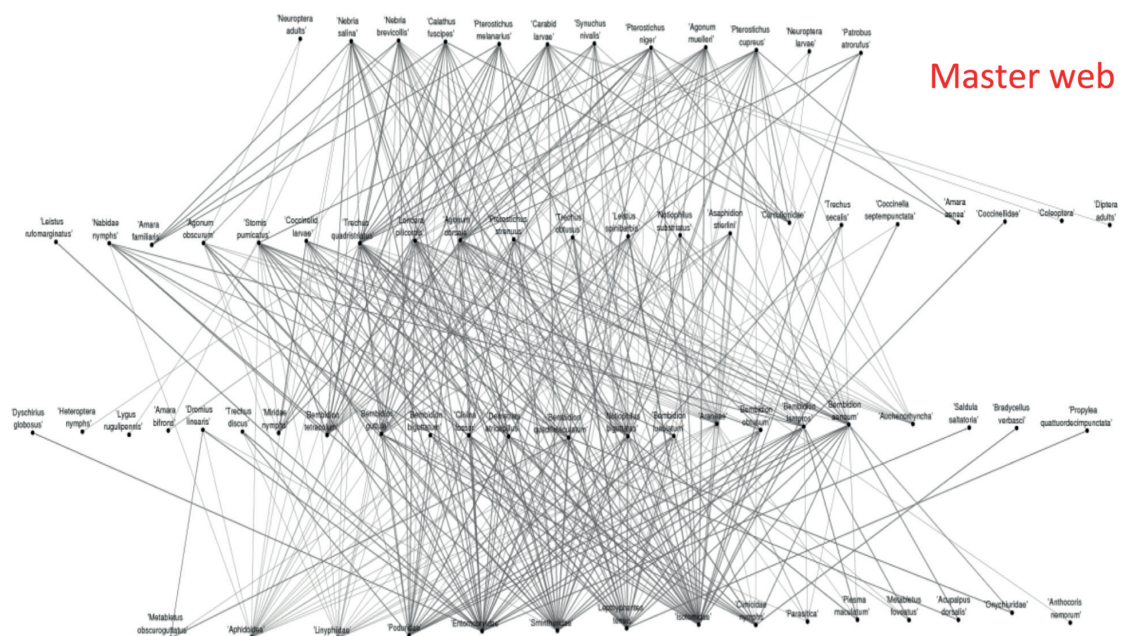


Figure 20. (Bohan et al., 2011 and Tamaddoni-Nezhad et al., 2012).



The questions we are now moving onto are questions of analysis and simplification. ‘What do these networks mean for us in agriculture? What do they tell us about the way that we manage? What should we manage? What are the things that are sensitive to management? What should we preserve or conserve?’ One future aim may be to try and identify those species that occur in all situations. If we are going to use regulation functions, as ecosystem services, maybe we could prioritise those species we work on to be sure, when discussing with farmers and other stakeholders, they will be present in fields and will do the job we need.

FINAL REMARKS

This presentation is a work in progress. Many of us are trying to understand more and more about this agricultural system. My contribution is in studying regulation services mainly through this lens of networks and complexifying the system, in the sense that we move to a richer description of regulation functions, but that this ultimately leads to simplification and identification of solutions to problems of ES delivery.

Thank you very much.

Références bibliographiques

Bohan, D. A., Bohan, A. C., Glen, D. M., Symondson, W. O., Wiltshire, C. W. and Hughes, L. (2000) Spatial dynamics of predation by carabid beetles on slugs. *Journal of Animal Ecology*, 69: 367-379. doi:10.1046/j.1365-2656.2000.00399.x

Bohan, D. A., Boursault, A., Brooks, D. R. and Petit, S. (2011) National-scale regulation of the weed seedbank by carabid predators. *Journal of Applied Ecology*, 48: 888-898. doi:10.1111/j.1365-2664.2011.02008.x

Bohan, D. A., Caron-Lormier, G., Muggleton, S., Raybould, A., Tamaddoni-Nezhad, A. (2011) Automated Discovery of Food Webs from Ecological Data Using Logic-Based Machine Learning. *PLoS ONE* 6(12): e29028. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0029028>

Bohan *et al.*, (2013) Ecological Networks in an Agricultural World. *Advances in Ecological Research*, 49. doi: 10.1016/B978-0-12-420002-9.09990-X

Diamond, J.M. (1975) Assembly of species communities. Pp. 342-444 in: *Ecology and Evolution of Communities* (M.L. Cody and J.M. Diamond, eds.). Belknap Press, Cambridge, MA.

Naranjo Steven E., Ellsworth Peter C., Frisvold George B. (2015) Economic Value of Biological Control in Integrated Pest Management of Managed Plant Systems. *Annual Review of Entomology* 60:1, 621-645 10.1146/annurev-ento-010814-021005

Pocock Michael J. O., Evans Darren M., Memmott J. (2012) The Robustness and Restoration of a Network of Ecological Networks. *Science*, 335 (6071): 973-977. doi: 10.1126/science.1214915

Tamaddoni-Nezhad A., Afroozi Milani G., Raybould A., Muggleton S. and Bohan D. (2012) Construction and Validation of Agricultural Food-webs using Logic-based Machine Learning and Text-mining. *Advances in Ecological Research*, 49: 224-290.

04



Valoriser les services rendus par la prairie Une voie pour assurer la durabilité des systèmes d'élevage herbagers ?

Pascal Carrère

INRA-EFPA, UMR Écosystème Prairial (UREP)

Avec la collaboration de :

A. Farruggia, Inra-Sad, UE Saint Laurent de la Prée

B. Dumont, Inra-Phase, UMR Herbivires

S. Hulin, Pôle fromager AOP Massif central

J.-P. Theau, Inra-EA, UMR Agir

Les prairies sont des agro-écosystèmes majeurs qui couvrent 33% de la SAU européenne (Huyghe *et al.*, 2014). Mais derrière ce chiffre global se cache une grande diversité de surfaces fourragères, dont la classification se fait en fonction de la nature des espèces qui sont cultivées et de la durée de la culture. On peut considérer classiquement trois grandes catégories : les fourrages dits « annuels », les prairies temporaires qui rentrent dans un assolement de culture et les prairies « permanentes » qui regroupent un ensemble de surfaces très diverses mais caractérisées par leur lien au sol.

Ce texte se focalise sur la dernière catégorie, qui de par les multiples fonctions couvertes les positionne au cœur des débats sur la multifonctionnalité et les usages partagés des territoires (Carrère *et al.*, 2012). En effet, destinées à la production fourragère, les prairies restent un support énergétique et protéique essentiel aux systèmes d'élevages. Élément majeur de nombreux paysages, elles contribuent à l'identité territoriale et régionale.

De plus, la diversité des couverts prairiaux correspond à un grand nombre d'habitats qui accueillent une importante diversité d'espèces végétales, animales et de micro-organismes, qui présentent un intérêt fonctionnel ou patrimonial.

Dans ce texte nous présentons l'approche développée par un collectif de chercheurs et d'agents du développement, qui s'appuie sur une démarche de co-construction. Cela permet non seulement de produire des outils de gestion répondant au mieux aux attentes de nos partenaires, mais assure également un transfert actif de résultats scientifiques à même d'apporter aux utilisateurs finaux des clés du fonctionnement des agro-écosystèmes dans lesquels ils sont acteurs.

En premier lieu, on peut se poser légitimement la question de ce que recouvre le terme de « prairie », notamment lorsqu'il est implicitement associé à celui de « prairie naturelle » ou de « prairie permanente ». Cela nous conduit à poser les éléments de contexte et présenter les bases de l'approche que nous avons développée.

Prairies et services : contextes et bases de la démarche

Du point de vue de l'écologie, les « prairies » sont des communautés végétales majoritairement spontanées, dominées par des espèces herbacées (Milner *et al.*, 1968) et dans lesquelles les espèces ligneuses sont (quasi) absentes (moins de 10 % d'arbres et arbustes). Ces prairies dites « naturelles », couvrent 40 % de la surface terrestre (hors zones glacées). À titre d'illustration, les savanes africaines, les steppes d'Asie centrale, les prairies des grandes plaines américaines, la pampa sont des écosystèmes primaires dont la dynamique de succession est bloquée au stade herbacé par des facteurs abiotiques (limitations climatiques, incendies) et biotiques (herbivorie notamment).

En Europe occidentale, en excluant l'étage alpin (au-dessus de 2 500 m) ou certains cordons littoraux, les prairies n'existent que par l'action des éleveurs qui évitent la colonisation par les arbres et arbustes. Les prairies sont donc des formations végétales intimement liées aux activités d'élevage qui bloquent la dynamique végétale et l'évolution des couverts herbacés vers des stades forestiers. Ce sont des formations végétales secondaires au sens écologique strict, pour lesquelles on privilégiera le terme de prairies permanentes (qui dure sans s'interrompre), même si derrière ce terme se cachent des réalités et des représentations différentes qui varient dans le temps (voir Plantureux *et al.*, 2012).

Sur le plan administratif, la Commission européenne reconnaît les prairies — sous-entendu permanentes (ou semi-naturelles) — comme « des surfaces utilisées pour faire pousser naturellement (recrutement spontané) ou via la culture (semis) des graminées ou d'autres herbacées fourragères, mais n'entrant pas dans une rotation de culture pendant au moins cinq ans. Par cette approche, la prairie devient un « agro-écosystème », c'est-à-dire un système géré avec des finalités de production. Cela induit une problématique d'utilisation des terres en introduisant une condition de durée qui différencie d'une part les prairies permanentes (PP) — surfaces utilisées pour la production de plantes herbacées, semées naturellement ou cultivées mais qui ne sont pas retournées pendant au moins cinq ans — et d'autre part les prairies temporaires (PT) — prairies semées et implantées pendant moins de cinq ans et entrant dans le cycle de rotation des cultures.

La prairie permanente représente 57 millions d'hectares pour l'Europe des 27 ; auxquels il faut rajouter 17 millions d'hectares de landes et de parcours et une dizaine de millions d'hectares de prairies temporaires. Ces chiffres cachent cependant une très grande variabilité entre états : 5 pays (UK, France,

Allemagne, Italie, Roumanie) représentent plus de 60% des surfaces prairiales. La France avec 9 millions ha de PP (17% des surfaces européennes) a une véritable responsabilité sur ces agro-écosystèmes, car on assiste à une érosion régulière de ses surfaces prairiales au profit soit de l'urbanisation, de l'intensification des terres (conversion en culture) ou de l'abandon (reprise de la dynamique évolutive vers les fourrés et les bois). Ainsi, si on considère uniquement le territoire des six états fondateurs de l'Europe (Europe des 6), 7,1 millions ha de prairies ont été perdus en 40 ans soit 30% de la surface des prairies présentes en 1967 !

Des réalités nouvelles

Ces évolutions sont également liées à une évolution du contexte et à des réalités nouvelles qui s'imposent à ces systèmes. On peut citer la libéralisation du commerce mondial qui joue sur les intrants et les productions agricoles et impacte les résultats économiques des exploitations, associée à une évolution des attentes avec un souhait de produits sûrs et sains, d'un moindre impact environnemental des activités agricoles (moins d'intrants), de la prise en compte du bien-être animal dans les systèmes d'élevage... La demande sociétale est également de plus en plus concernée par la production de biens non matériels : paysages, fonctionnalités des écosystèmes (par exemple la fertilité des sols), biodiversité. Enfin, le niveau d'accroissement des risques et le caractère aléatoire des perturbations qu'elles soient climatiques, biotiques (parasites, espèces envahissantes, pathogènes) ou de nature socio-économique (volatilité des marchés) nous obligent à reconsidérer les schémas classiques de pensée. Le concept de service écosystémique peut être une clé d'entrée intéressante car il implique une interdépendance très forte entre le fonctionnement des écosystèmes et le bien-être humain. Cela conduit à une redéfinition des rapports hommes / milieux et implique un changement de perception des relations entre élevage et société (Lamarque *et al.*, 2011). Ainsi on peut poser une évolution de conception du statut de l'éleveur qui passerait d'un « éleveur, producteur de biens de consommation et pollueur » à un « éleveur, producteur de matières premières, conservateur de biodiversité, stockeur de C, producteur de produits sains et gastronomiques, pollinisateur des cultures, producteur de paysages ». Cela soulève également une évidence qui est que « le producteur » de services n'est pas/plus le seul bénéficiaire (ou consommateur) de ces services. Cela nécessite donc de développer une approche plus systémique pour prendre en compte l'entièreté des attentes des porteurs d'enjeux. Pour cela il est nécessaire de structurer notre compréhension du fonctionnement des écosystèmes prairiaux (Amiaud

et Carrère, 2012), en identifiant, caractérisant et quantifiant les mécanismes fonctionnels (approche académique et cognitive) qui constitueront la base de la construction de solutions agro-écologiques (approche finalisée).

Cela questionne les liens entre gestion (pratiques), fonctionnement et fourniture de service, mais également les modalités d'évaluation des services délivrés (indicateurs fiables et accessibles) et les synergies ou antinomies entre services. Pour cela notre démarche s'est appuyée sur un modèle conceptuel qui postule que « la prairie est le résultat d'une histoire » (figure 1). La flore rencontrée dans une prairie (parcelle) à un instant donné dépend du pool d'espèces régional filtré à la fois par les facteurs d'habitat (l'altitude, l'humidité du milieu) et par les facteurs de gestion (pratiques mises en œuvre par l'éleveur : le niveau de fertilisation, la fréquence des périodes de fauche et (ou) de pâture, etc). L'ensemble conduit à un assemblage d'espèces porteur d'un « potentiel fonctionnel » qui a une « capacité à fournir des services ». Ainsi, pour une même parcelle de prairie, on pourra avoir une variabilité dans le fonctionnement et la fourniture de services, du fait des fluctuations climatiques et des pratiques mises en œuvre par l'éleveur selon son objectif de production.

Ce modèle introduit deux notions essentielles : i) il faut intégrer la variabilité des états et du fonctionnement dans le raisonnement des systèmes et ii) l'éleveur est un acteur essentiel du système et à ce titre il est un moteur de son fonctionnement. Ainsi, la clef de la réussite du système d'élevage ne réside plus seulement dans la capacité technique d'appliquer un ensemble de pratiques prédéfinies, mais dans la compréhension globale que l'éleveur a de son système et des souplesses permises. On passe ainsi d'une conception purement tactique dans laquelle l'éleveur est un opérateur de schémas préalablement définis pour fonctionner « en année moyenne » à une conception stratégique dans laquelle l'éleveur est un acteur à même de jouer sur les différents leviers que la diversité de son système permet.

Les bases scientifiques

Cette approche s'appuie sur un prérequis qui est la compréhension du fonctionnement de l'écosystème prairial. L'enjeu est de montrer, en mobilisant des éléments factuels, que les services écosystémiques sont la résultante de ce fonctionnement.

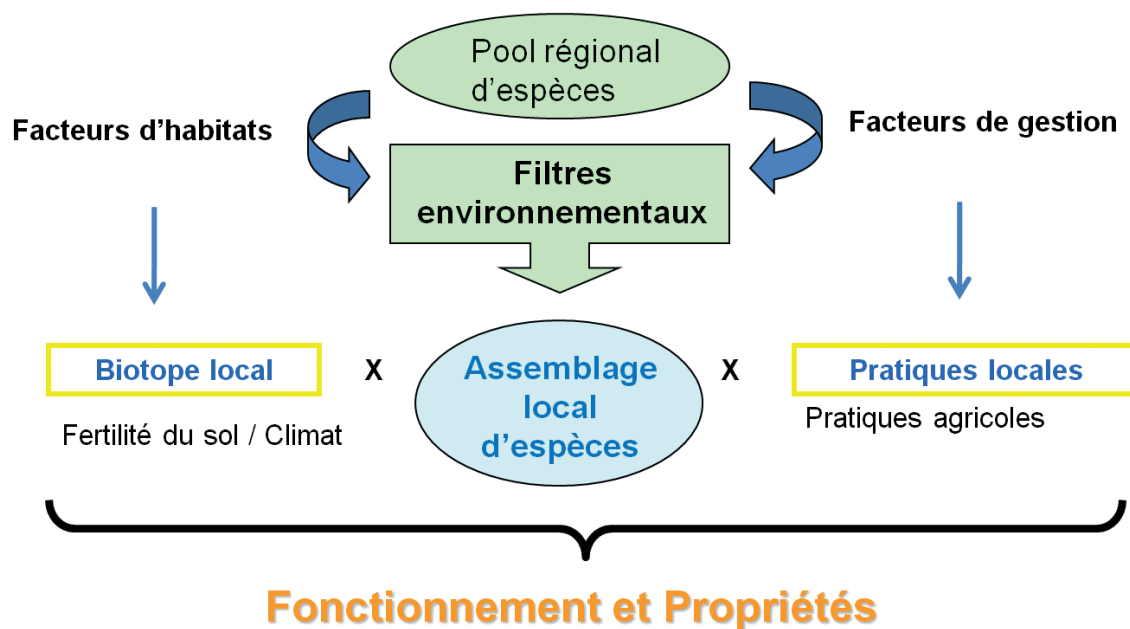


Figure 1. Modèle conceptuel du fonctionnement d'une prairie et de sa capacité à délivrer des services sous l'impact des facteurs d'habitat et de gestion.

Comprendre le fonctionnement de l'écosystème prairial pour en déduire les finalités

En étudiant la réponse des prairies aux changements globaux et aux facteurs de gestion nous cherchons à comprendre les propriétés émergentes de l'écosystème prairial qui résultent des interactions entre biocénose et cycles (figure 2). L'objectif est d'évaluer la performance et la durabilité des systèmes herbagers à partir d'une compréhension fine du fonctionnement de l'écosystème prairial. L'écosystème est composé d'un biotope (composante non vivante, souvent assimilée au « milieu ») qui comprend le sol, l'atmosphère, le climat, l'altitude, et d'une biocénose (composante vivante), caractérisée par la diversité des espèces présentes et leur organisation (structure des communautés, complexité du réseau trophique). L'ensemble des interactions entre les êtres vivants et leur milieu, mais également des interactions des êtres vivants entre eux, constitue le moteur du fonctionnement de l'écosystème prairial. La diversité des réponses aux facteurs locaux (climat, gestion) ou globaux (modes d'utilisation des terres, changements climatiques) est liée aux stratégies de fonctionnement des êtres vivants, décrites par les notions de diversité spécifique (nombre et abondance relative des espèces) et fonctionnelle (ensemble des stratégies et mécanismes mobilisés par ces espèces). Ainsi, la fertilisation a un impact sur l'activité de la faune du sol, en modifiant la qualité chimique de la matière organique entrante (rapport C : N des litières) et les interactions entre champignons et bactéries.

Les services écosystémiques peuvent donc se concevoir comme une résultante, une sortie des interactions présidant au fonctionnement de l'écosystème prairial à destination de bénéficiaires humains. Ainsi, par une description de la composition et de la structure des communautés, il est possible d'identifier les acteurs du réseau trophique et d'interpréter leurs interactions en termes de fonctions, c'est-à-dire de processus écologiques, qui seront ensuite traduits en termes de services en mobilisant des indicateurs à même de les caractériser (voire de les quantifier).

Diversité, fonctionnement et stratégie d'espèces

Pour comprendre le lien entre la biodiversité et le fonctionnement des communautés, il est possible de mobiliser les concepts de l'écologie fonctionnelle. Cette discipline propose un cadre théorique pour raisonner le lien entre diversité et fonctionnement (approche Biodiversity and Ecosystem Functioning, « BEF », Tilman *et al.*, 1997) via une

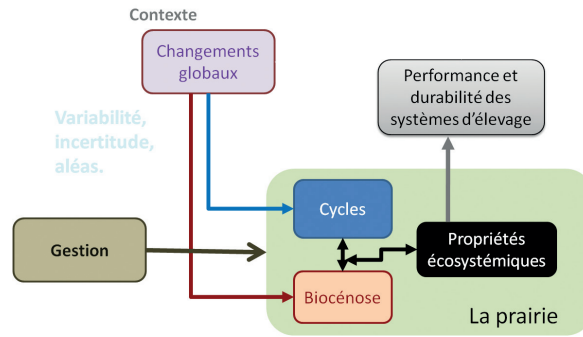


Figure 2. Schématisation du fonctionnement de l'écosystème prairial (P. Carrère, 2014, non publié).

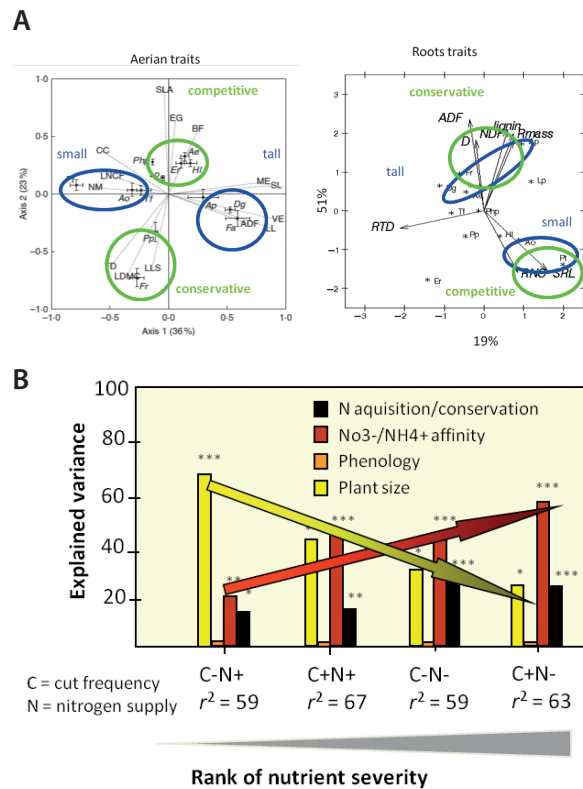


Figure 3. Relation entre les traits aériens ou souterrains d'espèces et les stratégies d'acquisition des ressources par les plantes (A) et impact sur les règles d'assemblage de ces espèces dans un environnement local (B).

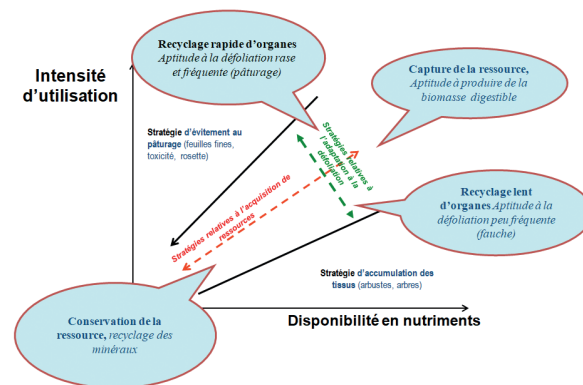


Figure 4. La description de la stratégie de fonctionnement des espèces prairiales (graminées) en regard de la disponibilité du milieu et de l'intensité d'utilisation de la ressource produite permet de construire des éléments mobilisables pour le conseil agricole (librement adapté de Cruz *et al.*, 2002, revue dans Cruz *et al.*, 2010).

caractérisation de la structure des communautés en termes de nature, abondance et gamme de variabilité des traits dit fonctionnels (Lavorel et Grigulis, 2012). La description de la réponse des espèces à des gradients et de leur effet sur les propriétés de l'écosystème est un premier élément de compréhension de la relation entre diversité végétale et fonctionnement des écosystèmes. On peut ainsi tester si le fonctionnement de l'écosystème est corrélé à la réponse des espèces dominantes ou à la complémentarité entre les différentes espèces (Loreau *et al.*, 2001). Ces travaux théoriques nous conduisent à nous interroger sur les mécanismes qui pilotent le fonctionnement des communautés végétales et à identifier les descripteurs à prendre en compte pour interpréter la relation entre diversité végétale et fonctionnement des écosystèmes prairiaux. La réponse à cette question aura in fine des conséquences pratiques qui définiront le niveau de description que l'on juge nécessaire à prendre en compte dans les outils de pilotage et d'évaluation.

À titre d'exemple, sur une collection de graminées natives de prairies du Massif central, nous avons montré que les traits d'espèces aériens (Pontes *et al.*, 2010) et racinaires (Picon Cochard *et al.*, 2012) permettent de décrire des stratégies d'acquisition des ressources par les plantes (figure 3a) et d'en déduire les règles d'assemblage de ces espèces pour un environnement donné (Maire *et al.*, 2012, figure 3b).

La caractérisation du fonctionnement des espèces prairiales, par l'approche des traits fonctionnels, a permis d'identifier des stratégies d'espèces, que l'on peut ensuite replacer sur un gradient de facteurs écologiques (stress/perturbation). Ces stratégies d'espèces correspondent à des réponses fonctionnelles ou des trajectoires d'adaptation, en termes d'acquisition des ressources (capture vs. conservation) ; ou de régénération des tissus (compétitrices vs. conservatrices). La prise en compte de ces stratégies sous un angle agronomique en termes de valeur d'usage de ces espèces en fonction de la disponibilité des éléments du milieu ou du taux de prélèvement (ie chargement animal) a permis de construire une typologie sur la base de la production des espèces, de leur précocité ou de leur capacité à maintenir de l'herbe sur pied (Cruz *et al.*, 2002 ; Cruz *et al.*, 2010).

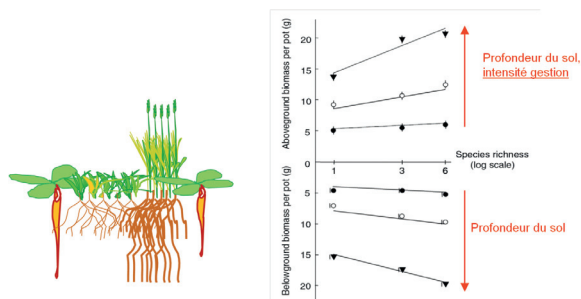


Figure 5. Illustration de l'effet de complémentarité des stratégies d'acquisition des ressources (architectures aériennes et racinaires) entre espèces prairiales (adapté de Dimitrakopoulos et Schmid, 2004).

Du fonctionnement des écosystèmes aux services écosystémiques à travers quelques exemples

De la « production primaire » au service « production fourragère »

De nombreux travaux d'écologie fonctionnelle décrivent un lien entre l'accroissement de la richesse spécifique (nombre d'espèces végétales par exemple) et une augmentation de la production primaire de la communauté végétale qui se traduit par un accroissement de la production de biomasse herbacée aérienne et racinaire. L'hypothèse avancée est celle d'une complémentarité des stratégies d'acquisition des ressources (Dimitrakopoulos et Schmid, 2004). La figure 5 illustre cette hypothèse sur la base d'une complémentarité d'architectures aériennes et racinaires (dimension spatiale). Une réponse similaire est observable sur la dimension temporelle par le décalage des phénologies des espèces prairiales (Duru *et al.*, 2013). Le décalage des développements végétatifs (précocité) ou reproducteurs (date d'épiaison) accroît la temporalité de la ressource et augmente ainsi sa souplesse d'utilisation par l'éleveur.

On peut traduire ces états de végétation en critères d'aptitude à remplir des fonctions de production de fourrage en termes de quantité ou de qualité. Gardarin *et al.* (2014) ont établi sur un gradient multi-site (Projet DIVHERBE) une équation de prédiction de la digestibilité des fourrages en combinant valeur de traits, facteurs climatiques et groupes botaniques :

$$\text{DIGESTIBILITÉ} = -0.85 \text{ LDMC} - 0.49 \text{ ETP} + 2.06 \text{ dist} + 1.39\% \text{ther} + 570$$

(R² = 0.63 ; P < 0.05)

LDMC=Leaf Dry Matter Content
ETP=Potential EvapoTranspiration
dist=Disturbance intensity
%ther=Proportion of therophytes

Par des analyses multivariées réalisées sur un dispositif de suivi de parcelles issues de 170 exploitations réparties sur le territoire national (CASDAR PP), Michaud *et al.* (2011) ont identifié des services fourragers en considérant différentes fonctions de parcelles : de l'herbe pour des animaux exigeants, de l'herbe toute la saison, des stocks de printemps, de la qualité pour une exploitation tardive, une souplesse d'exploitation. Chacune pouvait correspondre à un type de service (approvisionnement) spécifique rendu à l'éleveur.

Identifier les mécanismes qui pilotent les flux de C dans le sol et bilan des gaz à effet de serre en prairies.

Les travaux de Klumpp *et al.* (2009) et Fontaine *et al.* (2011) ont permis d'identifier les mécanismes pilotant les flux de C dans le sol dans les écosystèmes prairiaux. Les interactions entre les processus de décomposition et la synthèse d'humus, sont pilotés par les ressources en enzymes, en carbone et en azote, elles même dépendantes de la diversité microbienne et des espèces végétales présentes localement. Leurs travaux soutiennent le fait qu'à l'échelle locale (cm² – m²) l'intensification de la gestion induit une réduction de la biomasse racinaire et un accroissement de l'activité microbienne, ce qui entraîne des pertes de C du sol.

Ces travaux cognitifs permettent de progresser dans notre compréhension des mécanismes pilotant les flux de carbone in situ et d'envisager une quantification du stockage de carbone dans les sols prairiaux (service de « régulation du climat »). À l'échelle de la parcelle (ha), en mobilisant les dispositifs à long terme (réseau ACBB, infrastructure Icos), il a été possible de montrer par des mesures de flux par Eddy Covariance que les prairies sont des puits de carbone (Klumpp *et al.*, 2011), c'est-à-dire ont un échange net de l'écosystème négatif (figure 6). Mais ces travaux ont aussi montré que le stockage de C est influencé à la fois par la gestion et par le climat. Ainsi, si pour une année à pluviométrie satisfaisante l'écosystème géré de façon extensive stocke davantage que celui géré de façon intensive, l'inverse a été observé en années sèches (figure 6). Par un stockage régulier de C - des valeurs de 200 kg à 700 kg C par hectare et par an sont communément admises - la

prairie permanente contribue à réduire l'empreinte carbone de la production animale.

Adapter les modalités de gestion au pâturage pour concilier performances animales et biodiversité

Le pâturage est un facteur de structuration du milieu important. Dumont *et al.* (2011) ont montré que l'intensité du pâturage pouvait être un levier puissant pour moduler la biodiversité, en affectant la dynamique des communautés végétales, ou en générant une hétérogénéité structurale propre à créer une diversité d'habitats pour les espèces de la flore et de la faune (Dumont *et al.*, 2012). La sélection alimentaire associée à des croissances différenciées de la végétation sont créatrices d'hétérogénéité et pilotent la dynamique des patchs (Rossignol *et al.*, 2011). La composition botanique (type fonctionnel, phénologie) à l'échelle locale est un facteur de stabilité de la structure du couvert végétal en agissant comme un élément attractif (ie présence de légumineuses appétantes et digestives) ou répulsif (ie présence de tiges sèches de faible valeur alimentaire). L'hétérogénéité structurale favorise la diversité végétale et microbienne et permet la coexistence de différentes stratégies d'espèces (différentiation de niche). Ainsi, dans des parcelles gérées en sous-chargement (0.6 UGB par ha) on observe un recouvrement de plantes à fleurs et une densité de papillons plus forte (Dumont *et al.*, 2009) ; cela s'interprète par une hypothèse de disponibilité plus forte des ressources et (ou) par la création d'habitats plus hétérogènes permettant de faire coexister fonctions d'abris et de ressources. Cependant ce sous-chargement s'accompagne de pertes de production.

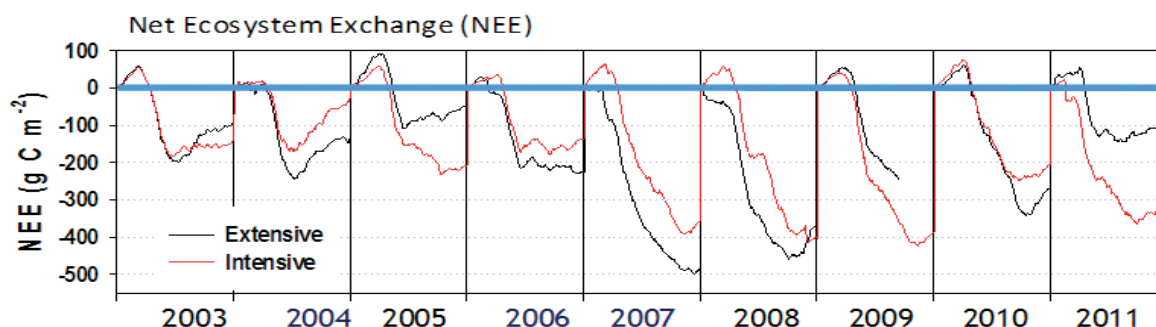


Figure 6. Évolution de l'échange net de l'écosystème (Net ecosystem exchange - NEE) mesuré sur le site de prairie permanente de Laqueuille - altitude 1 100 m, deux modes de gestion : extensif (0.5 UGB/ha sans intrants) et intensif (1 UGB hectare avec 220 Kg N/ha/an) du réseau ACBB (infrastructures Anaee-F et Icos). Les deux photos montrent les dispositifs de mesure : tour à flux et chambre statique N₂O.

Afin de concilier performances animales et biodiversité, Farruggia *et al.* (2012) ont proposé d'adapter les modalités de gestion en mettant en place un pâturage rotatif alternatif. Cela permet de préserver une parcelle de la défoliation (parcelle « D », figure 7) et de la conduire au pic de végétation tandis que les autres parcelles du dispositif continuent à être pâturées régulièrement (parcelles A, B, C de la figure 7). L'intensité de floraison est de 2 à 4 fois plus importante sur la parcelle sortie de la rotation, et cela affecte à la fois la densité en papillons et leur richesse spécifique. Ce type de dispositif montre que la fourniture de services écosystémiques est affectée à la fois par le mode d'utilisation et par l'intensité d'exploitation de la prairie.

Quels services, à quelle échelle ?

Sur la base de ces faits scientifiques, un consortium R&D impliquant chercheurs, conseillers et animateurs en développement, a construit une démarche afin de caractériser et quantifier les services pro-

duits par des systèmes d'élevage herbagers de moyenne montagne (Carrère *et al.*, 2012 ; Hulin *et al.*, 2012). Un atelier participatif a été réalisé dans le cadre du CASDAR ATOUS, regroupant une vingtaine d'acteurs de la R&D des filières herbagères de trois massifs (Massif central, Pyrénées et Alpes du Nord). Il a permis, sur la base de la catégorisation du MEA, de co-construire et identifier 14 services dits primaires dans ces systèmes d'élevage (figure 8) et de proposer près de quarante indicateurs pour les évaluer (Carrère *et al.*, 2015). Il est apparu que l'évaluation de ces services, que chacun s'était entendu à considérer comme fondamentaux, était très dépendante de la discipline et des points de vue de chacun des acteurs. Qui plus est, elle était influencée par l'échelle à laquelle on se positionnait du fait d'interactions spatiales influençant le niveau de service rendu.

La question du niveau pertinent d'intégration spatiale et (ou) organisationnelle des services est donc apparue comme cruciale dans une telle approche.

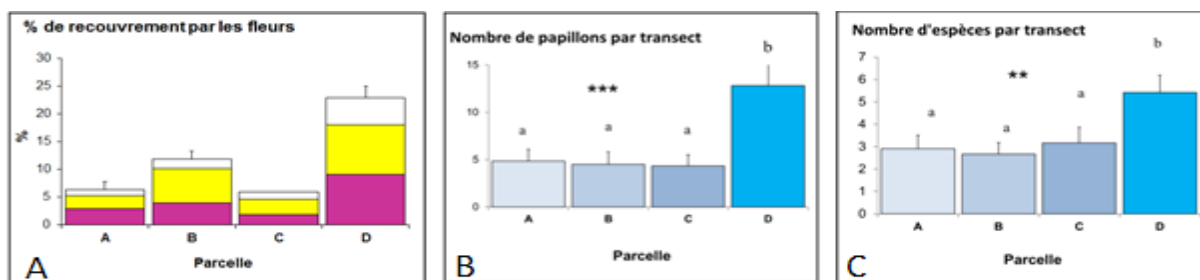


Figure 7. Comparaison du recouvrement de fleurs (%), du nombre d'individus (B) et d'espèces (C) de papillons sur 4 parcelles, pâturées (A, B, C) ou non (D). ** (P < 0.01), *** (P < 0.0001). (Adapté de Farruggia *et al.*, 2012).

Support ou auto-entretien :
[maintien des fonctionnalités de l'écosystème]

Préservation du sol, Cycle des Nutriments, Production primaire Structure des communautés

Approvisionnement (production)
[productions de biens utilisés par les êtres humains]

Produits de l'agriculture (lait, viande, blé etc...) Pêche, Cueillette, Bois...

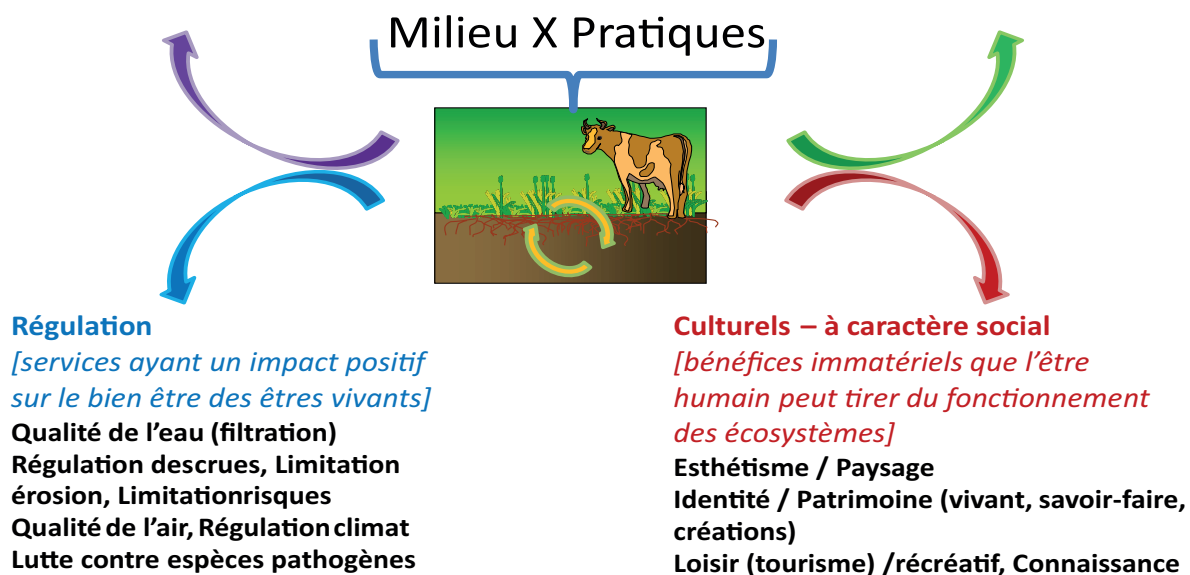


Figure 8. Identification de 14 services primaires dans les systèmes d'élevage herbager de moyenne montagne (production de l'atelier participatif du Casdar Atoous octobre 2014, Carrère *et al.*, 2015).

Trois niveaux ont été identifiés : i) la parcelle, qui permet d'analyser des processus, d'identifier des potentiels et des services produits par l'écosystème prairial ; ii) l'exploitation, qui favorise la déclinaison des services à l'échelle des systèmes fourragers et permet de visualiser un premier niveau de complémentarité ou d'antagonisme, et iii) le territoire, au niveau duquel on peut raisonner le rôle des acteurs dans l'élaboration des « biens publics et du bien-être ». Dans notre approche, nous avons la volonté de considérer conjointement plusieurs services — comme c'est trop souvent peu fait — de façon à produire des supports de médiation visant à s'interroger sur la possibilité de conciliation des différents services rendus aux trois niveaux. Dans ce texte nous aborderons les deux premiers niveaux d'échelle.

La parcelle : niveau d'identification des potentiels

La parcelle agricole est le niveau élémentaire de gestion auquel les pratiques fourragères sont mises en œuvre. C'est aussi le niveau auquel s'exercent les processus biologiques sous l'influence du milieu, des pratiques de fertilisation, de pâturage et de fauche. C'est le lieu où les végétations vont s'assembler pour trouver un équilibre sous l'effet de ces facteurs. Cette réponse des végétations va se traduire en caractéristiques notamment agronomiques, mais aussi écologiques. Il en résulte un grand nombre de prairies différentes. Face à cette diversité de types prairiaux (résultant de l'interaction entre pratiques et milieu) il apparaît indispensable d'organiser la diversité de la végétation et d'identifier ses potentiels. Mais également de formaliser le lien entre la diversité de la végétation et les services réellement rendus sous l'impact du milieu et des pratiques de gestion. C'est l'enjeu des typologies.

La typologie multifonctionnelle du Massif central (Carrère *et al.*, 2012) vise à apporter des éléments factuels permettant de concilier l'ensemble des

fonctions fournies par les écosystèmes. L'enjeu était d'argumenter le rôle incontournable des prairies dans les systèmes d'élevage en appellation d'origine protégée (AOP) et de leur assurer ainsi une certaine stabilité (durabilité). Cette typologie a été réalisée dans le cadre d'un programme de recherche finalisée (financement par le compte d'affectation spécial Dar du Maaf) associant quatorze partenaires de la recherche, du développement et de la formation (Hulin *et al.*, 2012). L'objectif était d'optimiser l'utilisation des prairies et de leur diversité. La finalité était d'évaluer la combinaison de services obtenue à l'échelle de l'exploitation du fait de la complémentarité des parcelles. Nous cherchions à répondre à deux questions : i) Comment valoriser la diversité des types de prairies des systèmes d'élevage de montagne ? et ii) Comment caractériser les potentiels agronomiques, environnementaux des prairies et la qualité des fromages qui en sont issus ?

À partir d'une caractérisation du milieu et des pratiques, l'enjeu était de caractériser les communautés prairiales et leur potentiel fourrager sous un angle quantitatif mais aussi qualitatif tout au long de la saison de végétation. Les sorties devaient permettre une évaluation du potentiel agricole (fourrager), environnemental (biodiversité, stockage du carbone) et fromager des prairies. Nous avons combiné une approche botanique (en mobilisant les méthodes de la phytosociologie) et une approche agronomique pour évaluer les rendements, les valeurs alimentaires et la temporalité de la pousse d'herbe. Soixante types ont été identifiés et vingt-trois ont été précisément décrits [NB le prolongement de cette action dans le cadre du projet AEOLE (2016-2019), a permis de compléter quinze types supplémentaires, la version actualisée de la typologie sera publiée en décembre 2019]. L'originalité de notre approche a été d'avoir une entrée basée uniquement sur les pratiques et le milieu, mais aussi de prédire la qualité des prairies à partir du type de végétation.

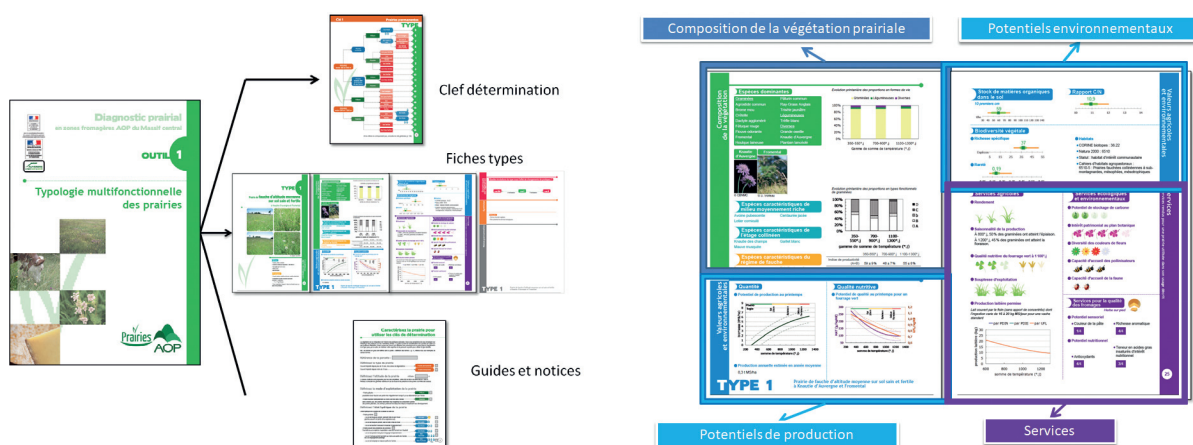


Figure 9. Structure de la typologie fonctionnelle des prairies et détail d'une fiche (adapté de Carrère *et al.*, 2012).

La typologie multifonctionnelle des prairies AOP se compose d'une clef de détermination, de fiches types et de notices et guides expliquant la démarche, les modalités de calcul et donnant des éléments d'interprétation (figure 9). Les fiches comprennent une description de la composition de la végétation, du potentiel de production et environnemental mesurés sur un réseau expérimental de soixante-quinze parcelles [étendu à un réseau de 134 parcelles dans la version à paraître]. Les services attendus ont été quantifiés à dire d'expert dans cette étude. L'encart sur la composition botanique et la souplesse de gestion fournit une description botanique et l'identification des espèces indicatrices du milieu ou des pratiques. L'approche fonctionnelle mobilisant la typologie de Cruz *et al.* (2010) permet de donner un indicateur de la productivité et de la tardiveté de ce type de végétation. La dynamique de la production au printemps et de la qualité associée, permet d'évaluer le potentiel fourrager au cours du premier cycle et de raisonner le compromis quantité/qualité. Les critères écologiques renseignent sur la diversité, l'intérêt patrimonial de l'habitat, mais également le rapport C/N du sol. On met face à face potentiel de production et biodiversité. Ces potentiels sont ensuite déclinés en services, en considérant en vis-à-vis les services d'approvisionnement comme celui de production (valeur d'usage, production laitière permise) ou de qualité des fromages et d'autres services comme les services supports, culturels ou de régulation. L'enjeu est d'illustrer la multifonctionnalité des prairies. Il s'agit de délivrer un message fort : « Pas de bonnes ni de mauvaises prairies, juste une gamme de services mobilisables en fonction des objectifs et des enjeux ».

L'exploitation : raisonner les cohérences

L'échelle de l'exploitation a été prise comme un niveau d'intégration de ces potentialités, à même de pouvoir raisonner les complémentarités et les cohérences. En effet, l'exploitation est le niveau où se définit la stratégie et où la cohérence du système fourrager se construit. Nous avons développé un outil de diagnostic « Diam » (Farruggia *et al.*, 2012), qui donne les moyens de passer de la vision d'un système élevage uniquement à finalité de production de biens de consommation à un système qui est aussi producteur de produits sains et gastronomiques, conservateur de biodiversité, stockeur de carbone, qui permet la pollinisation des cultures, crée et entretient des paysages. Diam est conçu comme un outil de médiation pour changer la perception des relations élevage-environnement.

Le diagnostic multifonctionnel « Diam » est un outil développé pour les éleveurs et techniciens agricoles afin d'apprécier les compromis entre production, environnement et qualité des fromages. Il se base sur une description du système, parcellaire et troupeau, et il est organisé en quatre modules d'analyse : système fourrager, services environnementaux (c'est-à-dire des services écosystémiques autres que la production), qualité des produits et valorisation de la ressource (figure 10).

L'analyse de la cohérence du système fourrager se fait en partant du profil parcellaire, dans lequel l'ensemble des parcelles de l'exploitation sont listées et rattachées à un type tel que défini dans la typologie multifonctionnelle AOP. Cela donne le bilan fourrager qui permet de comparer les besoins du troupeau à la production théorique (quantification des écarts). La cohérence est analysée en comparant ce bilan à un référentiel régional (figure 11). Pour l'éleveur, avoir une vision de son profil fourrager lui permet de prendre conscience de la diversité de son parcellaire. Ce profil peut se décliner en identifiant les différents ateliers de l'exploitation par exemple pâture vache laitière ou fauche.

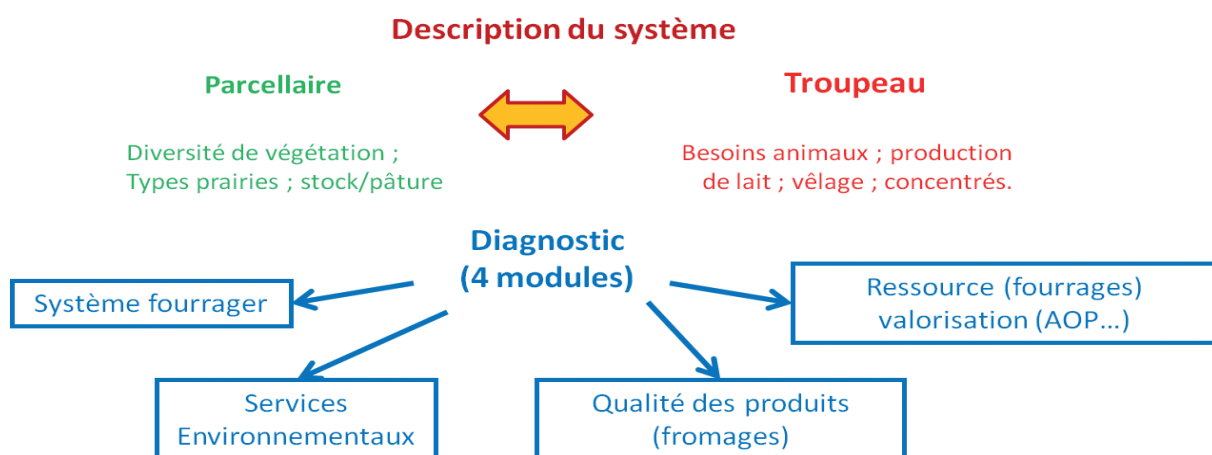


Figure 10. Schéma de fonctionnement de l'outil de diagnostic multifonctionnel Diam (adapté de Farruggia *et al.*, 2012).

Ce même profil parcellaire nous donne également accès à l'ensemble des services écosystémiques de l'exploitation. La figure 12 montre que l'on peut mettre en regard de la répartition des surfaces le niveau de service rendu. On peut également analyser le niveau de service en fonction des ateliers de l'exploitation. Si on prend l'exemple du nombre de couleurs de fleurs (cet indicateur est relié à la biodiversité, plus le nombre de couleurs est élevé plus la richesse spécifique est forte), on voit (figure 12, graphique centre droit) que 80% des pâtures utilisées par les vaches laitières (VL) ont peu de couleurs, alors que 90% des pâtures de

génisses et vaches allaitantes (VA) affichent plus de 4 couleurs différentes. DIAM permet également d'obtenir ces éléments globalement sur l'ensemble de la surface en herbe de l'exploitation. Ainsi on constate sur le graphique de gauche de la figure 12 que l'exploitation a une note de 9,0 pour l'accueil de la faune, 7,1 pour les pollinisateurs, ou encore 3,5 pour la rareté de la flore. Le même type de présentation est trouvée pour caractériser les qualités organoleptiques et nutritionnelles du fromage (figure 12, graphique en bas à droite).

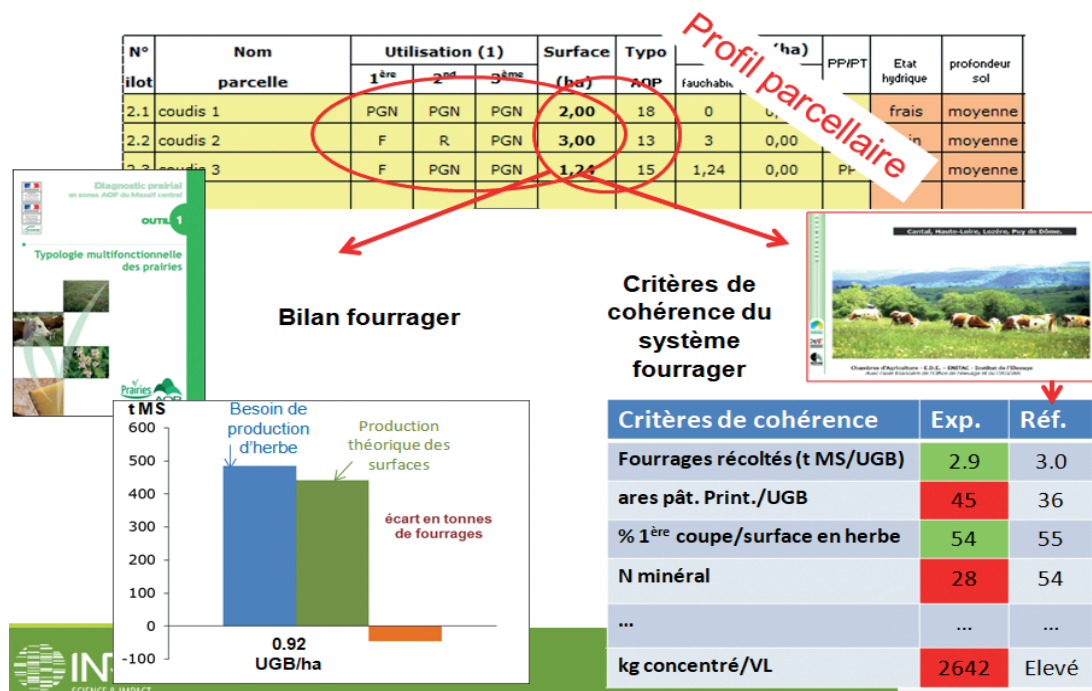


Figure 11. Schéma de fonctionnement de l'outil de diagnostic multifonctionnel Diam (adapté de Farruggia et al., 2012).

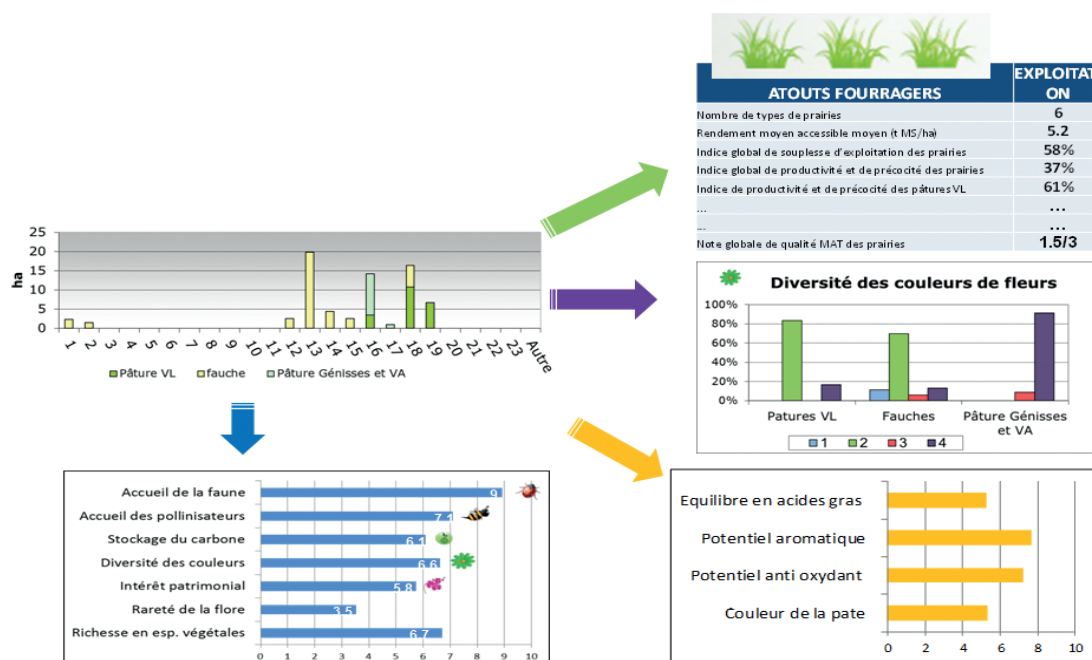


Figure 12. Exemple de sorties intégrées de l'outil DIAM pour une exploitation laitière composée d'un atelier pâture vache laitière (VL), d'un atelier de fauche et d'un atelier pâture génisse et vaches allaitantes (VA). (Adapté de Farruggia et al., 2012).

Conclusions

À travers ce bref aperçu des services écosystémiques de la prairie, il ressort qu'il n'y a pas une définition monolithique du concept de service. Ce concept intègre des éléments objectifs et des points de vue— de ceux qui les produisent mais également de ceux qui en bénéficient. Par contre, l'approche par service nous aide à démontrer et expliquer l'interaction homme-nature et permet de repositionner l'éleveur comme acteur central de l'agro-écosystème. Cela montre également que les actions individuelles (acteurs) ont des répercussions sur les processus écologiques (échelles emboîtées). L'enjeu est d'évoluer vers des systèmes conciliant les dimensions économique, sociale, environnementale et culturelle. Ce travail se poursuit actuellement au sein d'un partenariat de R&D engagé il y a une dizaine d'année (Hulin *et al.*, 2019). Une attention particulière est portée sur l'utilisation des outils typologie et DIAM dans les démarches de valorisation des produits du Massif central. Ces outils permettent de relier les multiples enjeux qui reposent sur ces écosystèmes et de montrer le réel potentiel que représentent les prairies permanentes / naturelles pour ancrer des produits de qualité aux territoires qui les produisent.

Références bibliographiques

- Amiaud B., Carrère P. (2012) La multifonctionnalité de la prairie pour la fourniture de services écosystémiques, *Fourrages*, 211, 229-238.
- Carrère P., Plantureux S., Pottier E. (2012) Concilier les services rendus par les prairies pour assurer la durabilité des systèmes d'élevage herbagers, *Fourrages*, 211, 213-218.
- Carrère P., Seytre L., Piquet M., Landrieaux J., Rivière J., Chabalière C., Orth D. (2012) Une typologie multifonctionnelle des prairies des systèmes laitiers AOP du Massif central combinant des approches agronomiques et écologiques, *Fourrages*, 209, 9-21.
- Carrère, P., Farruggia, A., Zapata, E., Theau, J. P., Valadier, C., Pauthenet, Y., Granet, P., Sipan, O., Rugraff, G., Arranz, J.-M., Zapata, J., Dupic, G., Hulin, S. (2015) Valoriser les systèmes d'élevage herbagers par la diversité des services rendus par les prairies à l'échelle de petits territoires en zone fromagère AOP. In: 22èmes Rencontres Recherches Ruminants Paris, FRA. pp. 133-136.
- Cruz P., Duru M., Therond O., Theau J.-P., Ducoatourieux C., Jouany C., Alhaj Khaled R., Ansquer P. (2002) Une nouvelle approche pour caractériser les prairies naturelles et leur valeur d'usage, *Fourrages*, 172, 335-354.
- Cruz P., Theau J.-P., Lecloux E., Jouany C., Duru M. (2010) Typologie fonctionnelle de graminées fourragères pérennes: une classification multitraits, *Fourrages*, 201, 11-17.
- Dimitrakopoulos P.G. and Schmid, B. (2004) Biodiversity effects increase linearly with biotopespace. *Ecology Letters*(2004) 7: 574–583.
- Dumont, B., Farruggia, A., Garel, J.P., Bachelard, P., Boitier, E., Frain, M. (2009) How does grazing intensity influence the diversity of plants and insects in a species-rich upland grassland on basalt soils? *Grass and Forage Science* 64, 92-105.
- Dumont, B., Carrère, P., Ginane, C., Farruggia, A., Lanore, L., Tardif, A., Decucq, F., Darsonville, O. and Louault, F. (2011) Plant-herbivore interactions affect the initial direction of community changes in an ecosystem manipulation experiment. *Basic and Applied Ecology*, 12, 187-194.
- Dumont, B., Rossignol, N., Loucougaray, G., Carrère, P., Chadoeuf, J., Fleurance, G., Bonis, A., Farruggia, A., Gaucherand, S., Ginane, C., Louault, F., Marion, B., Mesléard, F., Yavercovski, N. (2012) When does grazing generate stable vegetation patterns in temperate pastures? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 153, 50-56.
- Duru M., Jouany C., Theau J.P., Granger S., Cruz P. (2013) L'écologie fonctionnelle pour évaluer et prédire l'aptitude des prairies permanentes à rendre des services, *Fourrages*, 213, 21-34.
- Farruggia A., Dumont B., Scohier A., Leroy T., Pradel P., Garel J.P. (2012) An alternative rotational grazing management designed to favour butterflies in permanent grasslands, *Grass and Forage Science*, 67, 136-149.
- Farruggia A., Lacour C., Zapata J., Piquet M., Baumont B., Carrère P., Hulin S. (2012) DIAM, un diagnostic innovant déclinant les équilibres, production, environnement et qualité des fromages au sein des systèmes fourragers des zones AOP du Massif central. In :19es Rencontres Recherches Ruminants Paris, FRA. Pp 13-16.
- Fontaine, S., Henault, C., Amor, A., Bdioui, N., Bloor, J.M.G., Maire, V., Mary, B., Revaillet, S. & Maron, P.A. (2011) Fungi mediate long term sequestration of carbon and nitrogen in soil through their priming effect. *Soil Biology and Biochemistry*, 43, 86-96
- Gardarin, A., Garnier, E., Carrère, P., Cruz, P., Andueza Urza, J. D., Bonis, A., Colace, M.-P., Dumont, B., Duru, M., Farruggia, A., Gaucherand, S., Grigulis, K., Kerneis, E., Lavorel, S., Louault, F., Loucougaray, G., Mesleard, F., Yavercovski, N., Kazakou, E (2014) Plant trait-digestibility relationships across management and climate gradients in permanent grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 51 (5), 1207-1217. DOI : 10.1111/1365-2664.12293.
- Hulin S., Farruggia A., Carrère P. (2012) Valorisation de la diversité des prairies au sein des systèmes fourragers : une approche appliquée pour les territoires AOP du Massif Central. *Innovations Agronomiques* 25 (2012), 71-84.

Hulin S., J.-N. Galliot, P. Carrère, P.-M. Le Henaff, E. Bonsacquet (2019) Les prairies naturelles du Massif central : l'expression d'un terroir au service de produits de qualité. Illustration de 10 ans de co-construction de R&D. Journées de Printemps de l'AFPF, Paris mars 2019.

Huyghe C., De Vlieghe A., Van Gils B., Peeters A. (2014) Grasslands And Herbivore Production In Europe And Effect Of Common Policies. Quae Editions, 323 Pages.

Klump K., Fontaine, S., Attard, E., Le Roux, X., Gleixner, G., and Soussana, J. F. (2009) Grazing triggers soil carbon loss by altering plant roots and their control on soil microbial community. *Journal of Ecology* 97, 876-885.

Klump K., Tallec T., Guix N. & Soussana J.F. (2011) Long-term impacts of agricultural practices and climatic variability on carbon storage in a permanent pasture. *Global Change Biology*, 17:3534-3545.

Lamarque P., Quétiér F., Lavorel S. (2011) The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management, *Comptes Rendus Biologie*, 334, 441-449.

Lavorel S., Grigulis K. (2012) How fundamental plant functional traits relationships scale-up to trade-offs and synergies in ecosystem services, *J. Ecology*, 100, 128-140.

Loreau M., S. Naeem, P. Inchausti, J. Bengtsson, J. P. Grime, A. Hector, D. U. Hooper, M. A. Huston, D. Raffaelli, B. Schmid, D. Tilman, D. A. Wardle (2001) Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges; *294 Science*, 804 DOI: 10.1126/science.1064088.

Maire, V., Gross, N., Börger, L., Proulx, R., Wirth, C., Pontes, L., Soussana, J.F., Louault, F. (2012) Habitat filtering and niche differentiation jointly explain species relative abundance within grassland communities along fertility and disturbance gradients, *New Phytologist*, 196, 497-509.

Michaud A., Plantureux S., Amiaud B., Carrère P., Cruz P., Duru M., Dury B., Farruggia A., Fiorelli J.L., Kerneis E., Baumont R. (2011) Identification of the environmental factors which drive the botanical and functional composition of permanent grasslands, *J. Agric. Sci.*, 150, 219-236.

Milner, C., Hughes, R. E., Gimingham, C. H., Miller, G. R., & Slayter, R. O. (1968) Methods for Measurement of the Primary Production of Grassland.—IBP Handbook No. 6.—Oxford & Edinburgh "Blackwell Scientific Publications" 1968; XII + 70 S., 5 Abb. 7sh 6 d.

Picon-Cochard, C., Pilon, R., Tarroux, E., Pagès, L., Robertson, J., Dawson, L. (2012) Effect of species, root branching order and season on the root traits of 13 perennial grass species, *Plant Soil*, 353, 47-57.

Plantureux S., Pottier E., Carrère P. (2012) La prairie permanente : nouveaux enjeux, nouvelles définitions ?, *Fourrages*, 211, 181-193.

Pontes, L. d. S., Louault, F., Carrère, P., Maire, V., Andueza, D., and Soussana, J. F. (2010) The role of plant traits and their plasticity in the response of pasture grasses to nutrients and cutting frequency. *Annals of Botany*, 105: 957-965.

Rosignol, N., Chadoeuf, J., Carrère, P. & Dumont, B. (2011) A hierarchical model for analysing the stability of vegetation patterns created by grazing in temperate pastures. *Applied Vegetation Science*, 14, 189-199.

Tilman, D., Knops, J., Wedin D., Reich, P., Ritchie, M. and Siemann, E. (1997) The influence of functional biodiversity and composition on ecosystem processes; *Science*, 277 : 1300-1302.

05



La biodiversité des sols : un fantastique patrimoine à préserver et valoriser par les services écosystémiques

Philippe Lemanceau
UMR Agroécologie, Dijon

Les sols renferment une biodiversité extraordinaire : ils sont des environnements vivants.

L'ensemble des organismes qui y vivent représente cinq tonnes de matière vivante par hectare, voire plus. Cette masse représenterait l'équivalent de cent moutons sur un hectare, alors que l'on n'élève que vingt moutons en moyenne par hectare. Sur cette base, on peut estimer que la biomasse qui se trouve sous nos pieds est cinq fois plus importante que la biomasse qui se trouve au-dessus du sol. Cette biomasse est non seulement gigantesque mais elle représente également une diversité extraordinaire comprenant insectes, arachnides, vers de terres, mollusques, protozoaires, archées, bactéries, de champignons, etc... et également les racines (figure 1).

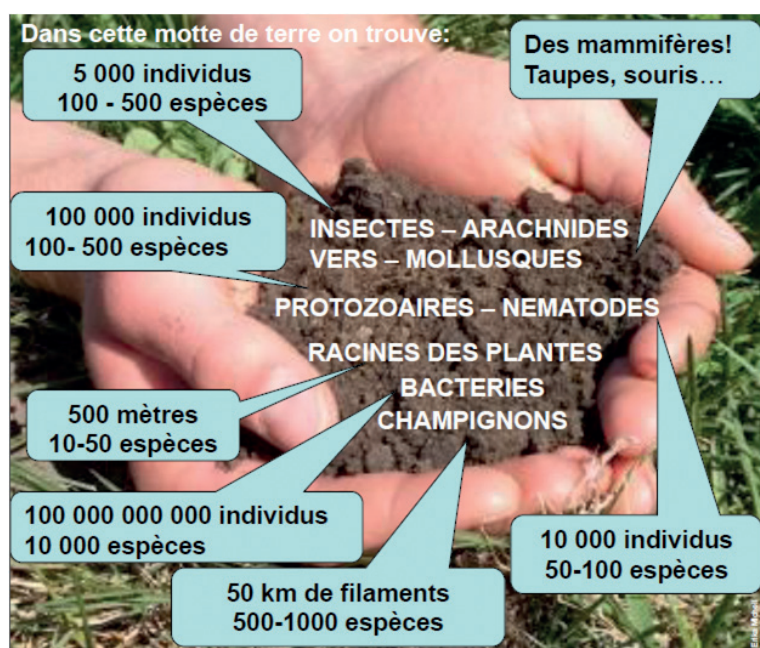


Figure 1. Une estimation de la biodiversité dans une poignée de terre. Source : International day for Biological Diversity, CBP COP-9, Bonn, 22 May 2008.

Pourquoi s'intéresser à la biodiversité des sols ?

Parce que les sols et la biodiversité qu'ils renferment fournissent de nombreux services. Il est bien admis que les sols et leur biodiversité contribuent à la productivité primaire (production agricole et de biomasse). Mais on réalise maintenant que ces sols et leur biodiversité fournissent également d'autres services extrêmement importants pour l'humanité (figure 2), tels que la régulation du climat et la bio-filtration de l'eau. En outre, les sols renferment le plus grand réservoir de biodiversité de la planète correspondant donc à un patrimoine majeur pour l'humanité.

En dépit de leurs rôles essentiels pour l'humanité, les sols et leur biodiversité sont soumis à des menaces majeures (figures 3 et 4). Parmi celles-ci, nous pouvons citer : l'érosion, la contamination, la diminution de la matière organique et l'imperméabilisation. Pendant la période 1990/2000, mille kilomètres carrés de sol ont ainsi été imperméabilisés chaque année à l'échelle de l'Union Européenne. 12% des sols Européens soumis à l'érosion hydraulique ; 3,5 million de sites seraient contaminés au niveau européen et environ 45% des sols européens ont une faible teneur en matières organiques.

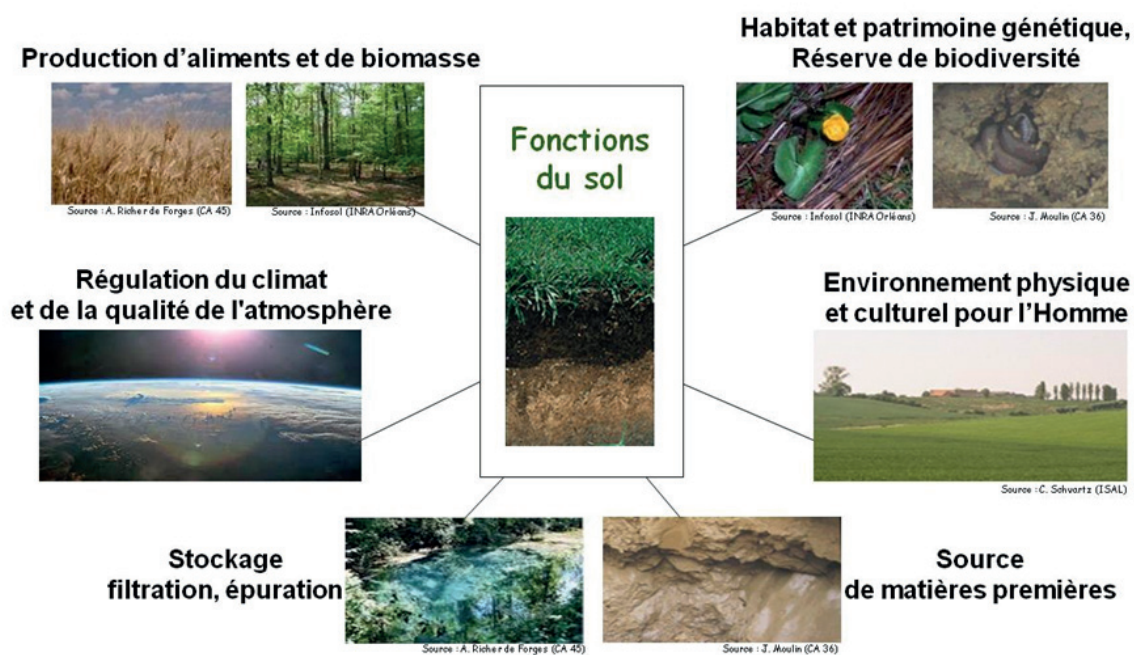


Figure 2. Les fonctions du sol



Figure 3. Menaces et pressions pesant sur les sols (Adapté de Dominique Arrouays, InfoSol).

Connaître la biodiversité des sols, une tâche difficile

Pour préserver et valoriser la biodiversité, il est nécessaire au préalable de la connaître (figure 5). Cependant, sa caractérisation est compliquée en raison de la faible accessibilité des organismes correspondants et de la difficulté de les observer.

Une difficulté supplémentaire est liée au fait que chaque taxon peut être présent dans des proportions très variables : certaines espèces microbiennes sont fortement représentées alors que d'autres sont minoritaires. En dépit de leur faible représentation, ces espèces minoritaires peuvent jouer un rôle déterminant dans le fonctionnement biologique des sols. Or, l'accès à ces espèces minoritaires, dans un contexte de forte diversité, pose des problèmes méthodologiques majeurs.

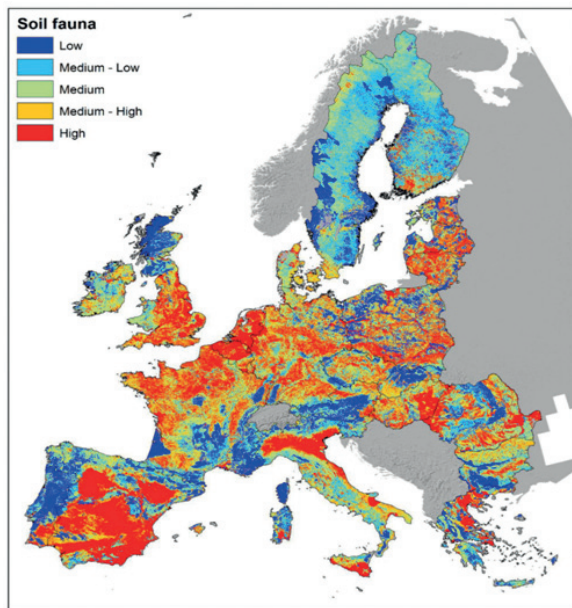


Figure 4. Cartographie des menaces qui pèsent sur la biodiversité de la faune des sols en Europe (Orgiazzi et al., 2016).

Des difficultés supplémentaires sont associées à la grande variété des situations environnementales : types de sol, de mode d'usage, de climat, mais également variété des échelles à considérer. Ces échelles vont en effet de l'agrégat, échelle à laquelle évoluent les microorganismes, au champ, échelle pertinente pour l'agriculteur, au paysage, échelle pertinente pour les gestionnaires et les collectivités territoriales, à finalement l'échelle du pays ou même celle du continent, échelles pertinentes pour les politiques nationales voire internationales.

Pour progresser dans la connaissance de la biodiversité des sols ainsi que celle des fonctions et services écosystémiques fournis, un premier enjeu porte sur la description de la biodiversité. Il s'agit bien sûr de décrire la diversité taxonomique mais également, et surtout, le potentiel génétique fonctionnel représenté par cette biodiversité. Cependant, l'expression de ce potentiel varie selon les conditions environnementales. Il est donc nécessaire de compléter les analyses de biodiversité par la mesure des activités biologiques (enzymatiques en particulier) et des fonctions qui en résultent. La prise en compte de la valeur économique et sociale des fonctions correspondantes permet finalement d'appréhender leur traduction en services écosystémiques. Finalement, il est essentiel de comprendre comment les filtres environnementaux (types de sol, de mode d'usage, de climat) impactent la biodiversité tellurique et la relation biodiversité-fonctionnement biologique-services écosystémiques.

L'écologie microbienne est une science relativement jeune. Les progrès méthodologiques ont permis de passer de l'étude des individus, à celle des populations, isolées puis in situ, puis à celle des communautés et finalement des métacommunautés (figure 5). Ces progrès portent sur le développement de milieux de culture puis de méthodes biochimiques et moléculaires avec suc-

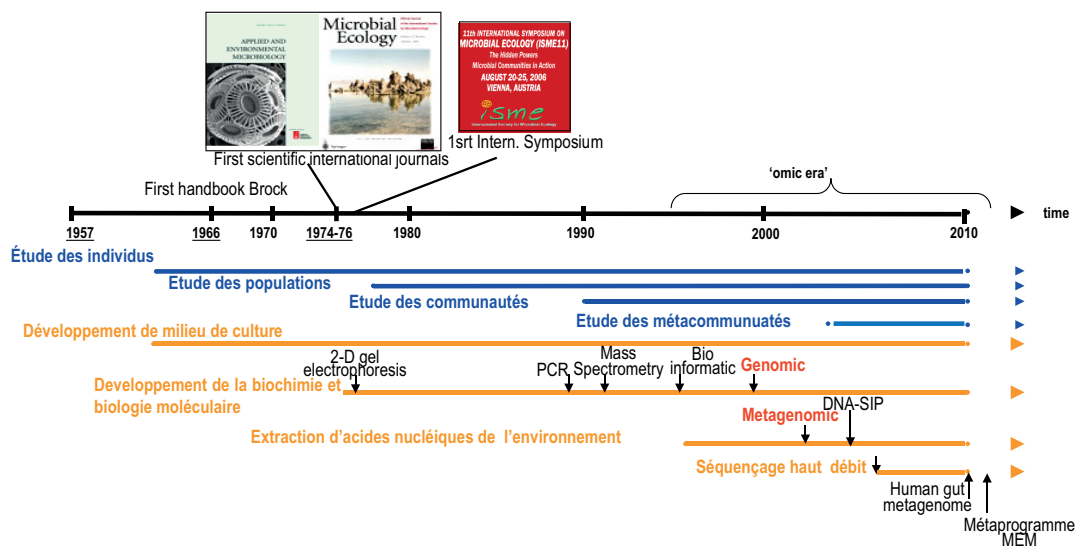


Figure 5. Progrès méthodologiques en écologie microbienne. Adapté de Maron et al., 2007. *Microb. Ecol.* 53:486-493.

cessivement les méthodes d'électrophorèse, la PCR (amplification enzymatique de l'ADN), l'extraction de l'ADN de la matrice tellurique et les méthodes de typage moléculaire.

Plus récemment, la réduction spectaculaire du coût du séquençage (figure 6) associée aux évolutions technologiques enregistrées lors des programmes de séquençage du génome humain et du métagénome du tube digestif permet maintenant d'accéder au métagénome du sol.

Connaître la biodiversité : Analyse du métagénome

On peut distinguer deux types d'analyse du métagénome (figure 7) :

1- L'analyse du métagénome *sensu stricto* correspond au séquençage massif et profond de sols modèles. Il peut être accompagné d'un screening fonctionnel par lequel on teste systématiquement des séquences pour leurs activités dans le but de rechercher de nouveaux gènes de fonction et de nouveaux métabolites. Cette approche vise à

- › progresser dans notre connaissance du fonctionnement biologique des sols et des gènes associés, et à
- › découvrir des gènes et molécules potentiellement utiles en biotechnologie, pharmacie ou phytopharmacie.

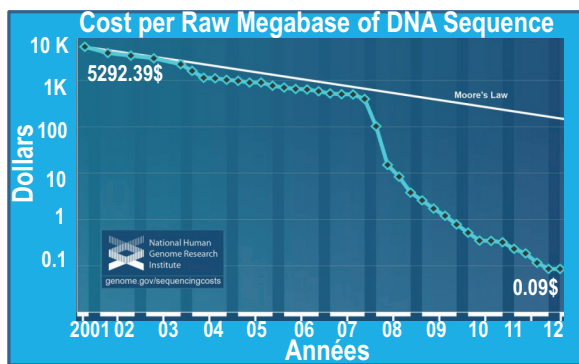


Figure 6. Evolution du coût du séquençage de l'ADN de 2001 à 2012¹ (Coût par mégabase brute de séquence d'ADN, exprimé en dollar).

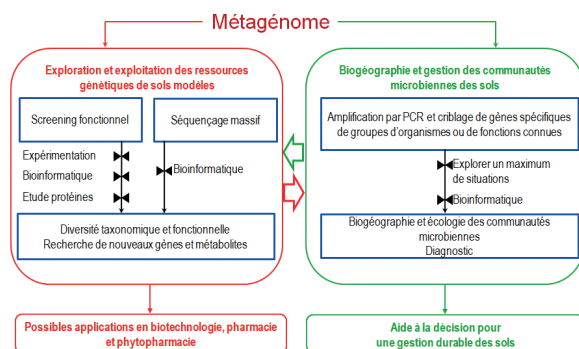


Figure 7. Deux types d'analyse du métagénome. (d'après Pivato et al., 2015).

2- L'analyse de la biodiversité ciblant des séquences particulières à valeur taxonomique ou fonctionnelle appliquée à de larges échelles spatiales (biogéographie).

Cette approche permet d'analyser un grand nombre de sols et d'identifier les filtres environnementaux impactant la diversité et la structuration des communautés microbiennes. Elle requiert la standardisation des méthodes d'analyse et l'établissement de référentiels pour l'interprétation des analyses biologiques des sols selon le type de sol, le mode d'usage (diagnostic). Ces diagnostics doivent être complétés par le choix des pratiques agricoles appropriées à l'aide d'outils d'aide à la décision en suivant une démarche participative. Ces travaux de biogéographie sont en particulier mis en œuvre dans le cadre du RMQS² (Réseau de mesure de la qualité des sols) qui est porté par le Gis Sol à l'Inra d'Orléans. Ce réseau comporte 2 200 sites d'échantillonnage qui font ainsi l'objet d'analyses systématiques des propriétés physico-chimiques par l'Inra d'Orléans et d'analyse systématique de la biomasse et de la structure génétique et maintenant de la diversité des communautés microbiennes à l'UMR Agroécologie (Dequiedt *et al.*, 2011; Karimi *et al.*, 2018; Ranjard *et al.*, 2013).

Connaître la biodiversité : Biogéographie

La figure 8 indique les variations de biomasse microbienne basée sur la quantité d'ADN extraite des sols échantillonnés en France, dans le cadre du RMQS. Il apparaît que le niveau de biomasse varie significativement à l'échelle du pays. De plus, les résultats obtenus indiquent qu'il n'est pas possible de tirer d'interprétation générale sur la relation entre niveau de biomasse et fertilité des sols à l'échelle nationale. À titre d'exemple, les sols du sud-ouest présentent une biomasse microbienne plus faible que ceux du sud-est, alors qu'ils sont pourtant fertiles. Les interprétations correspondantes doivent

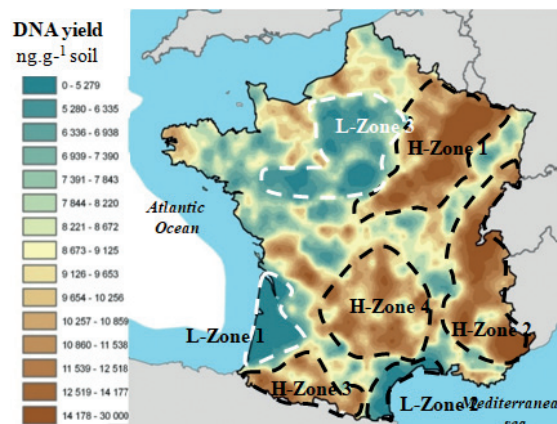


Figure 8. Carte de France de la biomasse microbienne basée sur la quantité d'ADN extraite des sols échantillonnés dans le cadre du RMQS (Dequiedt et al., 2011).

donc être réalisées à l'échelle d'une zone pédoclimatique homogène et nécessitent le développement de référentiels pour réaliser le diagnostic de la qualité des sols zone par zone. De plus, l'analyse des données indique que les propriétés physico-chimiques des sols représentent les principaux filtres de l'abondance microbienne. Le type de mode d'usage arrive ensuite. Aux modes d'usages comportant la diversité végétale la plus faible (vergers et vignobles) sont associés les niveaux de biomasse microbienne les plus bas.

Des résultats analogues ont été obtenus pour la structure des communautés bactériennes. À nouveau, il a été montré que les propriétés physico-chimiques jouent un rôle déterminant suivies du niveau d'anthropisation.

Lors de ces études de biogéographie, la relation aire/espèces, habituellement appliquée aux végétaux et animaux, a été appliquée à l'étude des com-

munautés bactériennes. Une relation a ainsi pu être établie entre la diversité de l'habitat et la diversité microbienne (figure 9). Plus la diversité de l'habitat est importante plus la diversité microbienne l'est également.

Connaître la biodiversité : Application du code-barres génétique à la faune du sol

Les méthodes de code-barres génétiques (métabarcoding) sont en développement pour la faune du sol. Ce type de développement a en particulier été réalisé dans le cadre du projet européen EcoFINDERS (figure 10). Ces méthodes permettent d'identifier le positionnement taxonomique d'organismes extraits du sol. Cette approche moléculaire permet donc de s'affranchir de l'identification sur la base de traits phénotypiques coûteuse en temps et nécessitant des expertises très spécifiques.

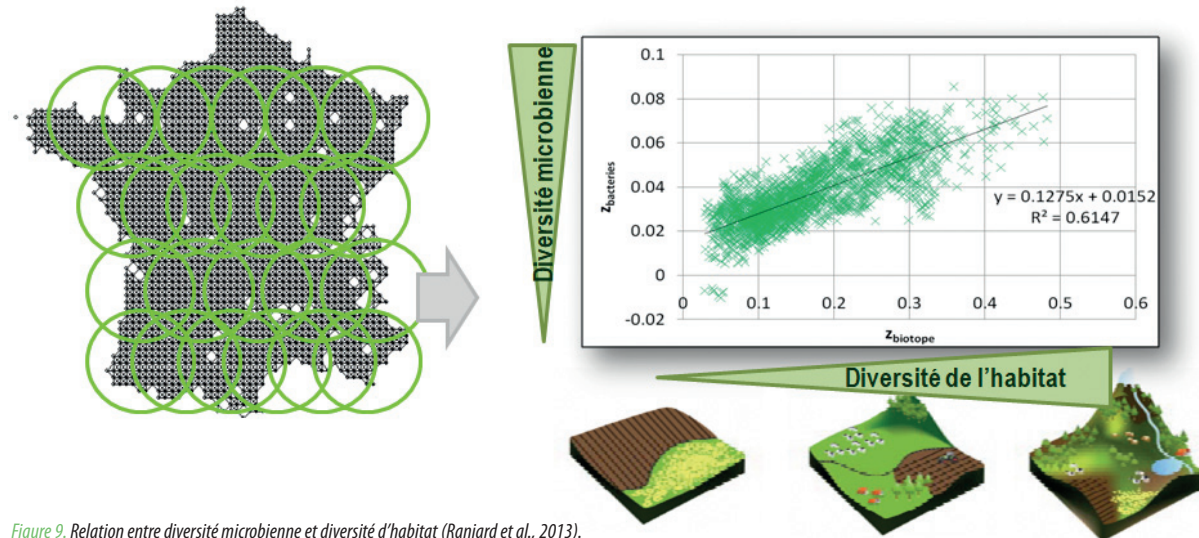


Figure 9. Relation entre diversité microbienne et diversité d'habitat (Ranjard et al., 2013).

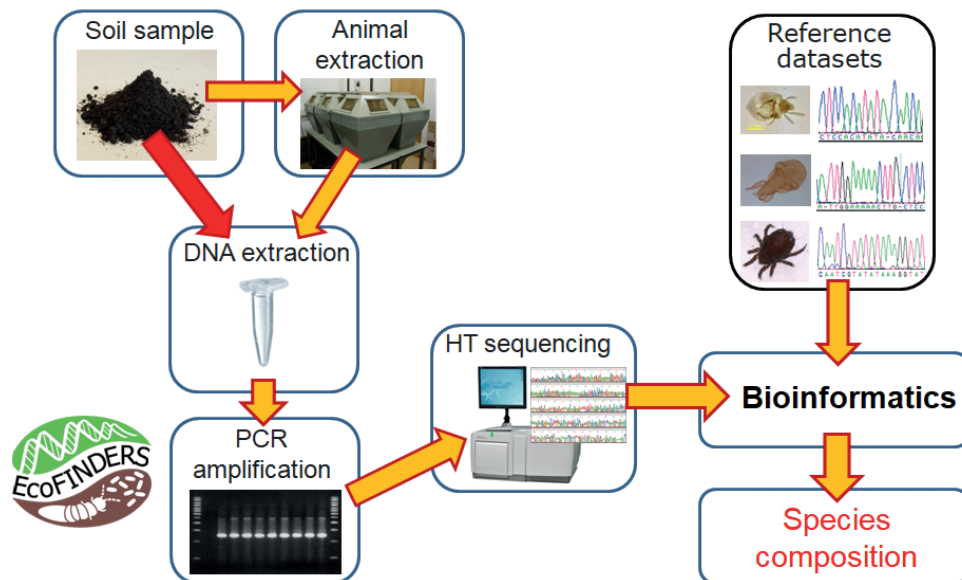


Figure 10. Utilisation de méthodes de code-barres génétiques (métabarcoding) pour la faune du sol (EcoFINDERS).

La biodiversité de la faune dans les sols est également bien loin d'être complètement explorée, comme le montre l'exemple des enchytréides en Europe (figure 11).

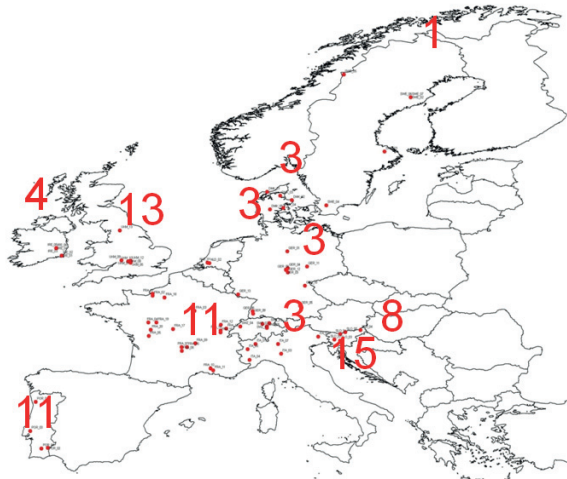


Figure 11. Nombre de nouvelles espèces d'enchytréides découvertes par pays en Europe, dans le cadre du projet EcoFINDERS.

Comment utiliser les connaissances obtenues sur la biodiversité des sols?

Les développements évoqués précédemment permettent maintenant de proposer des analyses biologiques des sols avec les interprétations correspondantes et donc d'effectuer un diagnostic de la qualité biologique des sols. Des référentiels d'interprétation d'analyse biologique des sols ont en effet été développés lors des études de biogéographie grâce à l'application de méthodes standardisées d'analyse. Les progrès en cours et en développement dans la connaissance de l'impact des modes d'usage des sols et des pratiques agricoles sur la biodiversité ont pour objectif appliqué de proposer des conseils et des éléments d'aide à la décision sur la base des diagnostics réalisés. L'ultime objectif des recherches est donc d'orienter la biodiversité des sols pour la fourniture des fonctions et services écosystémiques attendus.

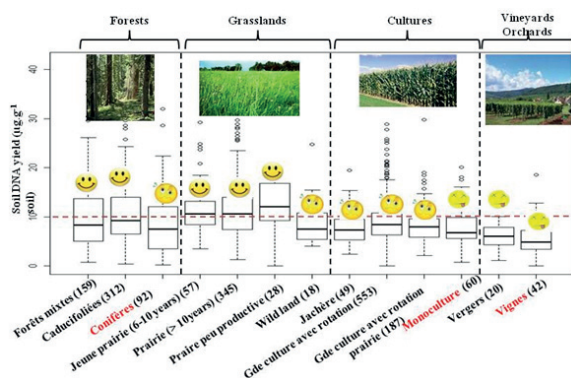


Figure 12. Variations de la biomasse moléculaire selon le mode d'usage des sols (projet ANR Biodiversité ECOMIC-RMQS coord. L. Ranjard).

Pour le diagnostic, la figure 12 présente à titre d'exemple la gamme de variations de la biomasse moléculaire selon le mode d'usage des sols. Ce type de référentiel doit bien sûr être croisé avec les référentiels associés au type de sol.

Quels sont les services rendus par la biodiversité du sol?

Les services rendus sont d'une part des services d'approvisionnement :

- › Productivité primaire,
- › Ressources génétiques pour des applications biotechnologiques et pharmaceutiques.

Et d'autre part des services de régulation et d'entretien :

- › Régulation des nutriments, fertilité, cycles biogéochimiques (C, N, P, Fe, S,...),
- › Régulation du climat, cycles biogéochimiques (C – N),
- › Contrôle des ravageurs et des maladies, santé des slantes,
- › Eau, plantes, cycle de l'Eau, régulation des flux,
- › Biorémédiation, biofiltration, qualité de l'eau.

Services d'approvisionnement : Productivité

La figure 13 illustre la relation entre biodiversité et productivité (service d'approvisionnement). Marcel Van der Heijden et coll (Van der Heijden *et al.*, 1998) ont montré que l'augmentation de la diversité des champignons mycorhiziens à arbuscules (représentés avec des ronds de couleurs différentes) se traduit par une augmentation de la diversité végétale. Cette augmentation de la diversité végétale se traduit par une meilleure exploitation des ressources (lumière, eau, nutriments) en particulier en occupant des strates et niches différentes.

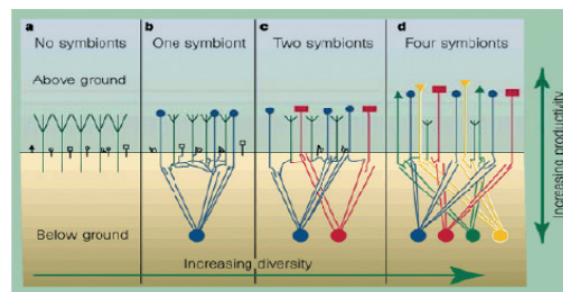


Figure 13. Relation entre biodiversité et productivité (adapté de Van der Heijden *et al.*, 1998).



La figure 14 montre que l'augmentation de la diversité des champignons mycorhiziens s'accompagne effectivement d'une biomasse végétale (productivité) plus élevée associée à une meilleure nutrition en phosphore des plantes qui se traduit d'ailleurs par une réduction de la teneur en phosphore du sol.

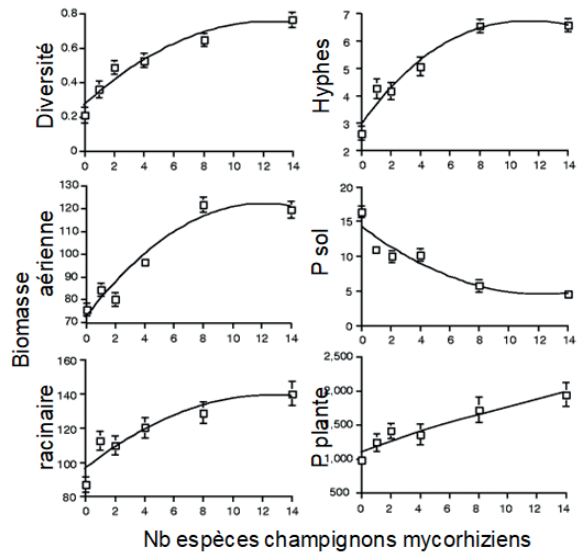


Figure 14. Relation entre nombre d'espèces de champignons mycorhiziens et biomasse végétale (adapté de Van der Heijden et al., 1998).

Services d'approvisionnement : Ressources génétiques pour de possibles applications biotechnologiques et pharmaceutiques

Les sols sont de fantastiques réservoirs de diversité comprenant des gènes et métabolites présentant potentiellement des intérêts en biotechnologie, pharmacie et phytopharmacie. Ces ressources offrent des possibilités d'adaptation de l'humanité à de nouveaux challenges.

Services de régulation : nutriments, climat, cycles biogéochimiques

Concernant le cycle du Carbone, Pierre-Alain Maron a évalué la possible redondance fonctionnelle dans le processus de minéralisation de la matière organique. Pour cela, il a mis en œuvre une stratégie permettant de comparer le niveau de minéralisation (estimé par la mesure de l'émission de CO₂) dans des échantillons de sols dans lesquels le niveau de biomasse était maintenu constant (représenté par la même taille des boîtes) alors que la biodiversité (représentée en couleur au sein des boîtes) était diluée. Il a ainsi mis en évidence une relation entre le niveau de biodiversité microbienne et le niveau de minéralisation de la matière organique. Ces résultats indiquent l'importance de la biodiversité microbienne, à biomasse constante, dans

le processus biologique étudié et donc les limites de la redondance fonctionnelle. La redondance fonctionnelle représente en effet l'aptitude de différentes populations à remplir la même fonction, ce qui suggérerait la possibilité de réduire la biodiversité sans que la fonction correspondante n'en soit affectée, ce qui n'est pas le cas ici.

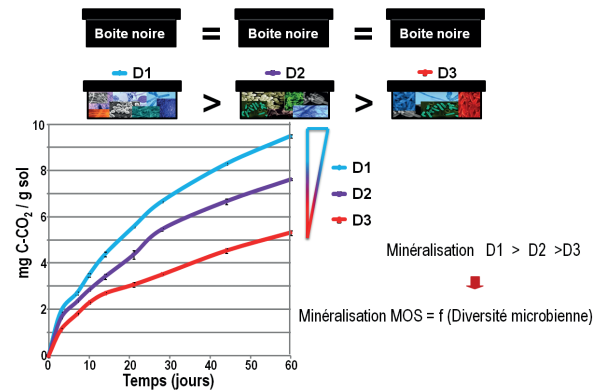


Figure 15. Vitesse de minéralisation en fonction de la diversité microbienne du sol (D1 : forte diversité, D3 : faible diversité) (Maron et al., 2018).

Ces résultats doivent être cependant repositionnés dans un contexte plus général. Au premier abord, on déduit des travaux précédents que la diminution de la diversité microbienne conduit à une diminution de la minéralisation de la matière organique et donc à une diminution de la libération de CO₂ dans l'atmosphère, représentant un effet favorable sur la régulation du climat. Cependant, ce n'est pas si simple. En effet, la réduction de la minéralisation de la matière organique s'accompagne d'une réduction de la libération d'éléments nutritifs pour les plantes, entraînant une réduction de l'activité photosynthétique et donc de la capture de CO₂. La quantité de matière organique incorporée au sol est alors diminuée. Il s'agit donc de trouver des méthodes de gestion qui permettent d'ajuster au mieux le niveau et la période de minéralisation de la matière organique au regard des besoins de la plante, afin que le dis-service représenté par dégagement de CO₂, issu de la minéralisation de la matière organique, soit au mieux compensé par le bénéfice apporté à la production primaire (service d'approvisionnement).

Les travaux de l'équipe de Sébastien Fontaine de l'Inra de Clermont-Ferrand ouvrent des pistes pour la recherche de ces compromis. Ainsi, il propose un modèle basé sur des observations faites en situations peu anthropisées (Perveen et al., 2014).

En pleine croissance, le prélèvement d'azote minéral par la plante se traduit par une diminution de la concentration de cet élément dans la solution du sol. Les microorganismes limités par la teneur en carbone sont favorisés, ils minéralisent la matière



organique. Cette minéralisation s'accompagne d'une libération d'azote minéral valorisé par la plante en croissance. La libération d'azote minéral est ainsi en phase avec la nutrition de la plante. Les fuites (nappe phréatique) sont limitées et le disservice associé à la libération de CO₂ est compensé par la meilleure nutrition de la plante.

À l'inverse, lorsque la plante n'est pas en phase de croissance, elle prélève peu d'azote minéral ; la présence d'azote dans la solution du sol favorise donc les microorganismes limités par l'azote. Ces microorganismes contribuent au stockage de la matière organique.

Un des enjeux de l'agroécologie est de développer des systèmes de culture qui permettent d'ajuster au mieux la minéralisation de la matière organique aux besoins de la plante afin d'optimiser l'équilibre entre stockage et minéralisation de la matière organique. Cette démarche est conforme à l'initiative 4p1000³.

Un enjeu majeur des systèmes agricoles est de boucler le cycle de l'azote en maximisant les entrées d'azote atmosphérique dans les sols via la fixation biologique de l'azote et en minimisant les fuites d'azote sous forme de nitrate (NO₃⁻) et de protoxyde d'azote (N₂O) puissant gaz à effet de serre.

Dans ce cas, il y a convergence entre enjeux agronomiques et environnementaux. Les fuites d'azote représentent en effet un coût à la fois pour l'agriculture et pour l'environnement.

Les enjeux des pratiques agroécologiques en relation avec cycle de l'azote sont donc de :

- › favoriser les entrées d'azote par fixation biologique de l'azote grâce à la culture de légumineuses,
- › minimiser les fuites.

Grâce à une coopération étroite entre l'Inra de Dijon et les industriels, la qualité et la fiabilité des inoculants ont été améliorés (figure 16).

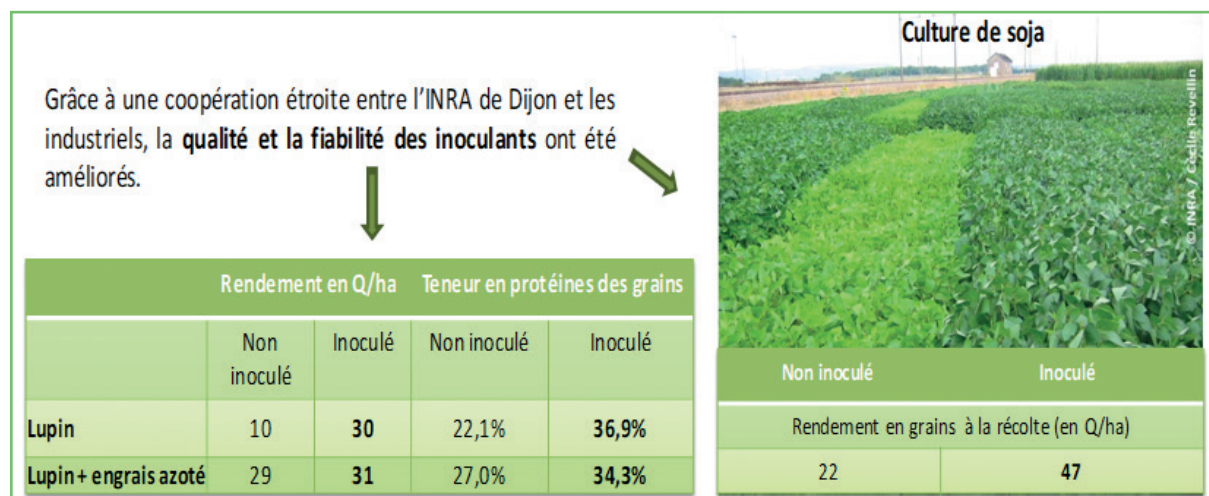


Figure 16. Promouvoir l'entrée d'azote atmosphérique : fixation biologique. (Photo Cécile Revellin, Inra Dijon).

L'enzyme codé par nosZ réduit le protoxyde d'azote (N₂O), puissant gaz à effet de serre, en N₂ gaz majoritaire de l'atmosphère.

Laurent Philippot a évalué l'effet de trois niveaux de pâturage. Il a cartographié dans ces conditions expérimentales (figure 17) :

- › l'abondance de la communauté bactérienne totale sur la base du nombre de copies du gène ARNr 16S,
- › le niveau d'émission de N₂O,
- › la proportion de bactéries génétiquement capables de réduire N₂O (% nosZ / 16S rDNA).

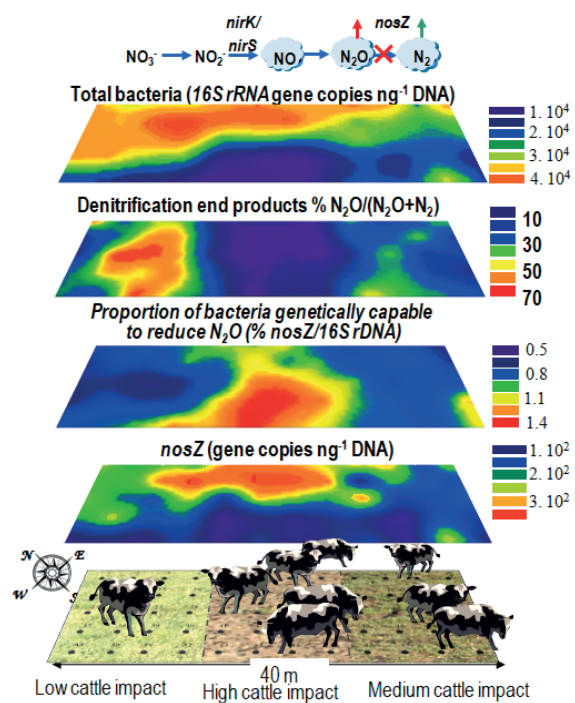


Figure 17. De haut en bas.

- Les différentes étapes de la réduction des oxydes d'azote et la contribution des enzymes microbiens correspondants.
- Cartographie de l'abondance de la communauté bactérienne totale.
- Cartographie du niveau d'émission de N₂O.
- Cartographie de la proportion de bactéries génétiquement capables de réduire N₂O.
- Cartographie de l'abondance bactéries génétiquement capables de réduire N₂O.
- Les trois niveaux de pâturage de l'expérience. (Philippot et al., 2009).



Les résultats indiquent la bonne correspondance entre la proportion de bactéries capables de réduire N_2O (présentant le gène *nosZ*) dans la communauté bactérienne totale et le niveau d'émission de N_2O . Ainsi, ces émissions sont les plus faibles (couleur bleu foncé) lorsque l'abondance relative des populations capables de réduire N_2O est la plus élevée (couleur orangée), correspondant au traitement 'fort niveau de pâturage'.

Ces résultats indiquent donc que la mesure de la proportion des communautés bactériennes aptes à réduire N_2O (comportant le gène *nosZ*) au sein de la communauté bactérienne totale est un bon prédicteur de l'émission de N_2O et semble donc être un bioindicateur pertinent.

Catherine Henault et Cécile Revellin ont montré l'intérêt d'inoculer les légumineuses avec des Rhizobia qui comportent le gène *nosZ*, et présentent donc le double avantage d'assurer avec la légumineuse la fixation biologique de l'azote atmosphérique mais également la réduction de N_2O et donc la diminution de son émission (figure 18).

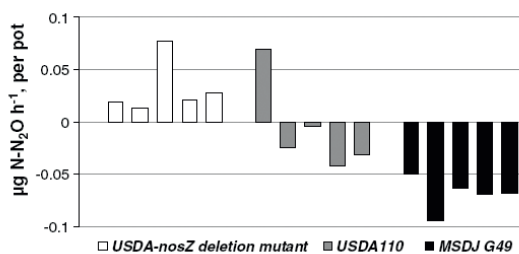


Figure 18. Réduire les fuites d'azote : inoculer des souches de Rhizobia réductrices de N_2O (Hénault et Revellin, 2011).

Certains génotypes végétaux inhibent la nitrification limitant la présence d'oxydes d'azote (NO_2^- et NO_3^-) et diminuent ainsi (figure 19) :

- › la dénitrification et donc l'émission de N_2O ,
- › les fuites d'azote par lessivage de NO_3^- .

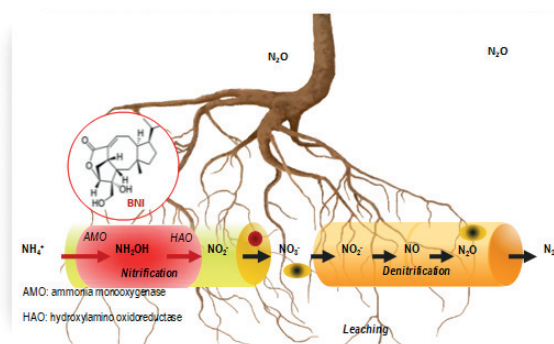


Figure 19. Réduire les fuites d'azote : sélectionner des génotypes végétaux inhibant la nitrification (Philippot et Hallin, 2011).

Par ailleurs, il est important de noter que les sols ne sont pas uniquement source de N_2O , certains peuvent également représenter un puits de N_2O (figure 20). L'équipe de Laurent Philippot a montré qu'il existe une grande variabilité selon les sols européens. La capacité des sols à se comporter comme un puits de N_2O a été principalement attribuée à un nouveau groupe bactérien. Ces bactéries représentent des bioindicateurs potentiels de la capacité des sols à réduire le N_2O en N_2 .

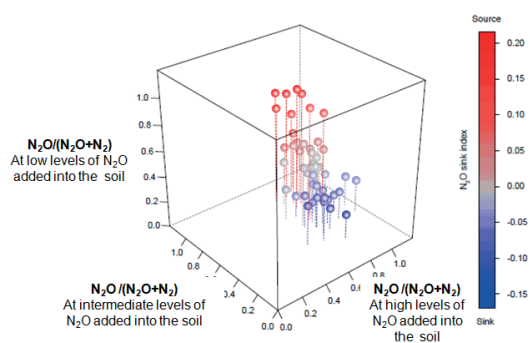


Figure 20. Les sols, puits ou sources de N_2O (Jones et al., 2014).



La figure 21 illustre l'importance de la dynamique du fer en relation avec les interactions plante-microbiote. La boucle de rétroaction indiquée sur cette figure illustre que le coût pour la plante représenté par la libération de rhizodépôts est compensé par les bénéfices apportés à la plante par les microorganismes entretenus par ces rhizodépôts. En effet, la demande en fer conjointe de la plante et des microorganismes rhizosphériques contribue à réduire la biodisponibilité en fer déjà faible dans les sols (1). Cette faible biodisponibilité en fer se traduit par le recrutement dans la rhizosphère par la plante de populations de *Pseudomonas* présentant une forte aptitude à la compétition pour le fer du fait de la synthèse de sidérophores particuliers (2). Ces sidérophores très efficaces présentent une affinité pour le fer supérieure à ceux des sidérophores d'eukaryotes phytopathogènes (champignons et oomycètes) provoquant ainsi une diminution de leur croissance saprophyte (antagonisme microbien) et donc de la fréquence des infections racinaires (3). Non seulement ces sidérophores n'entrent pas en compétition pour le fer avec la plante-hôte mais au contraire ils promeuvent sa nutrition en cet élément, de telle sorte que la santé et la nutrition en fer de la plante-hôte sont favorisées par les populations de *Pseudomonas* sélectionnées en situation de stress ferrique (4).

régresse progressivement les années suivantes aboutissant à une résistance naturelle de la culture à cette maladie. Cette régression a été associée à l'augmentation progressive de l'abondance de populations de *Pseudomonas* productrices de l'antibiotique DAPG (figure 22). En cas de rupture de la monoculture, la pression de sélection vis-à-vis de ces populations productrices d'antibiotique par les racines nécrosées de blé n'est plus maintenue et la culture de blé suivante est à nouveau soumise au cycle décrit ci-dessus. De façon intéressante, ce phénomène d'acquisition de résistance en monoculture et d'enrichissement des populations productrices d'antibiotiques a été enregistré dans tous les sols testés.

Il ne s'agit bien évidemment pas de prôner la monoculture qui pose d'autres problèmes agronomiques et environnementaux. Mais, au-delà de l'intérêt académique que représente l'analyse des interactions multitrophiques impliquées, les recherches correspondantes ont des retombées opérationnelles. En effet, la culture de cultivars de blé choisis pour leur aptitude à promouvoir les populations de *Pseudomonas* productrices de DAPG a été testée avec succès pour limiter le développement de *Rhizoctonia solani* responsable du syndrome 'replanting disease' dans les vergers de la vallée de Salinas en Californie (figure 23).

Services de Régulation - Contrôle des ravageurs et des maladies – Santé des Plantes

Le piétin échaudage est une maladie grave affectant le blé provoquant des nécroses racinaires dues à un champignon phytopathogène appelé *Gaeumannomyces graminis* var. *tritici*. Lors d'une monoculture de blé en présence de ce champignon, la maladie s'aggrave au cours des premières années, puis elle

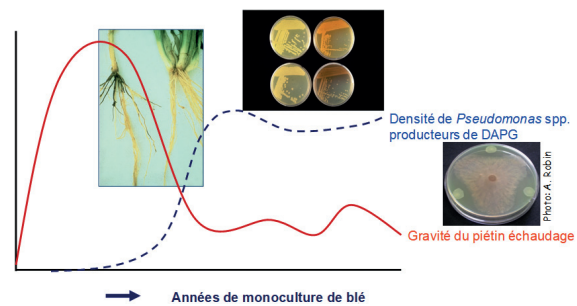


Figure 22. Résistance au piétin échaudage chez le blé (illustration basée sur Raaijmakers et Weller, 1998).

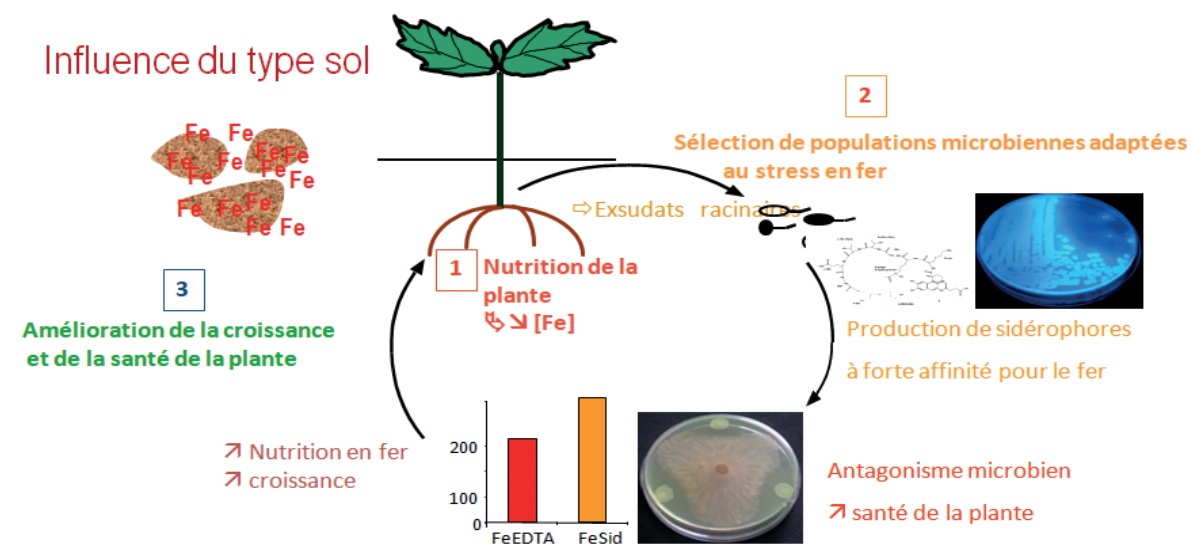


Figure 21. Dynamique du fer dans la rhizosphère (Lemanceau et al., 2018).

Services de régulation - Cycle de l'eau - Régulation des flux

Le microbiote tellurique influence également la régulation des flux d'eau. Sur la figure 24 est représenté le taux de l'infiltration de l'eau dans le sol en fonction de la biomasse de vers de terre anéciques (établissant des galeries verticales) et endogés (évoluant principalement sous la surface du sol ou au contact des racines). La figure 25 indique l'effet du mode d'usage du sol sur le nombre de galeries, on voit ainsi que ce nombre est supérieur dans le sol soumis à une rotation intégrant une prairie comparée à un sol soumis à une rotation sans prairie.

Services de régulation - Biorémédiation - Biofiltration - Qualité de l'eau

Le microbiote tellurique contribue également à la dégradation de pesticides dans les sols. À titre d'exemple, sur la figure 26 est représentée la cinétique de biodégradation du diuron (herbicide) dans un sol ayant précédemment reçu ce pesticide ('sol adapté') ou non. On voit clairement que dans le 'sol adapté' la biodégradation de l'herbicide est plus rapide que dans le sol témoin. Cette biodégradation accélérée est associée à un enrichissement au sein du microbiote du 'sol adapté' d'une séquence d'ADN impliquée dans la biodégradation du diuron (*puhB*).

La figure 27 représente l'antagonisme entre la durée minimale de la présence de l'herbicide dans le sol pour remplir son rôle (enjeu agronomique) et la rapidité de sa biodégradation (enjeu environnemental).

Les avancées correspondantes obtenues dans le groupe de Fabrice Martin-Laurent ouvrent des perspectives d'applications pratiques en agroécologie, pour l'établissement de bandes enherbées de seconde génération, en contrebas de zones de ruissellement à la rupture entre cette zone de ruissellement et la rivière, qui comprennent des bioréacteurs pour l'accélération du processus de biodégradation de pesticides.

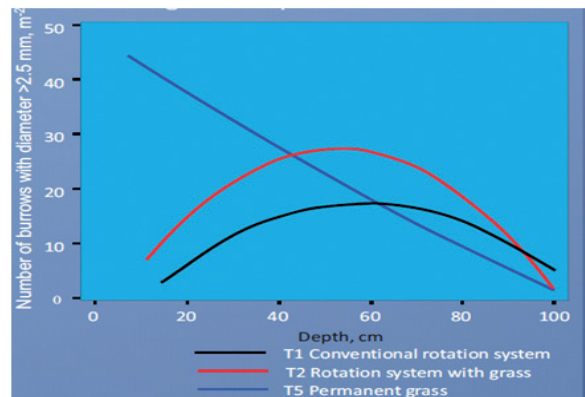


Figure 25. Impact du niveau d'intensification (Résultats J. Faber, projet EcoFINDERS).

Cultivars de blé	Sols		
	CV	WVC-A	WVC-CS
Eltan	ND	ND	ND
Hill-81	$2.09 \times 10^4 a^c$	ND	ND
Lewjain	$2.15 \times 10^6 b$	$2.75 \times 10^5 a$	12,500
Madsen	$3.63 \times 10^4 a$	ND	ND
Penawawa	$4.80 \times 10^4 ab$	$3.20 \times 10^5 a$	ND

Figure 23. Choix de graminées promouvant les populations bactériennes productrices d'antibiotiques (Mazzola et al., 2004).

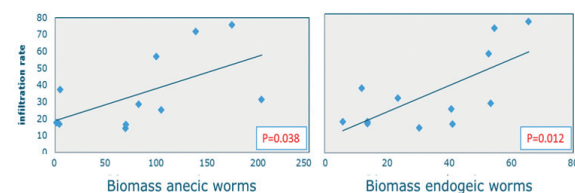


Figure 24. Relation entre la biodiversité des vers de terre et la régulation de l'eau (Résultats J. Faber, projet EcoFINDERS).

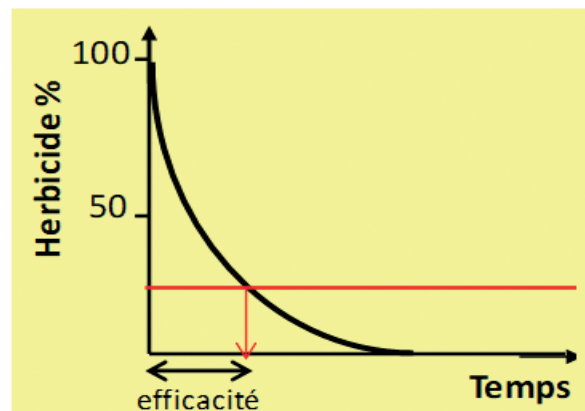


Figure 27. Dégradation de l'herbicide dans un sol au cours du temps. La ligne rouge représente le seuil d'efficacité de cet herbicide (Martin-Laurent et Therond, 2018).

Diuron mineralization potential (radiorespirometric approach ¹⁴C-diuron)

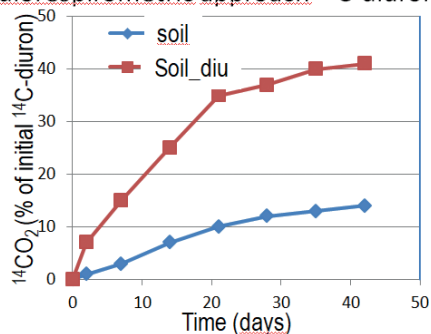
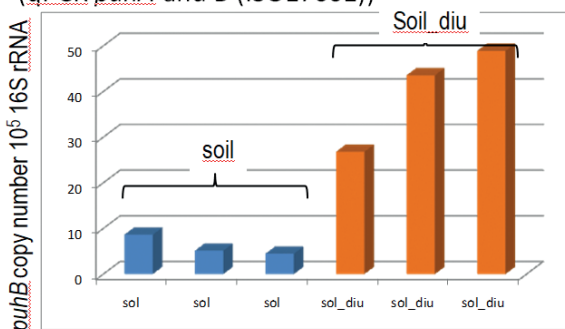


Figure 26. Biodégradation du diuron (herbicide) dans un sol ayant précédemment reçu cet herbicide ou non (Norme ISO 17601, Pesce et al., 2013).

Diuron degrading genetic potential (qPCR *puhA* and B (ISO17601))



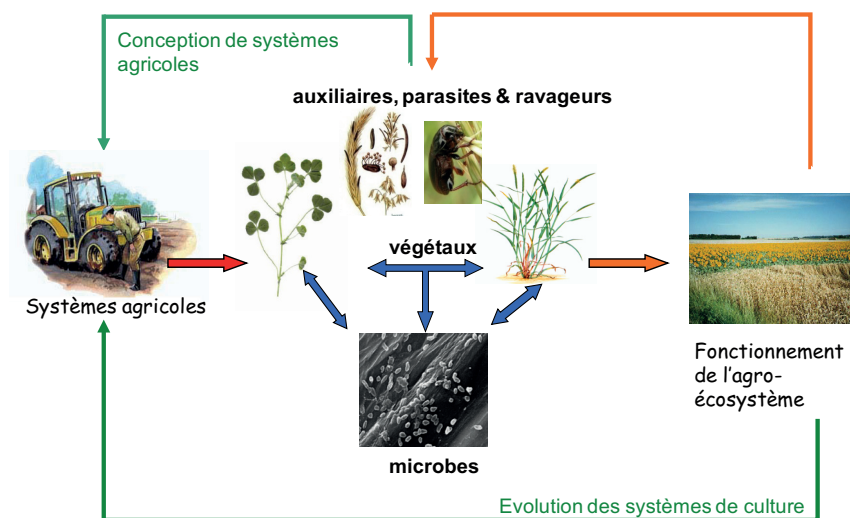


Figure 28. Rôle du microbiote tellurique dans le fonctionnement biologique des sols (Illustration Ph. Lemanceau).

CONCLUSION

Le microbiote tellurique joue donc un rôle central dans le fonctionnement biologique des sols et la fourniture de services écosystémiques (figure 28). L'abondance, la diversité et les activités de ce microbiote sont directement influencées par les interactions plantes-microorganismes et par les pratiques agricoles. Un enjeu de l'agroécologie est de développer des systèmes agricoles qui préservent et valorisent la biodiversité et les interactions plantes-microorganismes pour la fourniture de services écosystémiques.

Les plantes entretiennent en effet dans leur rhizosphère un microbiote abondant et actif via la libération d'une part importante de leurs photosynthétats sous forme de rhizodépôts. Cependant, les systèmes de culture intensifs minimisent la contribution de la biodiversité et des interactions biotiques, en particulier plantes-microorganismes, et reposent plus sur l'apport d'intrants de synthèse et la mécanisation.

Pour finir cette présentation, il est important de souligner l'importance du paiement des services écosystémiques comme levier pour promouvoir les pratiques et les systèmes qui les favorisent. La biodiversité des sols et la fourniture de services écosystémiques associés représentent une valeur importante. Dans ce contexte, la FAO⁴ propose une démarche dans laquelle l'ensemble des acteurs (les producteurs, l'industrie agro-alimentaire, les consommateurs, les politiques) sont associés la valorisation des services écosystémiques en suivant une démarche gagnant-gagnant.

Notes

- 1/ Source et informations actualisées jusqu'en 2019 : <https://www.genome.gov/about-genomics/fact-sheets/DNA-Sequencing-Costs-Data>
- 2/ <https://www.gissol.fr/le-gis/programmes/rmq3-34>
- 3/ <http://agriculture.gouv.fr/cop22-linitiative-4-pour-1000>
- 4/ Food and Agriculture Organization : Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture

Références bibliographiques

- Dequiedt *et al.* (2011) *Glob. Ecol. Biogeogr.* 20:641-652.
- Hénault et Revellin (2011) *Plant Soil* 346:289-296.
- Karimi *et al.* (2018) *Sci Adv*4(7): eaat1808. doi: 10.1126/sciadv.aat1808.
- Jones *et al.* (2014) *Nat. Clim. Chang.* 4:801-805.
- Lemanceau *et al.* (2018) Interactions plantes/micro-organismes dans la rhizosphère. In Lemanceau P., Blouin M. eds 'Les sols au cœur de la zone critique 6', 'Collection Système Terre – Environnement, Série Les Sols'. Chap. 4, p. 57-81.
- Maron *et al.* (2018) *Appl. Environ. Microbiol.* 84 :9 e02738-17.
- Martin-Laurent et Therond. 2018. *Biofutur* 388:54-59.
- Mazzola *et al.* (2004). *Microbiol. Ecol.* 48:338-348.
- Orgiazzi *et al.* (2016) A knowledge-based approach to estimating the magnitude and spatial patterns of potential threats to soil biodiversity. *Science of the Total Environment* 545-546;11-20.
- Perveen *et al.* (2014) *Glob. Change Biol.* 20:1174-1190.
- Pesce *et al.* (2013) *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 97:1661-1668
- Philippot *et al.* (2009) *Environ. Microbiol.* 11:3096-3104.
- Philippot & Hallin (2011) Towards food, feed and energy crops mitigating climate change *Trends Plant Science.* 16:476-480.
- Pivato B., Chemidlin Prévost-Bouré N., Lemanceau P. (2015) Microbiome du sol. In Champomier-Vergès M.C., Zagorec M. eds. «La métagénomique. Développements et futures applications.» Editions Quae. Chap. 6, 71-87.
- Raaijmakers & Weller (1998) *MPMI* 11:144-152 ; xxx
- Ranjard *et al.* (2013) *Nat. Commun.* 4:1434, doi:10.1038/ncomms2431.
- Van der Heijden *et al.* (1998) *Nature* 396:69-72.

06



Promouvoir la pollinisation entomophile : une vision à large échelle

Mickaël Henry

Chercheur, Inra, Unité Abeille et Environnement (Avignon)

Je travaille sur l'écologie des abeilles, et non sur le service de pollinisation comme tel. Néanmoins, j'ai abordé cette notion de service de pollinisation à travers des collaborations, notamment avec des collègues du Muséum national d'Histoire naturelle, qui ont donné lieu à une publication dans *Frontiers in Ecology and the Environment* (Deguines *et al.*, 2014). Cette publication correspond au travail que je vais présenter. Quand on parle de service de pollinisation, on pense implicitement au service de pollinisation « entomophile », donc la pollinisation véhiculée par les insectes. Les insectes ne sont pas les seuls vecteurs animaux de pollinisation. Il y a également des oiseaux, des chauves-souris, ou des reptiles dans les régions tropicales. Par ailleurs, les insectes floricoles ne sont pas tous des pollinisateurs effectifs ou efficaces.

L'intensification agricole accroît la production alimentaire globale...

Nous nous sommes intéressés à la problématique d'intensification de l'agriculture qui a pour finalité d'augmenter les rendements agricoles. L'intensification de l'agriculture, c'est l'augmentation de la mécanisation agricole, l'augmentation des intrants, la réduction de la diversité des plantes cultivées. On se dirige vers des systèmes de type monoculture, associés à une augmentation de la taille des parcelles. Les photographies aériennes présentées sur la figure 1 sont très parlantes : elles montrent l'évolution du parcellaire sur les cinquante dernières années sur la zone atelier de Chizé. Dans une des parcelles qu'on cultive aujourd'hui, on pourrait mettre 6, 8, 10 ou 12 parcelles telles qu'elles étaient auparavant, il y a cinquante ans. Cette forme de remembrement est accompagnée du recul de tous les milieux dits semi-naturels ou milieux interstitiels qui abritaient ou qui abritaient de nombreuses espèces animales natives.

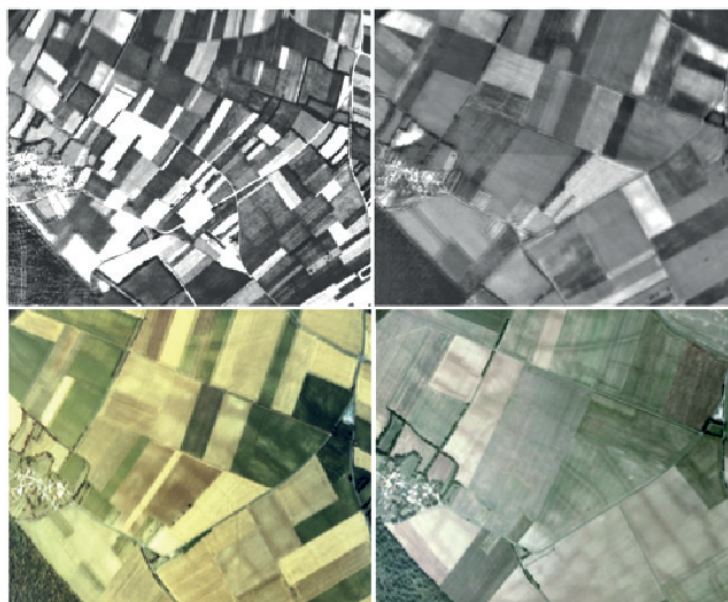


Figure 1. Évolution du parcellaire dans la zone atelier de Chizé entre 1958 et 2010 (Bretagnolle et Gaba, 2015).

... mais a un coût pour la biodiversité

Parallèlement à cette intensification de l'agriculture, il y a un déclin de la diversité en général, et des pollinisateurs en particulier. Selon une étude publiée dans *Science* (Biesmejer *et al.*, 2006), la diversité des abeilles sauvages en Angleterre et aux Pays-Bas dans les trente à quarante dernières années a significativement décliné dans 52% à 67% des sites où il y a eu des études à long terme (figure 2). En parallèle, les syrphes (diptères) qui visitent également les fleurs et participent à la pollinisation, peut-être pas de façon aussi efficace, ne subissent pas le même déclin. Globalement, ce déclin des insectes pollinisateurs ou floricoles est avéré et est parallèle à un déclin de la diversité floristique dans ces environnements. Le cas de l'abeille domestique est un peu plus complexe parce qu'elle est également gérée par l'homme, par l'apiculture. Elle est aussi soumise à de nombreux facteurs en interaction qui peuvent expliquer le déclin représenté sur la figure 3 par des flèches : les mortalités annuelles de colonies peuvent atteindre 20 à 30 %. D'autres facteurs entrent en ligne de compte, comme les pesticides ou les pathogènes.

Les services écosystémiques menacés ?

Aujourd'hui, les scientifiques se posent cette question : les services écosystémiques de pollinisation entomophile sont-ils menacés ? Les pollinisateurs participent à hauteur de 37 % à la production globale de nourriture pour les humains (Gallai, 2009). À l'échelle globale, la question d'une crise de la pollinisation est toujours débattue (Aizen *et al.*, 2008, Ghazoul et Koh, 2010). Par contre, il y a des évidences fortes à des échelles locales que le service de pollinisation, donc la mise à fruit et le rendement des cultures, diminue avec les distances aux milieux semi-naturels (figure 4). De même, pour les cultures entomophiles, la variabilité des rendements augmente avec la distance aux milieux naturels ou semi-naturels. Il s'agit d'une méta-analyse (Garibaldi *et al.*, 2011) de 29 études locales provenant de 15 pays qui a inspiré notre raisonnement et nos hypothèses.

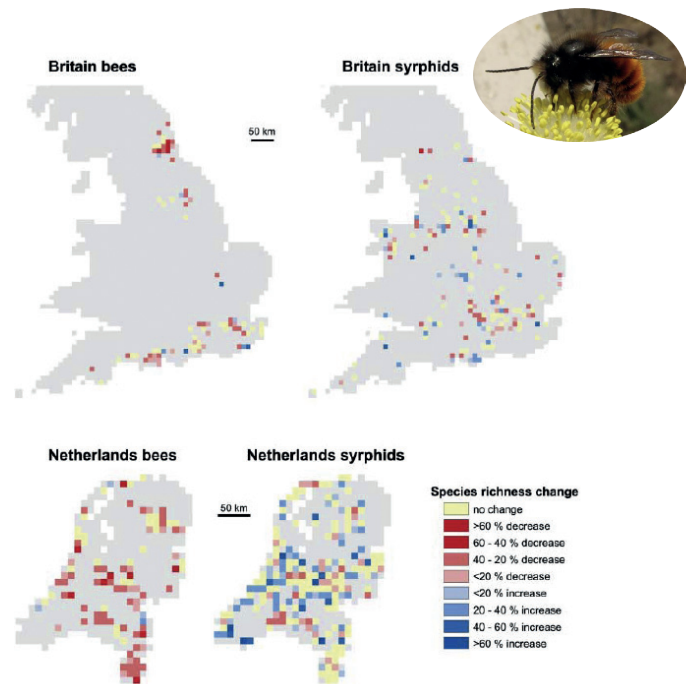


Figure 2. Déclin des pollinisateurs natifs au Royaume-Uni et aux Pays-Bas. Source : Biesmejer *et al.*, 2006.

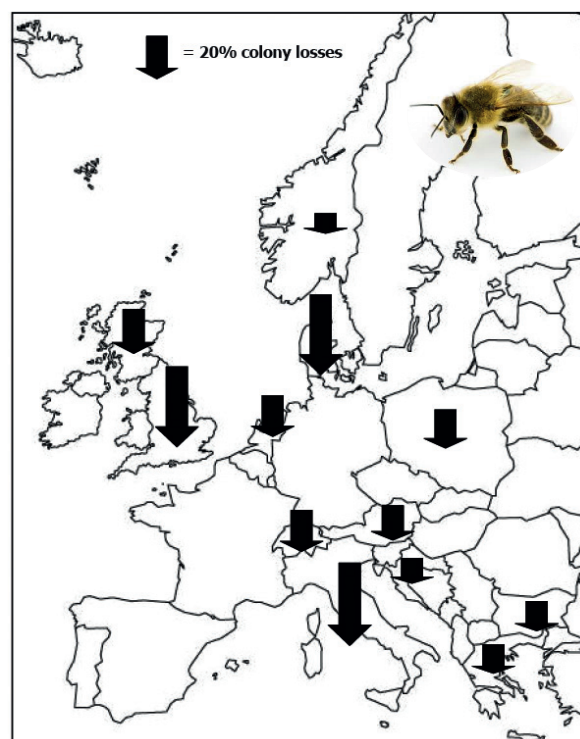


Figure 3. Déclin annuel des colonies d'abeilles en Europe. Source : Neumann & Carreck 2010, *Journal of apicultural research*.

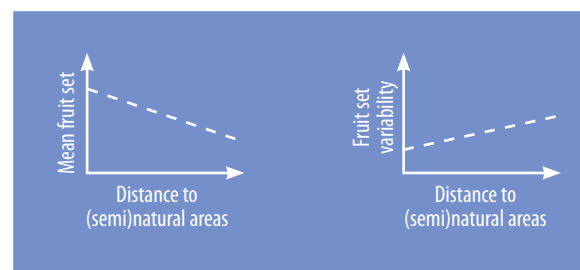


Figure 4. Illustration des effets opposés de la distance aux habitats (semi-)naturels les plus proches sur les rendements (gauche) et sur la variabilité des rendements (droite) de parcelles de cultures entomophiles (Garibaldi *et al.*, 2011).

Existe-t-il un compromis entre l'intensification agricole et les services de pollinisation des cultures ?

Notre question était la suivante : si d'un côté, l'intensification agricole permet d'augmenter les rendements, mais que de l'autre côté, elle est préjudiciable pour les espèces qui participent à un service de pollinisation, alors on devrait s'attendre à ce que cette augmentation du rendement avec l'intensification agricole soit mitigée pour les plantes dépendantes des pollinisateurs. Donc, en termes statistiques, ça revient à dire qu'il peut y avoir une interaction (représentée ci-contre par une croix), entre l'effet de l'intensification agricole et l'effet de la dépendance des cultures aux pollinisateurs sur leurs rendements – le rendement étant exprimé en rendement absolu, mais aussi en variabilité ou en stabilité du rendement.



Rendement régional et stabilité du rendement régional

Cette question a été abordée en utilisant des bases de données nationales, l'échelle nationale étant pertinente par rapport aux prises de décision politiques et opérationnelles. Nous avons donc croisé des bases de données publiques : d'une part notre variable dépendante, les rendements par région de France pour 68 cultures entre 1989 et 2010 (Service de la Statistique et de la Prospective du Ministère de l'Agriculture et de l'Agroalimentaire), d'autre part nos variables explicatives, le niveau d'intensification agricole (High Nature Value indicator) pour chaque région et les informations de la littérature scientifique sur la dépendance aux pollinisateurs.

Les données de rendement présentées sur la figure 5 couvrent plus de vingt ans. On a sélectionné 54 cultures pour lesquelles on avait des données dans au moins dix régions différentes et dans chacune de ces régions, sur une période d'au moins dix

ans. Pourquoi ? Parce qu'il faut prendre en compte aussi des phénomènes de non-stationnarité temporelle car les rendements pouvaient avoir tendance à augmenter sur la fenêtre temporelle considérée. À partir de ces données, on a des informations sur les rendements et sur la variabilité de ces rendements, c'est-à-dire l'amplitude des variations autour de la tendance temporelle moyenne. On a standardisé ces données en calculant le Z-score, c'est-à-dire les rendements standardisés pour chaque culture autour de cette moyenne en prenant en compte l'augmentation temporelle. On a standardisé les rendements par l'écart type, de façon à pouvoir comparer les différentes cultures sur une même base, l'unité d'écart type.

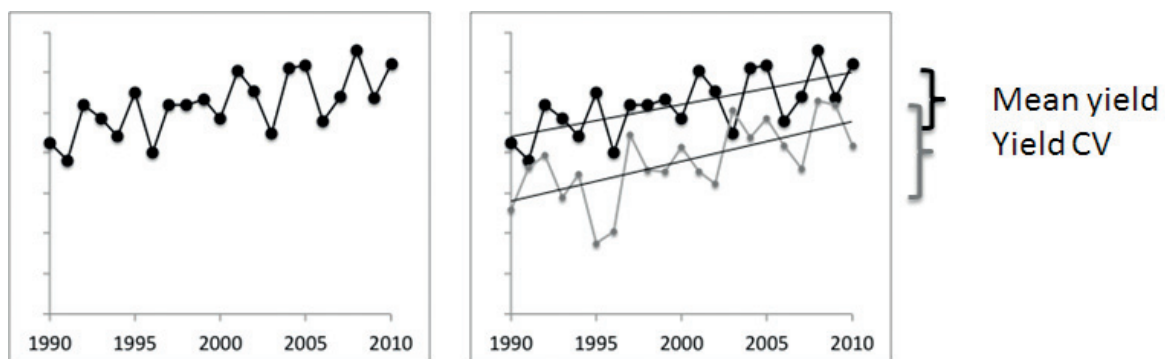


Figure 5. À gauche, base de données régionale 1989-2010 (Ministère de l'Agriculture et de l'Agroalimentaire / Service des statistiques et de la prospective). À droite, identification de la tendance temporelle utilisée pour standardiser les rendements (Z-scores) et leur variabilité (coefficients de variation), par région et par culture.

Intensification agricole

L'intensification agricole provient de bases de données de Solagro (figure 6). On a utilisé le High Nature Value aimablement fourni par Monsieur Pointereau de Solagro. C'est une mesure régionale de l'intensification agricole qui prend en compte trois paramètres : la diversité des cultures, le côté extensif des pratiques agricoles, donc l'utilisation de pesticides, l'irrigation, etc. et également la présence ou la prévalence des milieux dits naturels ou semi-naturels.

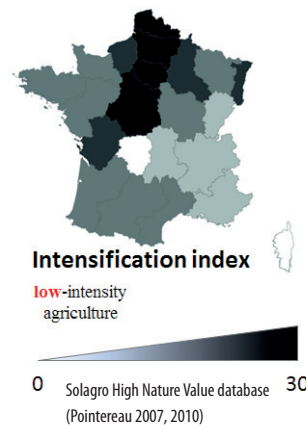


Figure 6. Index d'intensification agricole, exprimé sur une échelle de 0 à 30.

Dépendance des cultures à la pollinisation

La dépendance des cultures est la perte proportionnelle de rendements en l'absence des pollinisateurs. Nous avons considéré un gradient de dépendance des cultures (figure 7) allant de 0 % par exemple pour des céréales jusqu'à 95 % pour des cucurbitacées (données en majorité issues d'une étude de Klein *et al.*, 2007). La dépendance des cultures, c'est simplement la perte proportionnelle de rendements en l'absence des pollinisateurs.

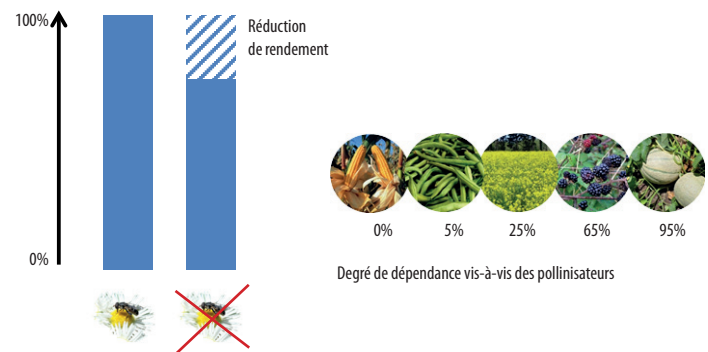


Figure 7. Le degré de dépendance des cultures entomophiles aux pollinisateurs est estimé par le déficit de pollinisation en l'absence de pollinisateurs.

Résultats

Conformément à nos hypothèses, l'intensification agricole pour les cultures peu dépendantes des pollinisateurs, permet effectivement une augmentation des rendements, mais cette augmentation des rendements est mitigée et même annulée avec l'intensification agricole dans le cas des cultures dépendantes aux pollinisateurs (figures 8 et 9). Pour la stabilité/variabilité des rendements (figures 8 et 10), par contre c'est l'inverse : l'intensification agricole diminue la variabilité des rendements des cultures à faible dépendance, mais pas de celles à forte dépendance aux pollinisateurs.

Dans les cas des cultures non dépendantes, comme les céréales en général, on a une décroissance de la variabilité, ce qui veut dire une augmentation de la stabilité avec l'intensification agricole. C'est par contre la tendance inverse pour les espèces dépendantes des pollinisateurs. Il y a donc un paradoxe : plus on intensifie les pratiques agricoles, plus les rendements vont être instables et variables pour les cultures entomophiles. L'intensification agricole ne garantit pas une meilleure stabilité des rendements pour les cultures entomophiles.

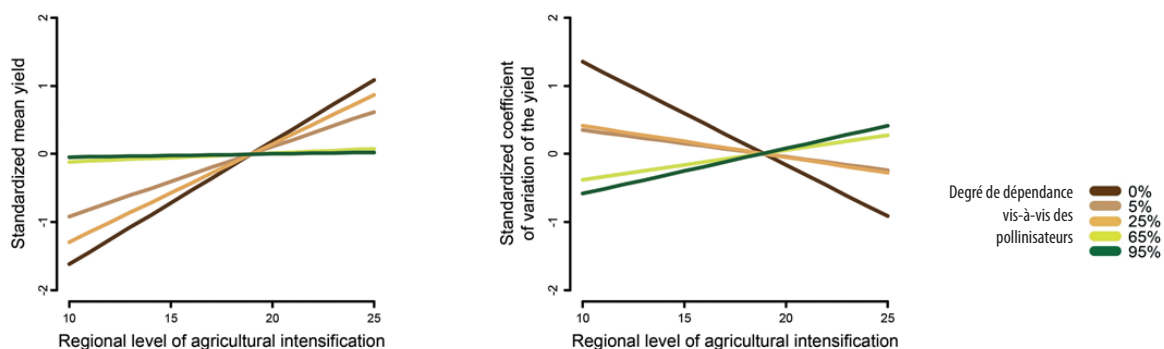


Figure 8. Évolution des rendements moyens annuels (à gauche) et de la variabilité des rendements (à droite) selon l'intensification, pour des cultures peu dépendantes des pollinisateurs (marron) à fortement dépendantes (vert).

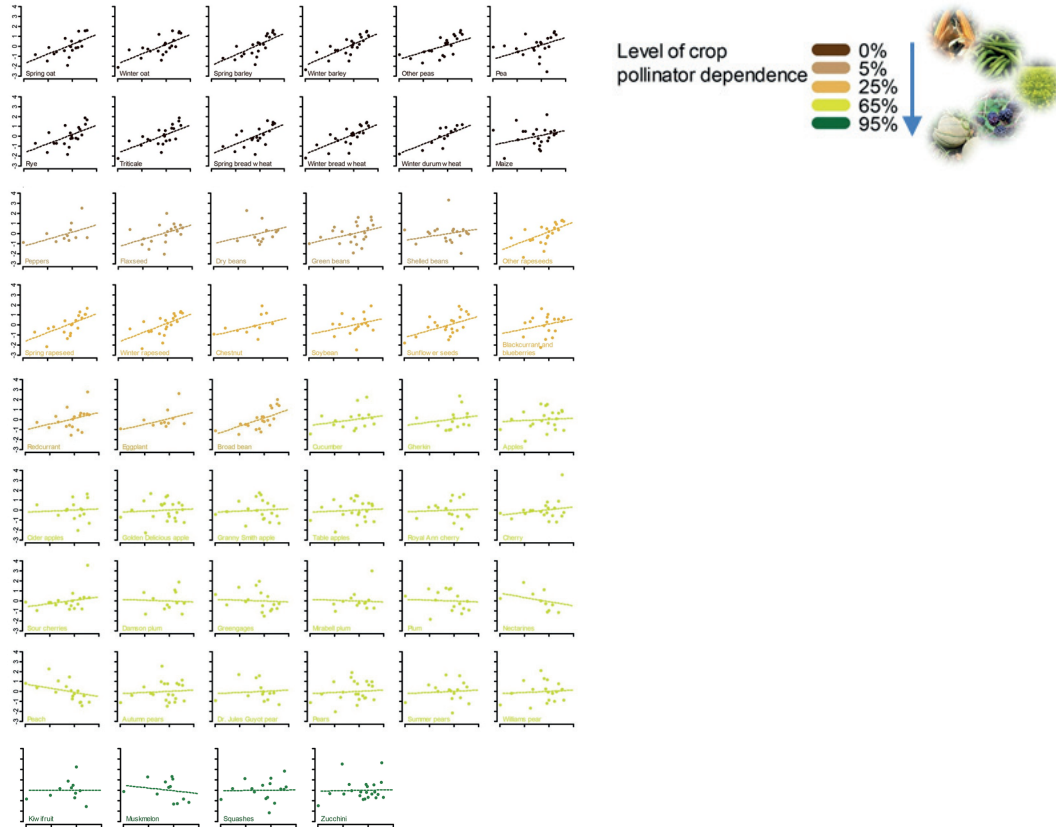


Figure 9. Détail par culture des rendements moyens annuels.

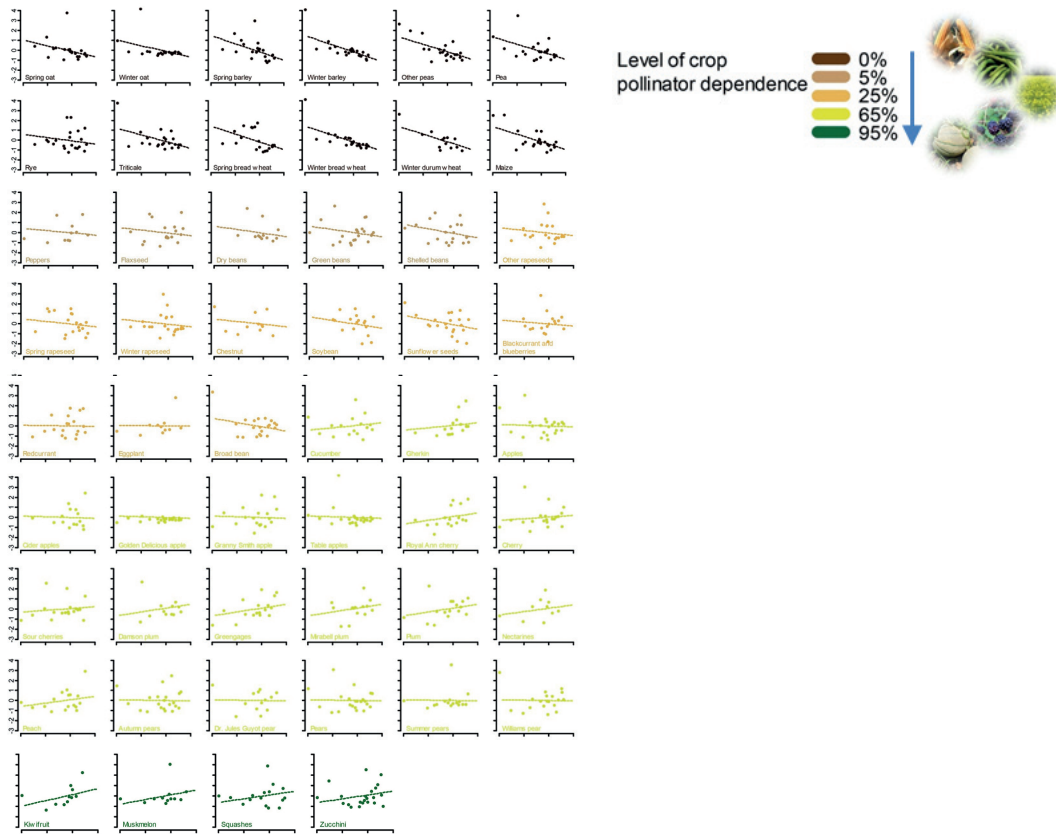


Figure 10. Détail par culture des variations de rendement.



CONCLUSION

Il semble que l'intensification ne permette pas d'augmenter les rendements chez les cultures les plus dépendantes des pollinisateurs, et que l'intensification diminue la stabilité temporelle des rendements. C'est une situation de compromis, de trade-off, entre l'intensification agricole et la préservation du service ou des services écosystémiques de pollinisation entomophile. C'est à notre connaissance l'une des premières études qui montre que les pertes du service de pollinisation à l'échelle locale peuvent effectivement se répercuter à des échelles spatiales supérieures, notamment l'échelle nationale qui est une échelle pertinente pour les prises de décision politiques.

Références

- Aizen, M.A., Garibaldi, L.A., Cunningham, S.A. & Klein, A.M. (2008) Long-Term Global Trends in Crop Yield and Production Reveal No Current Pollination Shortage but Increasing Pollinator Dependency. *Current Biology*, 18, 1572-1575.
- Biesmeijer, J.C., Roberts, S.P.M., Reemer, M., Ohlemuller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A.P., Potts, S.G., Kleukers, R., Thomas, C.D., Settele, J. & Kunin, W.E. (2006) Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313, 351-354.
- Bretagnolle, V. & Gaba, S. (2015) Weeds for bees? A review. *Agron. Sustain. Dev.* 35: 891. doi : 10.1007/s13593-015-0302-5
- Deguines, N., Jono, C., Baude, M., Henry, M., Julliard, R. & Fontaine, C. (2014) Large-scale trade-off between agricultural intensification and crop pollination services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12, 212-217.
- Gallai, N., Salles, J.-M., Settele, J. & Vaissière, B.E. (2009) Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68, 810-821.
- Garibaldi, L.A., Steffan-Dewenter, I., Kremen, C., Morales, J.M., Bommarco, R., Cunningham, S.A., Carvalheiro, L.G., Chacoff, N.P., Dudenhöffer, J.H., Greenleaf, S.S. *et al.* (2011) Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecology Letters*, 14: 1062-1072.
- Ghazoul, J. et Koh, L.P. (2010) Food security not (yet) threatened by declining pollination. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8, 9-10.
- Klein AM, Vaissière BE, Cane JH, *et al.* (2007) Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *P Roy Soc B* 274: 303-13.
- Neumann, P., Carreck, N.L. (2010) Honey bee colony losses. *Journal of Apicultural Research* 49, 1-6.

07



Concepts et méthodes de l'écologie des paysages pour aider à mieux gérer les services écosystémiques

Marc Deconchat / UMR Dynafor

Aude Vialatte / UMR Dynafor

Antoine Brin / UMR Dynafor

David Sheeren / UMR Dynafor

La place des paysages, ainsi que celles du territoire, des échelles larges, du spatial qui incluent de multiples acteurs, prend de plus en plus d'importance dans les questions de développement durable. Dans cette présentation, j'apporte un point de vue d'écologue des paysages pour contribuer aux réflexions liant paysages et services écosystémiques (SE), sans prétendre être exhaustif.

Ma présentation est en trois parties :

1. un retour sur l'écologie des paysages, quelques grandes questions sur des fronts de recherche dans cette discipline et en quoi ces questions sont importantes pour les problématiques des services écosystémiques ;
2. je développerai ensuite pourquoi il convient de réfléchir autour des questions d'échelle et de la façon dont on les utilise en proposant quelques recommandations ;
3. je terminerai par des exemples tirés de nos travaux autour des petits bois et de la forêt dite rurale, la forêt paysanne.

Paysages et écologie des paysages : d'une évidence visible à un concept disciplinaire

Les paysages comme des niveaux d'organisation du vivant

D'un point de vue écologique, on peut voir les paysages comme des niveaux d'organisation du vivant où des écosystèmes différents (agricoles, aquatiques, forestiers...) sont en interactions (flux de matière et d'organismes). Ces occupations du sol sont habitées, produites, utilisées par tout un ensemble d'organismes, différentes espèces, dont les humains, qui sont l'une des espèces ingénieurs des écosystèmes les plus importantes parce qu'elle a modifié énormément ces occupations du sol. On constate facilement que cette hétérogénéité n'est pas aléatoire ; elle forme des patrons, des motifs qui vont se répéter plus ou moins régulièrement, plus ou moins nettement. Certains de ces motifs sont reconnaissables visuellement, d'autres nous sont invisibles sans une analyse. Ce qu'on appelle paysage est la répétition d'un motif d'occupation du sol. Cette hétérogénéité des structures est variable à différents niveaux, des plus fins aux plus larges. Entre ces différents niveaux, tout un ensemble de mécanismes conduisent à des rétrocontrôles. Dès lors qu'il y a des rétrocontrôles, on a des systèmes dits complexes où il est difficile de séparer l'origine des

structures et des fonctions. Est-ce que les structures permettent certaines fonctions ou est-ce que les fonctions créent des structures ? Cette dualité est très commune dans les sciences du vivant, mais est peut-être plus particulièrement prégnante dans les questions d'écologie des paysages (Forman et Godron, 1986).

Les paysages comme des systèmes sociaux et écologiques complexes

On peut voir aussi les paysages dans une autre dimension, sociale, qui a été largement abordée par des disciplines proches de l'écologie des paysages comme la géographie, l'ethnologie. En effet, les humains sont à peu près partout sur Terre et ont influencé tous les écosystèmes et façonné de nombreux paysages. On peut ainsi les voir comme une forme d'appropriation et de marquage de l'espace et de ses ressources par des populations humaines. C'est une façon d'aménager, d'organiser son espace, de la même façon que chez soi, on organise, on aménage son habitat, sa maison. C'est aussi l'expression d'une ingénierie écologique par les humains, pour gérer des ressources dont ils ont besoin et s'assurer que dans l'avenir, ils pourront continuer à en bénéficier. C'est aussi une façon d'aménager les espaces de façon à être en capacité de faire face à des événements rares, mais qui peuvent être assez dramatiques. On peut donc voir le paysage comme l'empreinte spatialisée d'un projet de territoire. Je vais utiliser le terme « territoire » au sens d'un territoire qui est le résultat d'un objectif d'habitants, de gens qui ont des envies, des besoins, des moyens, qui construisent un projet. D'une certaine façon, le paysage est l'expression physique de ce projet.

Landscape : spatial organization produced by a society in interaction with the environment to use and manage natural resources (European convention for Landscape).

Question de taille

Une première question sur laquelle il y a peu de réflexions pour les services écosystémiques, alors même qu'elle me paraît très importante, c'est la question de la taille des parcelles. Beaucoup de travaux visent à évaluer un certain nombre de services écosystémiques sur des unités d'échantillonnage de petite taille, pour des raisons pratiques, mais on peut se poser la question de savoir si une grande parcelle va recevoir ou fournir les mêmes services écosystémiques que lorsque les unités sont beaucoup plus petites. En effet, l'écologie des paysages montre que pour de nombreux processus écologiques la taille des unités spatiales est déterminante, l'exemple le

plus connu étant les relations souvent vérifiées entre la surface d'un habitat et sa richesse en espèces. Est-ce qu'on peut avoir un parcellaire forestier ou agricole avec une certaine taille qui favoriserait le maximum de services écosystémiques ? Est-ce que ce sont forcément des petites parcelles ou des très grandes qui sont les plus favorables ? Comment doit-on définir les unités spatiales : par le couvert, par la propriété foncière, par les pratiques ? En écologie des paysages, ces relations géométriques sont extrêmement importantes pour un grand nombre de processus écologiques. La forme même d'un habitat peut en modifier fortement certaines propriétés écologiques, par exemple par les effets associés aux lisières qui peuvent concerner une proportion variable d'un milieu selon sa surface et sa forme (figure 1). Or, ces relations ont des conséquences écologiques qui déterminent de nombreux services écosystémiques, liés notamment à des déplacements d'espèces ou de matière. Je pense que cette question surfacique méritera d'être abordée à l'avenir.

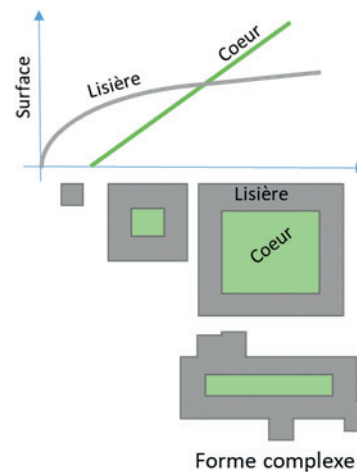


Figure 1. Relation entre la surface totale d'une parcelle et les surfaces des zones de lisières et de cœur. Avec des formes simples, il faut une surface totale suffisante pour que la surface de la zone de cœur surpasse la surface de lisière. Avec des formes plus complexes (schéma du bas), la surface de lisière reste plus élevée, à surface totale équivalente. Les processus écologiques dans les zones de cœur et de lisière peuvent être différents et influencer sur les propriétés globales de la parcelle.

Questions de flux

Le deuxième champ de questions concerne les flux, les déplacements. En effet, un certain nombre de services écosystémiques dépendent d'agents mobiles (Mobile Agent Based Ecosystem Services, MABES) (Kremen *et al.*, 2007), que ce soient des espèces, des prédateurs ou des pollinisateurs, qui vont se déplacer (figure 2). Ce concept de services écosystémiques basés sur des agents mobiles a été mis en avant en écologie des paysages. Pour certains services écosystémiques, on va vouloir ralentir ces flux (l'érosion, le vent). Dans d'autres cas, on va plutôt vouloir les favoriser, les accélérer et les intensifier. Ces questions de flux d'espèces ou de matières renvoient à des questions sur le rôle des interfaces. Que se passe-t-il dans les interfaces



entre les différentes occupations du sol dans les paysages tempérés où l'hétérogénéité est à la base de discontinuités ? Est-ce que ce sont les mêmes types d'interfaces ? Comment modifie-t-on ces interfaces ? Quelles sont celles qui vont être les plus favorables aux flux qui nous intéressent ?

Une autre question de flux concerne la connectivité dans les paysages. Comment organise-t-on les interdépendances spatiales entre les différentes composantes d'un paysage qui vont favoriser ou non la circulation d'un certain nombre d'éléments que l'on considérera comme positifs ? Cette question est importante dans la perspective des dynamiques à long terme et de l'évaluation de la résilience des systèmes face à des perturbations. Est-ce qu'en ayant des systèmes qui sont connectés d'une certaine façon, on s'assure que, s'il y a une faiblesse ponctuelle, suffisamment mais en évitant une trop forte inter-connexion, à un moment donné, on pourra, grâce à cet ensemble de connexions, reconstituer un certain nombre des propriétés qui sont intéressantes ou souhaitées ?

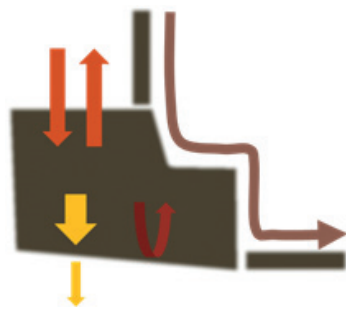


Figure 2. Les interfaces entre les milieux influent sur les flux d'espèces, de matière et d'énergie. Elles sont neutre si les échanges sont équivalents (flèches orange), filtrantes si les flux sont modifiés (flèches jaunes), imperméables si les flux sont stoppés (flèches rouges). Les interfaces forment aussi des corridors qui guident certains flux (flèches marron). Les services écosystémiques liés à des agents mobiles peuvent être influencés par ces interfaces.

Questions de cartes

L'écologie des paysages vise aussi à être en mesure de proposer des représentations à la fois pertinentes et efficaces des relations sociales et écologiques entre les différents éléments qui constituent le paysage, de dresser des cartographies au sens large. En écologie des paysages, les « cartes » sont vues parfois comme des entrées des modèles que l'on utilise ou comme des sorties des modèles que l'on produit, et on peut même les voir en elles-mêmes comme étant le modèle, c'est-à-dire ce qui apporte et véhicule l'information pertinente. Cela pose la question de la représentation des données spatialisées qui peut prendre de multiples formes. Outre les représentations vectorielles ou raster, on peut aussi représenter certaines données spatiales sous forme de réseaux, ce qui est parfois beaucoup plus pertinent. On peut aussi imaginer de développer des cartes interactives subjectives, ce qui commence à se faire. L'utilisateur de la carte

est au centre et dans la carte, il voit les informations qui lui sont pertinentes à un moment donné. L'un des exemples les plus connus est Street View de Google. Ce concept peut être utilisé aussi pour des questions d'écologie. On peut imaginer des cartes multidimensionnelles dans lesquelles on pourrait naviguer, exploiter de l'information spatialisée dont la nature serait dépendante d'un contexte particulier, d'un certain point de vue. Il y a aussi beaucoup de réflexions autour de l'incertitude des données spatialisées. Comme toutes données, les données spatialisées ont une certaine incertitude et, jusqu'à maintenant, on ne sait pas très bien comment utiliser cette incertitude et la mobiliser dans les représentations cartographiques que l'on en fait. L'une des pistes est la possibilité de cartes « floues » pour rendre compte de cette incertitude.

Les questions d'échelles au cœur des démarches d'écologie des paysages

Recommandations pour un meilleur usage de la profusion de données spatialisées

Le constat est que nous sommes face à des évolutions technologiques en termes de données spatiales. On a une profusion de nouvelles données spatialisées qui sont accessibles, de plus en plus précises, de plus en plus fréquentes. Les nouveaux satellites, comme la constellation des Sentinelles (programme Copernicus), vont apporter des informations dont on ne pouvait rêver il y a quelques années. Il y a une véritable révolution technologique en termes de disponibilité des données spatialisées. L'écologie des paysages peut se féliciter de cette évolution. Dans le même temps, les logiciels pour les utiliser sont de plus en plus pratiques, de plus en plus accessibles. Vous pouvez avoir maintenant sur votre téléphone quasiment l'équivalent d'un logiciel comme ArcInfo, pour ceux qui s'en souviennent.

On assiste à un développement sans précédent de l'utilisation des données spatialisées. C'est une bonne chose, c'est un atout évident pour l'écologie des paysages. En même temps, notre constat, avec mes collègues, est qu'il faut vraiment faire attention à la façon dont on justifie les opérations sur ces données et la signification de ce que l'on en tire. J'ai fait le choix de vous apporter quelques éléments de ces réflexions autour des échelles spatiales, des échelles temporelles et des échelles thématiques et vous verrez que, partant de considérations assez techniques et pratiques, finalement, lorsqu'on creuse un peu ces questions, on aboutit à des réflexions ou à des propositions un peu plus conceptuelles.



Échelle spatiale : grain et étendue

Qu'est-ce qu'une échelle ? C'est un grain et une étendue.

Le **grain**, c'est assez simple, c'est la résolution (ou niveau de détail). Selon le type de grain utilisé, le niveau, la qualité et la pertinence de l'information seront différents. Il faut retenir que le grain le plus fin n'est pas forcément le plus pertinent pour les questions que l'on souhaite traiter. La deuxième dimension de l'échelle est l'étendue. On peut s'intéresser à une petite portion de l'espace ou à une portion plus grande. Lorsqu'on élargit l'**étendue**, on voit apparaître des choses qui apportent une information que l'on n'avait pas à une étendue plus réduite. Ce choix de l'étendue est très souvent largement sous-estimé dans la conception et l'utilisation des données spatialisées.

L'une des difficultés qui se pose aujourd'hui est que l'on combine de plus en plus des sources de données spatialisées d'origines différentes qui correspondent à des échelles différentes et qui ont donc des grains et des étendues qui peuvent être très différentes. Les utilisateurs ne sont pas toujours avertis de ces différences et des conséquences qu'elles peuvent avoir dans le traitement, quand ils vont combiner ces différentes données. Par ailleurs, pour un certain nombre de données, les grains et les étendues ne sont pas explicites. Lorsque les données sont de type vectoriel, vous pourrez zoomer tant que vous voulez, vous verrez toujours le trait. Pourtant, derrière ces données, il y a aussi un grain, une résolution à laquelle cette information a été collectée (ce que les anglo-saxons appellent le *minimum mapping unit*). Il faut donc faire attention à ces points. Pour compliquer un peu la réflexion, on peut aussi considérer que le grain peut être un objet. Il peut être par exemple les parcelles agricoles. Quand on combine des parcelles agricoles avec des pixels, qu'est-ce qu'on en fait ? Dans quels cas est-ce légitime, dans quels cas va-t-on « inventer » de l'information spatiale ? Comment croiser ces informations ? Cela pose des questions en termes de géomatique qui ne sont pas triviales et peuvent être sources de mauvaises interprétations des données.

Un exemple fréquent de cette mauvaise interprétation se rencontre quand on vous dit que la classification qui a été obtenue avec des données satellites, par exemple, est bonne à 98 %, pour une carte régionale. Bien souvent, l'utilisateur lambda va zoomer à un endroit particulier et va dire que la carte n'est pas bonne car le bois ou la parcelle qu'il connaît bien n'est pas bien représenté sur la carte. C'est une erreur conceptuelle importante que l'on fait facilement. En effet, la qualité de la carte globale ne dit rien sur la qualité locale de l'une de

ses sous-parties, et réciproquement. Il ne vient pas à l'esprit que dix individus particuliers pris au sein d'une population composée d'un grand nombre d'individus aient les mêmes propriétés statistiques que cette population. Pourtant, c'est ce que l'on fait assez fréquemment avec les données spatiales. Cela conduit aussi à se dire que pour un certain nombre de données spatialisées, on sera systématiquement obligé d'avoir des adaptations locales. Il est illusoire d'utiliser, à l'aide de zooms, des cartes d'occupation du sol faites à l'échelle nationale pour traiter de problèmes très locaux car il est probable que l'extrait d'un jeu de données global ne soit pas bien adapté à des questions locales. On retrouve un lien avec la difficile question de l'utilisation des incertitudes dans les données spatialisées et de la façon dont elles se répercutent selon les échelles.

Variables paysagères versus changement d'échelle

Une autre utilisation un peu abusive des questions d'échelle que l'on trouve beaucoup dans la littérature est le fait de confondre les variables paysagères avec des changements d'échelle. On trouve dans la littérature beaucoup de travaux qui s'intéressent à des buffers (zones tampons en français) de taille croissante autour de points d'observation. On va caractériser le paysage sur une zone, puis on va le caractériser sur une zone encore plus grande, puis sur une zone encore plus grande, etc. On a à chaque fois un *buffer* différent, une description d'un espace paysager différent (figure 3). Souvent, on dit que l'on a changé d'échelle et on cherche l'effet d'échelle (scale of effect) c'est-à-dire, le buffer qui montre la meilleure corrélation avec l'indicateur de biodiversité étudié. Je considère que l'on n'a pas changé d'échelle, on a surtout changé de variable. Le changement d'échelle intervient lorsqu'on change les unités statistiques, par exemple quand on va les agréger.

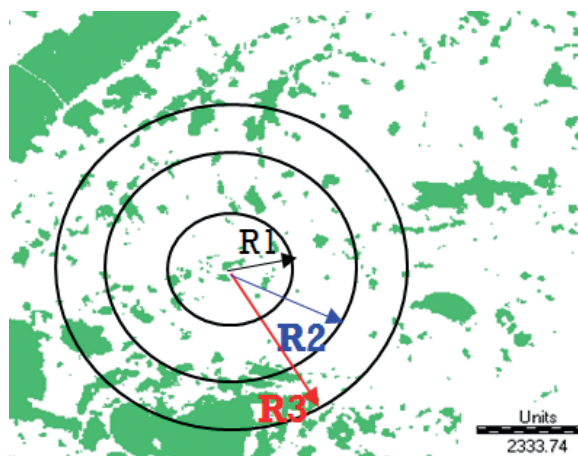


Figure 3. Le changement de variables pour caractériser le paysage autour d'un point d'observation. Le point d'observation, au centre des cercles, est caractérisé par des variables paysagères mesurées sur des zones définies par le rayon (R). Ces variables ne correspondent pas à un changement d'échelle.



La dépendance d'échelle dans la relation prédateur-proie

Pour illustrer ce que sont les changements d'échelles, j'ai pris dans la littérature un exemple qui montre bien la dépendance d'échelle et qui renvoie clairement à l'importance de parcourir plusieurs échelles, comme le propose l'écologie des paysages. Ces travaux visaient à établir la relation entre la présence des prédateurs et la présence de leurs proies. Le dispositif, très lourd, a consisté à échantillonner des points très petits dans lesquels la présence du prédateur et celle des proies étaient mesurées. Puis, ce dispositif était emboîté dans plusieurs niveaux d'agrégation des points d'observation (figure 4a). Là, on a un changement d'échelle et on voit ce qu'est une dépendance d'échelle. À une échelle très fine, c'est-à-dire une faible étendue et un grain très fin, comme on peut s'y attendre les proies évitent les prédateurs (figure 4b). Il y a un ensemble de mécanismes comportementaux qui fait que plus il y a de prédateurs, moins il y a de proies. À une échelle beaucoup plus large, lorsque l'on agrège un certain nombre de points et que le grain est un ensemble d'observations, par exemple des vergers sur une grande région, la relation est différente (figure 4c). Elle est même complètement opposée et assez logique aussi. Lorsqu'il y a des proies, les prédateurs ne sont en général pas très loin : c'est à l'endroit où il y a le plus de proies qu'ils ont le plus de chance d'en trouver. On voit bien que la possibilité de faire des changements d'échelle implique des dispositifs d'échantillonnage assez lourds qui permettent de faire ces agrégations. Cela montre aussi qu'en parcourant plusieurs échelles, on a des informations différentes, mais aussi, ce qui n'apparaît pas là, que si l'on n'est pas du tout à la bonne échelle et que l'on est dans un niveau intermédiaire de grain et d'étendue, il y a toute chance que l'on ne voie rien dans la relation entre les prédateurs et les proies.

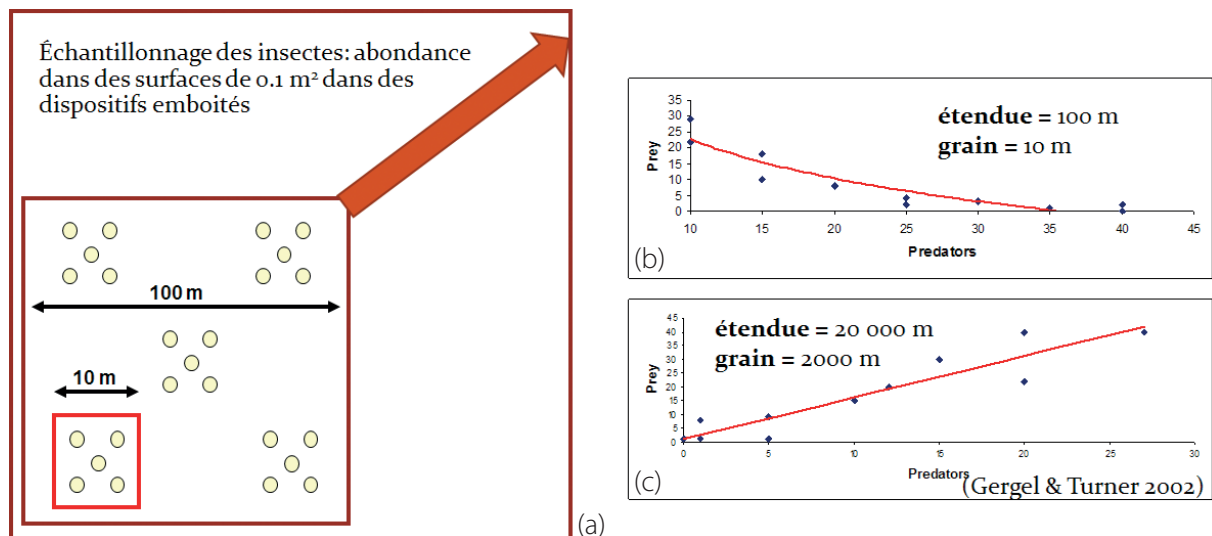


Figure 4. La dépendance d'échelle dans la relation prédateur-proie. (a) échantillonnage à différentes échelles (b) relation prédateur-proie sur une faible étendue et un faible grain (c) relation prédateur-proie sur une grande étendue, avec un grain large. La forme de la relation prédateur-proie dépend de l'échelle d'analyse qui rend compte de processus écologiques différents ; à une échelle intermédiaire, aucune relation ne serait identifiable. D'après Gergel & Turner, 2002.

Importance du temps long

Lorsqu'on s'intéresse à des paysages, on est sur des échelles spatiales plutôt larges. Une relation classique entre les échelles spatiales et les échelles temporelles nous amènerait à nous intéresser à des échelles temporelles plutôt longues. Il s'agit d'aller regarder du côté de l'histoire, de se projeter dans le futur en termes de scénarios et donc d'évaluer la dynamique des services écosystémiques, de voir à quelle vitesse ils se mettent en place, s'ils vont être non résilients face à des perturbations, s'ils favorisent même la résilience des systèmes. Globalement, je pense que nous sommes loin d'avoir cette approche, notamment en termes de services écosystémiques, lorsqu'on s'intéresse à des facteurs paysagers. En effet, souvent, on a des informations très détaillées, sur des périodes de temps relativement courtes (une ou deux années), et à partir de cela on essaie d'inférer des relations avec des variables paysagères, des changements d'organisation du territoire, alors même qu'il faudrait des dispositifs à des échelles de temps différentes. Bien sûr, c'est très compliqué parce qu'on ne peut pas maîtriser ni manipuler le temps, comme on peut le faire avec l'espace. Pour traiter ces questions, je pense que le plus pertinent est la combinaison

- › de sites d'études à long terme pour un suivi, pour capitaliser de l'information et avoir la profondeur historique,



- › intégrés dans des réseaux offrant des possibilités de comparaison,
- › d'approches de modélisation, plutôt de type « modélisation de pattern ».

Échelles thématiques

Les troisièmes échelles à prendre en considération sont les échelles thématiques. Il y a plusieurs façons de décrire les différents objets qui vont constituer les différentes occupations du sol. On peut faire varier la gamme des états dans laquelle on va les décrire, par exemple en s'intéressant à toutes les occupations du sol ou juste à celles qui sont forestières. C'est ce qui correspond à l'étendue en termes thématiques (ou précision sémantique). Puis, on peut être plus ou moins fin dans la description, avec par exemple trois classes d'occupation du sol ou plusieurs centaines. L'analyse, l'interprétation, la compréhension et la pertinence de ces données vont être différentes. Ce choix, encore plus que la résolution spatiale, a les plus lourdes conséquences sur les modèles écologiques et il faut sans doute y réfléchir.

Nous avons tendance à décrire notre espace selon la façon dont nous, humains, le voyons. Par exemple, le territoire d'une exploitation agricole sera caractérisé en termes de parcelles, de propriétés, d'occupations du sol que nous percevons en tant qu'humains. Mais les organismes qui sont le support d'un certain nombre de services qui nous intéressent ont un autre découpage de l'espace (figure 5). Ils ont d'autres entités qui nous sont imperceptibles. Il y a donc une hétérogénéité masquée que nous ne voyons pas et qui est en général celle qui est la plus pertinente pour les processus écologiques qui nous intéressent. C'est de celle-là qu'il faut tenter de rendre compte. On parle ainsi parfois de désaccord d'échelles entre celles qui sont utilisées pour l'étude et la gestion des processus écologiques, et celles qui sont effectivement pertinentes pour rendre compte de ces processus convenablement.

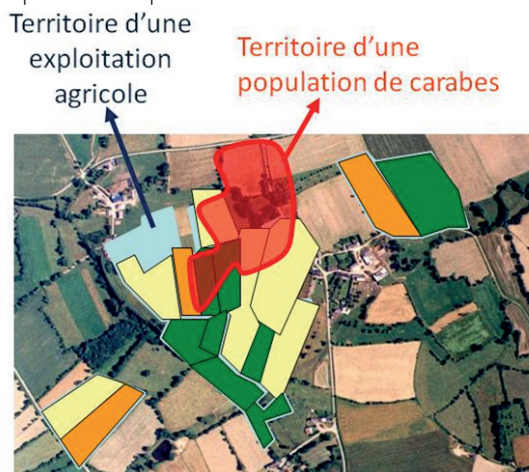


Figure 5. Le découpage de l'espace peut être fait selon les perceptions humaines ou celles des autres organismes vivants sur le territoire (Deconchat & Thenail, 2014).

Voir le paysage avec les yeux d'un oiseau

Dans la perspective de s'affranchir des points de vues et échelles anthropocentrées, nous avons conduit quelques travaux qui rejoignent des idées émergentes dans l'utilisation des données de télédétection. La démarche indirecte habituelle pour prédire la diversité d'espèces, comme les oiseaux dans notre cas, utilise des données satellites pour produire une carte d'occupations du sol, où l'on retrouve les forêts, le blé, le maïs, le milieu humide, etc. À partir de cette carte d'occupations du sol, on calcule certaines métriques mises en relation avec les observations d'oiseaux, puis on produit un modèle de distribution des oiseaux en fonction de ces paramètres. L'hypothèse que l'on a commencé à tester est que l'on peut éviter cette carte d'occupations du sol qui est le regard anthropique porté sur le paysage (Sheeren *et al.*, 2014). On peut utiliser l'ensemble des données spectrales, texturales ou autres qui sont contenues dans les données satellitaires pour établir directement une relation entre la présence de nos espèces et les données satellites pour produire des modèles de prédiction dans lesquels il n'y pas (ou moins) d'a priori anthropiques sur la façon de décrire l'espace. Il s'agit de passer d'une vision où l'on essaie de prédire la distribution des espèces, mais dans un paysage qui est notre paysage, à une prédiction des espèces dans le paysage tel qu'il serait vu par l'espèce ou les organismes qui nous intéressent (figure 6). Je pense que c'est un changement conceptuel assez important, intéressant et riche.

Vers une estimation directe de certains services par télédétection

En partant de l'idée de prendre le point de vue des organismes qui nous intéressent, on peut imaginer de prolonger cette idée et de « mesurer directement » un certain nombre de services écosystémiques, ou au moins les cartographier. L'idée est qu'il est peut-être possible d'obtenir des modèles prédictifs (pas nécessairement explicatifs) de services écosystémiques à partir de données satellitaires sans passer par une étape de cartographie des occupations du sol ou du moins, pas de façon supervisée (en fixant des a priori). Cela pourrait être utile sur de très grandes étendues pour avoir des évaluations globales ou repérer des zones avec des comportements particuliers. Un projet est en cours dans notre laboratoire avec cette perspective, il vise à faire un lien direct entre des données de télédétection et un niveau de réalisation de services écosystémiques de régulation et de pollinisation, mais sans passer par l'étape de la cartographie des occupations du sol.

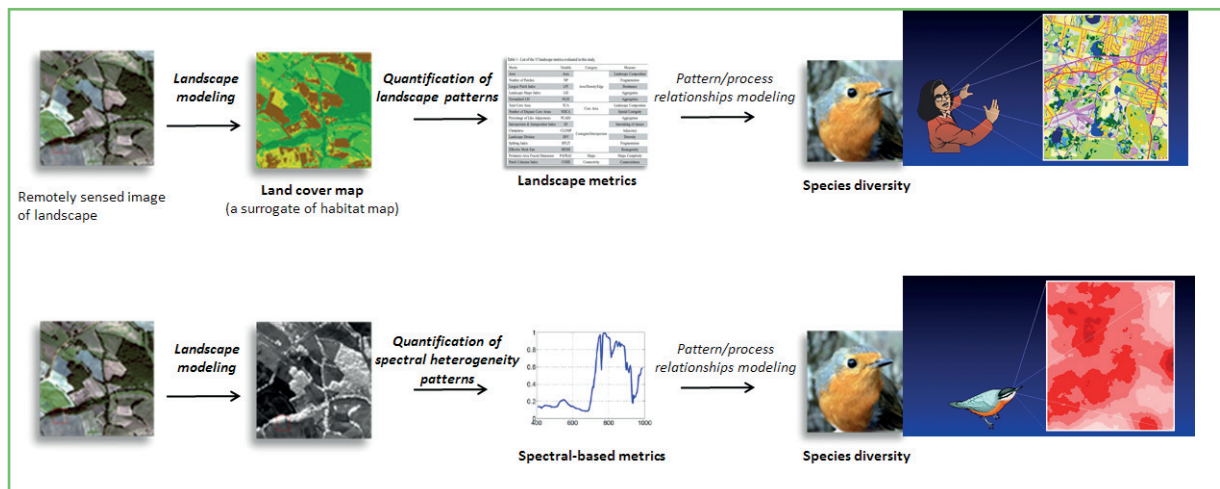


Figure 6. Ligne du haut : Méthode classique indirecte de modélisation de l'occurrence d'espèce à partir de donnée satellitaires en passant par une étape de création d'une carte d'occupation du sol et extractions de métriques paysagères. Ligne du bas : Méthode directe de modélisation de l'occurrence d'espèces à partir de données satellitaires sans passer par une carte d'occupations du sol, en prédisant l'occurrence à partir des métriques spectrales des images (Sheeren et al., 2014). La méthode directe limite l'introduction du point de vue anthropique lié à la définition de la carte d'occupations du sol.

Des petits bois qui rendent bien des services : Exemples issus d'une démarche interdisciplinaire sur un site d'étude intégrée

Nos sites d'études se situent dans les coteaux de Gascogne (figure 7). C'est une région vallonnée avec un bocage assez lâche et une agriculture de polyculture et d'élevage. Rien de très performant ni de très marquant dans l'activité agricole, mais une zone à déprise agricole moins forte. Il y a une forme de résilience des paysages. Les petits bois, essentiellement privés, sont très nombreux dans ces paysages en contact direct avec l'agriculture. Contrairement à ce que l'on peut observer dans d'autres paysages comme dans le nord de la France, ces petits bois sont sur des terres qui pourraient très bien, pour un grand nombre d'entre elles, être cultivées. Ce ne sont pas toujours les endroits les moins fertiles ou des endroits où il y a des problèmes de relief ou d'accessibilité. Finalement, ces bois pourraient très bien avoir été convertis en agriculture. Pourtant, ils sont toujours là et depuis longtemps. On s'est donc demandé pourquoi. Il semble, d'après les organismes de conseil forestiers, que ce ne soit pas pour des raisons sylvicoles car, dans bien des cas, la gestion mise en œuvre est très peu interventionniste et ne produit pas les revenus qu'une gestion plus active pourrait générer. Les propriétaires de ces bois semblent donc les conserver et les gérer sans viser une rentabilité pourtant apparemment assez facile à obtenir. Comment expliquer ce paradoxe ?

Bien sûr, cela varie fortement entre les propriétaires et certains ont des actions de gestion plus ou moins élaborées.

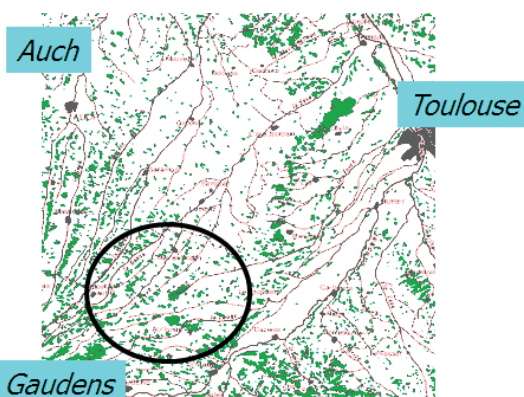


Figure 7. Localisation des sites d'étude dans les coteaux de Gascogne. Les taches vertes représentent les bois dans la matrice agricole en blanc.

Démarche systémique interdisciplinaire

Pour répondre à ces questions, nous avons engagé une démarche systémique interdisciplinaire en nous disant que l'on avait :

- › des systèmes spatiaux formés par l'organisation spatiale et temporelle des occupations du sol qu'il fallait caractériser.
- › des systèmes écologiques qui renvoient à la biodiversité, aux arbres, à leur croissance, à leurs propriétés biologiques, étudiés avec des compétences d'écologues.
- › des utilisateurs de ces ressources qui exploitent ces systèmes écologiques, qui dépendent des systèmes spatiaux et qui modifient ces systèmes. Ils forment des systèmes socio-techniques.

Bien sûr, ces systèmes sont à différentes échelles spatiales et temporelles qu'il faut parcourir pour rendre compte des structures de ces différents systèmes, suivre leur dynamique et se projeter dans des scénarios avec les acteurs concernés. Pour cela, il faut mobiliser des disciplines différentes (des



chercheurs en télédétection et en géomatique, des écologues, des entomologistes, des sylviculteurs, des agronomes, des ethnologues).

Effets de la fragmentation forestière sur la biodiversité

Avec ces dispositifs, nous avons caractérisé la fragmentation forestière et sa dynamique, qui suit des histoires assez différentes selon les secteurs (figure 8). Des travaux antérieurs avaient montré en quoi certains massifs assez grands s'étaient fragmentés, même encore récemment, et qu'aujourd'hui ils étaient plutôt dans une phase de défragmentation. On voit se reconstituer aujourd'hui des massifs un peu plus grands. Des travaux de géographie, toujours en cours, ont caractérisé ces processus de fragmentation-défragmentation en montrant que la trajectoire n'était pas toujours la même. Ils ont identifié des trajectoires d'évolution de ces paysages.

Par la suite, nous avons montré qu'il y avait des relations entre les caractéristiques morphologiques de ces fragments leur isolement, et leur biodiversité. La relation la plus classique est celle qui lie la surface de ces fragments et leur richesse en espèces. La relation retrouvée pour les oiseaux (figure 9) est assez classique dans la littérature, mais, plus surprenant, nous avons trouvé le même type de relation avec les arbres (figure 10). Pourquoi plus surprenant ? Parce que les arbres étant des ressources gérées par les propriétaires de ces forêts, on s'attendait plutôt à ce que la diversité ne varie pas en fonction de la taille des bois ou arrive assez rapidement à un plateau correspondant aux essences cibles de la gestion. Cela ne semble pas être le cas, il y a donc encore des processus qui favorisent cette diversité en fonction de la surface des bois.

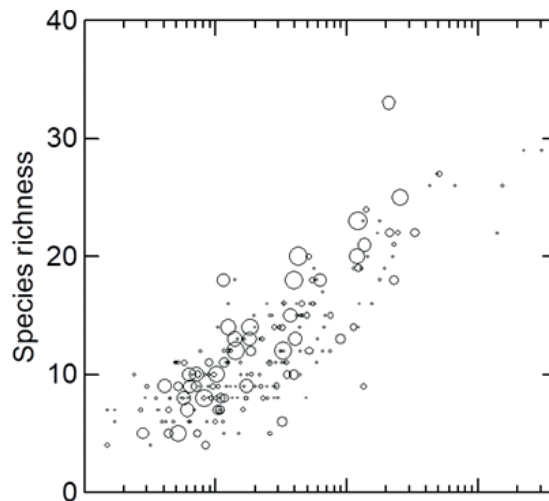


Figure 9. Richesse spécifique des oiseaux selon la surface des fragments boisés dans les coteaux de Gascogne (Monteil et al., 2005).

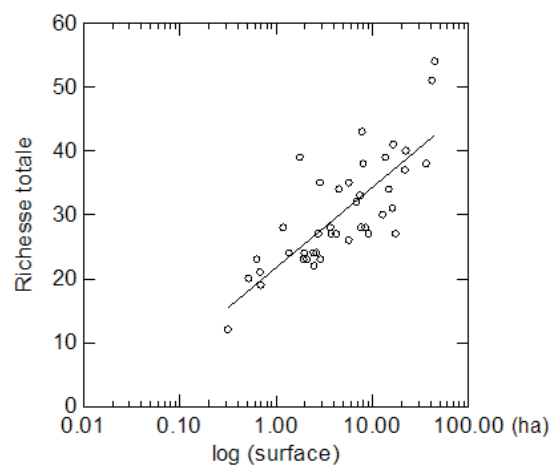


Figure 10. Richesse spécifique en ligneux selon la surface des fragments boisés dans les coteaux de Gascogne (Gonzalez et al., 2010).

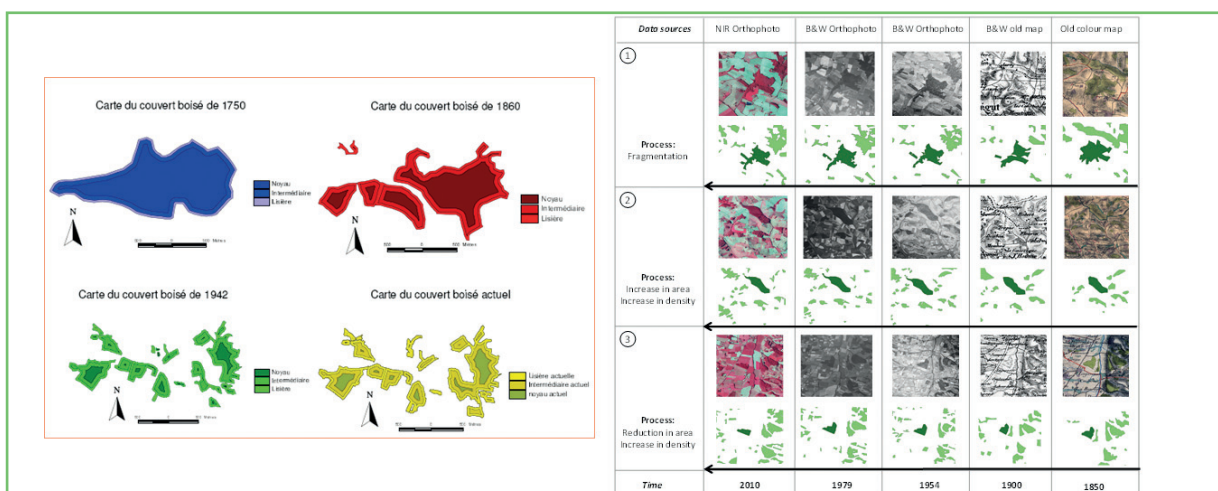


Figure 8. Caractériser la fragmentation et sa dynamique. À gauche, un exemple de reconstitution de la dynamique spatiale d'un petit bois qui a été fragmenté et dont les fragments sont maintenant en cours d'expansion. Cet exemple illustre la complexité induite par des fragments ayant des trajectoires historiques différentes (Andrieu et al., 2011). À droite, une proposition de classification de trajectoires d'évolutions de fragments forestiers (Herrault et al., 2015).



Un système social traditionnel dit « à maison » aux règles encore très vivaces

Ce qui a été le plus intéressant, le plus révélateur et sur lequel je voudrais attirer l'attention, a été le travail avec les ethnologues. Au cours de cette étude, les ethnologues se sont rendu compte que l'on avait un système social traditionnel, qui s'appelle le système « à maison », qui a des règles très particulières et qui est encore très vivace dans le site d'étude. Une de ces règles particulières, que l'on ne trouve pas dans le nord de la France, est que la transmission de la maison, de l'ensemble des ressources, se fait à un héritier unique, en général le fils aîné. L'un des autres fils devenait éventuellement ouvrier sur l'exploitation agricole, les autres partaient comme cadets de Gascogne, comme ce fut le cas pour le personnage de d'Artagnan chez les mousquetaires. Les filles, système patriarcal oblige, n'avaient d'autre avenir que de trouver à se marier ailleurs. C'était une règle sociale extrêmement forte. L'objectif était de conserver la maison dans son ensemble, dans son intégrité et de la transmettre telle quelle. La maison, c'est l'ensemble des ressources biologiques, des surfaces, des bâtiments, mais ce sont aussi tous les symboles et le statut social qui y est associé sur la commune, ainsi que les devoirs envers les autres maisons (entraide). Ce système social est illégal depuis la Révolution. On ne peut plus transmettre à un héritier unique. Pourtant, les ethnologues nous ont montré que ce système se maintient par des voies détournées et l'on peut retrouver encore aujourd'hui quasiment les mêmes contours des maisons que ceux d'il y a deux cents ans.

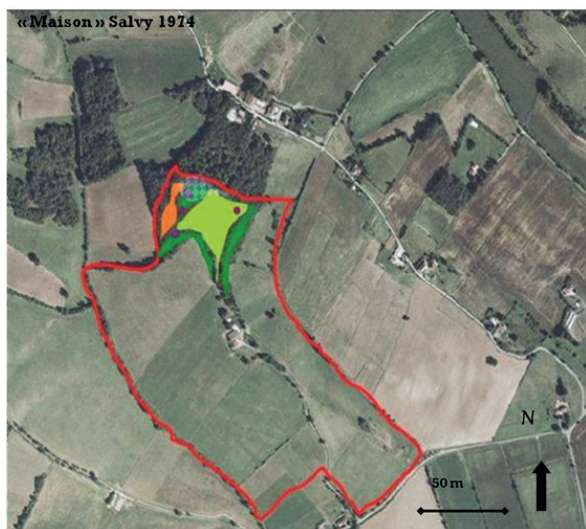


Figure 11. Un exemple de l'utilisation des surfaces à la « Maison » Salvy. Les limites du territoire de la maison sont marquées par le trait rouge, la maison d'habitation est au centre, les haies sur les limites sont préservées des défrichements. Le bois en haut du territoire est utilisé pour de plusieurs usages (bois d'œuvre, de chauffage, pâturage, chasse, champignon...) identifiés par les couleurs et qui produisent une hétérogénéité interne fine.

Une recherche d'autonomie des fermes par la diversité des ressources

L'une des règles sociales fortes pour les gens qui avaient ces maisons était qu'ils recherchaient une forme d'autonomie des maisons. Chacune des maisons devait avoir à sa disposition la diversité des ressources dont elle avait besoin : des ressources forestières, des ressources en prairies, des ressources cultivables (figure 11). À l'intérieur de chacune de ces ressources, il y avait encore un niveau de raffinement et de diversité parce qu'il leur fallait toutes les ressources. Dans la partie forestière, le propriétaire est capable de dire que telle partie lui sert pour les champignons, telle autre pour son gibier et telle autre pour son bois de chauffage, même si les situations ne sont pas optimales pour produire ces ressources. C'est l'une des explications du fait que ces petits bois restent dans ces paysages. Chacun voulait avoir près de chez lui l'ensemble de ces ressources, même s'il aurait pu faire de cette terre autre chose de plus productif en optimisant la production et en la convertissant en terre agricole.

Des pratiques forestières particulières qui lient forêts et agriculture

Une autre conséquence de ce système social est que les limites de ces maisons ont une importance particulière dans la culture des gens qui habitent dans cette région. À ce titre, l'importance des haies n'est pas la même selon qu'elles sont à l'intérieur de ce contour ou qu'elles forment cette limite. D'un point de vue écologique et agronomique, on peut se dire qu'une haie est de même nature ou de même importance qu'une autre, mais du point de vue du gestionnaire, il ne touchera jamais à celle qui fait la limite avec son voisin parce qu'elle est un marqueur social, rôle qu'elle n'a pas lorsqu'elle est à l'intérieur du territoire de l'exploitation agricole où elle n'a qu'un rôle agronomique. Nous avons approfondi ces questions en nous intéressant aux pratiques forestières dans ces forêts. Nous avons constaté qu'il y avait des pratiques forestières particulières et notamment au niveau des lisières et des interfaces avec l'agriculture. Il y a des pratiques forestières qui sont autant tournées vers les finalités forestières — on a besoin de produire du bois — que tournées vers des finalités agricoles. On a besoin d'entretenir les bois parce que cela a des conséquences sur l'agriculture. À ce titre, la lisière l'illustre assez clairement puisqu'on y produit du bois de chauffage pour l'exploitation agricole, qu'on a maintenu et ravivé la limite qui sépare deux propriétés et que par la coupe on contrôle l'expansion de la végétation forestière sur les parcelles agricoles voisines.



L'entretien des lisières donne lieu à des coupes forestières particulières, sur la limite, qui répondent à des besoins en bois et d'entretien des abords des parcelles agricoles (figure 12).



Figure 12. Exemple de coupe dans les coteaux de Gascogne.

Les bois, sources de carabes pour l'agriculture

Nous avons voulu approfondir cette question de ces interfaces et de comment elles jouent de multiples rôles du point de vue de l'agriculteur. Quels services ces interfaces rendent-elles à l'agriculteur ? On s'est donc intéressé à la biodiversité dans les lisières, notamment à travers les carabiques.

Les carabes (s.l.) sont des prédateurs utiles à l'agriculture et sont ainsi des auxiliaires des cultures puisqu'ils consomment des limaces et des pucerons. On sait déjà qu'un certain nombre de ces carabes peuvent passer une partie de leur temps en forêt et une partie dans les cultures. On a donc installé des pièges classiques, des pièges Barber d'interception, dans lesquels tombent les carabes lors de leurs déplacements au sol, le long de transects dans plusieurs bois. Effectivement, on a trouvé les carabes dits forestiers très abondamment en forêt, mais aussi dans les parcelles agricoles adjacentes (figure 13), qui plus est à la saison la plus pertinente pour pouvoir jouer un rôle de régulation sur un certain nombre de ravageurs. Cela a éventuellement un effet positif. On constate en outre qu'il n'y a pas de carabes des parcelles agricoles qui seraient venus se « perdre » dans la forêt, ce qui aurait été une perte pour l'agriculture en termes de régulation des ravageurs. Les carabes de milieu agricole n'entrent quasiment pas dans la forêt. À priori, la forêt est plutôt un milieu qui fournit des auxiliaires pour les cultures voisines.

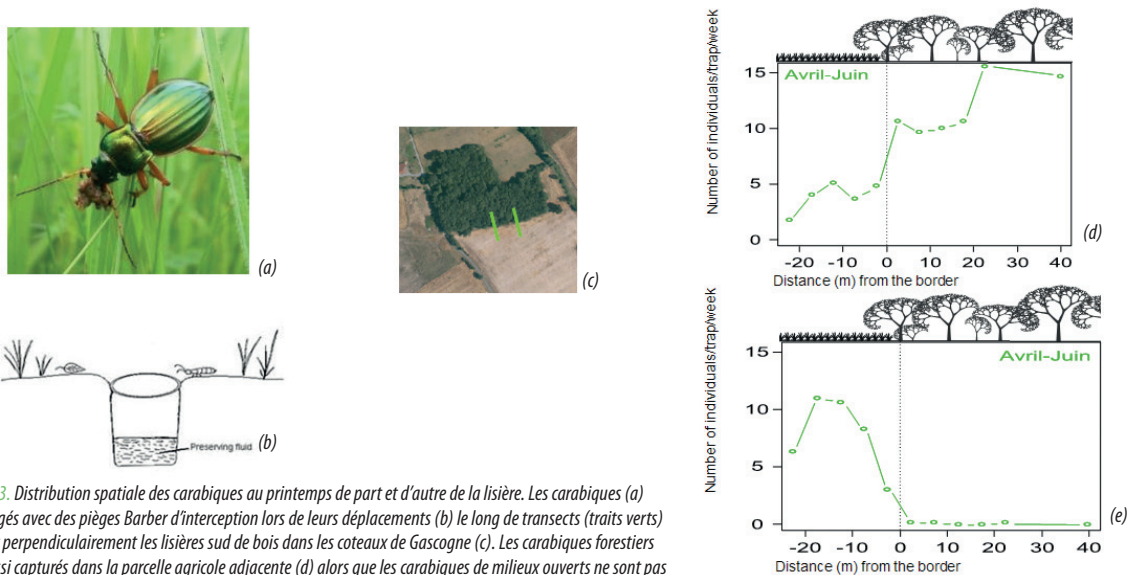


Figure 13. Distribution spatiale des carabiques au printemps de part et d'autre de la lisière. Les carabiques (a) sont piégés avec des pièges Barber d'interception lors de leurs déplacements (b) le long de transects (traits verts) coupant perpendiculairement les lisières sud de bois dans les coteaux de Gascogne (c). Les carabiques forestiers sont aussi capturés dans la parcelle agricole adjacente (d) alors que les carabiques de milieux ouverts ne sont pas piégés dans la partie forestière des transects (e) (Roume et al., 2011a).



Les lisières comme site d'hivernation

Puis nous avons approfondi ce travail en nous intéressant non plus aux carabes qui circulent entre la forêt et les cultures, mais à ceux qui hivernent. L'hivernation est un moment critique pour la survie de ces espèces. Avec un autre type de pièges, des tentes à émergence (figure 14), nous nous sommes intéressés aux carabes qui ont passé l'hiver dans le sol et dans des souches, sous forme de larves, et qui ont émergé. Ceux que nous avons capturés ont survécu et ont passé l'hiver à l'endroit du piégeage. On a observé que c'est dans les lisières que se trouvent les densités les plus élevées de carabes hivernants. Ces lisières apparaissent donc comme des endroits stratégiques pour la survie lors de l'hivernation de ces insectes qui, ensuite, sont capables d'aller dans les parcelles agricoles pour se nourrir de pucerons, comme on peut le supposer et l'espérer (Roume et al., 2011b).



Figure 14. Tente à émergence. Avec ce piège, seuls les insectes ayant hiverné sous la toile sont capturés. L'hivernation est une phase critique du cycle de beaucoup d'insectes. Pour les carabiques, les densités les plus élevées ont été observées dans les lisières des bois, avec plus d'une centaine d'individus émergents par m² (Roume et al., 2011b).

Est-ce généralisable ? D'abord, les lisières sont sources d'auxiliaires, comme nous venons de le montrer, mais pas uniquement. Elles produisent aussi des limaces, elles peuvent être des abris pour l'hivernation des pucerons. S'il est important d'étudier les lisières, elles ne sont pas forcément la panacée et il y a sans doute des équilibres à trouver entre ces aspects positifs et négatifs. Il faut aussi les comparer à d'autres milieux. Est-ce qu'une haie vaut une lisière ? Est-ce qu'une prairie est plus intéressante ou moins intéressante que les lisières pour la préservation et la production d'organismes auxiliaires ? Nos travaux récents nous laissent à penser que certes, les lisières sont utiles, mais qu'elles ne sont peut-être pas les plus importantes dans le paysage. On approfondit nos travaux avec des démarches comparatives, qui commencent à mieux montrer si ces résultats sont généralisables. La prochaine étape sera d'utiliser de la modélisation de

type multi-agents, avec divers organismes mobiles, pour évaluer si on est capable de modéliser jusqu'où ces organismes vont pouvoir aller dans les parcelles agricoles et ce qui va favoriser leurs déplacements.

Un système socio-écologique modèle

J'appelle le système socio-écologique que l'on a étudié le système socio-écologique modèle parce qu'il nous a permis de montrer un certain nombre de choses. On a bien un système social qui façonne le paysage et on a montré que le paysage est bien l'expression d'une rencontre entre des contraintes écologiques, des contraintes pédologiques, une géomorphologie, et une société, ses attentes, sa culture, son histoire. On a montré que cela induit des pratiques particulières qui sont encore aujourd'hui visibles. On a l'impression que ces pratiques sont favorables à des services écosystémiques. Tout cela s'inscrit dans la réflexion, notamment en ethno-écologie, sur la coévolution entre des sociétés humaines et des systèmes écologiques et où, par le jeu des essais-erreurs, le système social et ses règles contribueraient à produire un paysage procurant des bénéfices pour la société. Mais ce système change peu à peu. La société change, ce mode de transmission dont je vous ai parlé est en train de changer. On peut donc penser que ces propriétés vont évoluer. Dans ce sens, je veux insister pour dire que c'est certes un système écologique modèle pour comprendre ces relations entre les sociétés, les services dont elles bénéficient, les systèmes qui les produisent, mais que ce n'est sans doute pas un système à reproduire. La justice sociale de ce système pose question et n'est sans doute plus adaptée aux attentes actuelles. Sa capacité à perdurer pose question. Quand je le présente, j'insiste souvent sur ce point car on me dit que s'il s'agit de reproduire un système féodal, ce n'est pas vraiment une bonne chose. Certes, par contre, c'est un bon dispositif pour comprendre des fonctionnements.



CONCLUSION

En conclusion, j'espère avoir convaincu que l'écologie des paysages est pertinente pour étudier des services écosystémiques. Je pense qu'il est important, dans cette perspective, de développer un savoir-faire très attentif sur l'utilisation des données spatialisées pour leur faire dire ce qu'elles peuvent dire et non n'importe quoi. Il reste de très nombreuses questions dans le domaine de l'écologie des paysages, qui concernent les services écosystémiques. Réciproquement, traiter les services écosystémiques avec l'écologie des paysages peut alimenter les questions de cette discipline. L'interdisciplinarité nous révèle des facteurs sous-jacents dans les systèmes socio-écologiques, qui sont importants pour gérer les éléments qui contribuent à produire les services écosystémiques.

Je voudrais enfin remercier tous mes collègues de l'unité Dynafor parce qu'ils ont contribué à un grand nombre de travaux qui permettent cette présentation, et plus particulièrement Gérard Balent qui a été à l'initiative de tout cela.

Références bibliographiques

- Andrieu E, Ladet S, Heintz W, Deconchat M (2011) History and spatial complexity of deforestation and logging in small private forests. *Landscape and urban planning* 103:109-117 doi:10.1016/j.landurbplan.2011.06.005
- Deconchat M, Thenail C (2013) Landscape agroecology: from patterns to resilience. Paper presented at the Warm-up workshop "Agroecological transition and resilience, Montpellier,
- Forman RTT, Godron M (1986) *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York, USA
- Gergel S.-E., Turner M.-G. (2002). *Learning Landscape Ecology: a practical guide to concepts and techniques*. Springer.)
- Gonzalez M, Ladet S, Deconchat M, Cabanettes A, Alard D, Balent G (2010) Relative contribution of edge and interior zones to patch size effect on species richness: An example for woody plants. *Forest Ecology and Management* 259:266-274 doi:10.1016/j.foreco.2009.10.010
- Herrault PA, Larrieu L, Cordier S, Gimmi U, Lachat T, Ouin A, Sarthou JP, Sheeren D (2015) Combined effects of area, connectivity, history and structural heterogeneity of woodlands on the species richness of hoverflies (Diptera: Syrphidae). *Landscape Ecology* doi:10.1007/s10980-015-0304-3
- Kremen *et al.* (2007) Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: A conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecol Lett*.
- Monteil C, Deconchat M, Balent G (2005) Simple neural network reveals unexpected patterns of bird species richness in forest fragments. *Landscape Ecology* 20:513-527 doi:10.1007/s10980-004-3317-x
- Roume A, Deconchat M, Raison L, Balent G, Ouin A (2011a) Edge effects on ground beetles at the woodlot-field interface are short-range and asymmetrical. *Agricultural and Forest Entomology* 13:395-403 doi:10.1111/j.1461-9563.2011.00534.x
- Roume A, Ouin A, Raison L, Deconchat M (2011b) Abundance and species richness of overwintering ground beetles (Coleoptera: Carabidae) are higher in the edge than in the centre of a woodlot. *European Journal of Entomology* 108:615-622
- Sheeren D, Bonthoux S, Balent G (2014) Modeling bird communities using unclassified remote sensing imagery: Effects of the spatial resolution and data period. *Ecological Indicators* 43:69-82 doi:10.1016/j.ecolind.2014.02.023

08



Des pratiques de gestion aux services écosystémiques Le cas des futaies irrégulières de montagne

Thomas Cordonnier, Valentine Lafond,
Benoît Courbaud, Lauric Cécillon,
Grégory Loucougaray, Freddy Rey

Irstea, Unité Lessem et Ecodiv-URA Université de Rouen
Normandie (L. Cécillon)

Enjeux

Le premier point que nous aborderons se rapporte aux enjeux de **production de bois d'œuvre et de bois énergie**. Tout d'abord, on observe un phénomène d'augmentation de la productivité dans certains écosystèmes forestiers. C'est le cas par exemple des hêtraies et les chênaies régulières du nord-est de la France (e.g. Bontemps *et al.*, 2012). Ensuite, le volume sur pied dans les forêts françaises croît de manière linéaire depuis 1970 (source IGN¹). Enfin, la demande en bois énergie augmente de manière rapide. En région Rhône-Alpes, le bois énergie commercialisé a ainsi plus que doublé entre 2007 et 2013 (source Agreste²). Il existe donc un accroissement du potentiel de production en France et un enjeu fort pour valoriser ce potentiel.

Le deuxième concerne la problématique de l'**adaptation des forêts au changement climatique**. Les effets du changement climatique sur les forêts peuvent être directs, comme par exemple la mortalité causée par une sécheresse ou une tempête. Ces effets peuvent induire d'autres perturbations, comme des attaques d'insectes associées à des pertes supplémentaires de biomasse. Ces pertes peuvent enfin provoquer des événements secondaires, comme des glissements de terrain, avec des risques pour les infrastructures ou les populations. Il existe ainsi un enjeu particulièrement fort de limitation des effets négatifs du changement climatique, non seulement sur la production mais également sur les autres services écosystémiques rendus par les forêts.

Il faut enfin citer la nécessaire prise en compte de la **biodiversité et des multiples services** rendus par les forêts : services de régulation, services culturels et services de production. Cela implique de développer des approches plus intégrées des écosystèmes forestiers, et de développer des méthodes de suivi de la biodiversité et de la fourniture des services dans le temps et dans l'espace. Surtout, cela conduit à s'interroger sur les possibilités ou non de concilier les différents objectifs de gestion aux différentes échelles (parcelle, forêt, massif, territoire ; Cordonnier *et al.*, 2016).

Approches de gestion

Un autre élément de contexte concerne l'évolution des approches de gestion en forêt au cours des deux derniers siècles. Suite à la révolution industrielle dans les pays de l'hémisphère nord, des changements profonds dans les systèmes de sylviculture ont conduit à une simplification de la composition et des structures forestières (figure 1, Messier *et al.*, 2015). On peut citer par exemple la pratique des coupes rases : plantations en Amérique du Nord, et le développement de plantations résineuses pour la production de bois et la protection des sols en Europe, comme lors de la restauration des terrains en montagne en France. Le développement de la futaie régulière en Europe a également conduit au début du XIX^e siècle à privilégier des forêts à une seule strate et une seule espèce. Dans les années 1980, on observe ainsi des paysages qui sont, dans certains cas, dominés par des peuplements relativement simplifiés avec des pratiques qui, le plus souvent, laissent peu de résidus biologiques après coupe.

L'émergence de la notion d'écosystème puis, plus tardivement, de biodiversité est venue bousculer les anciens paradigmes de gestion (figure 1). On a ainsi vu naître de nouvelles approches de gestion : en Europe, la sylviculture à couvert continu (continuous-cover forestry) et la sylviculture proche de la nature (close-to-nature forestry) et en Amérique du Nord, la gestion écosystémique (ecosystem management), la gestion basée sur les perturbations naturelles (disturbance-based management) et la gestion par rétention (retention forestry). Plus récemment, ont vu le jour des approches basées sur le principe de résilience ou sur une vision dynamique des écosystèmes, qu'il faut accompagner dans leur évolution (complex adaptive systems).

La gestion proche des perturbations naturelles

consiste à imiter les structures et processus liés aux perturbations pour limiter l'homogénéisation des forêts (cf encadré ci-dessous). Par exemple, dans le cas de la gestion par trouée (gap-based management), l'objectif est d'imiter la structure spatiale induite par les perturbations, en particulier celles liées aux tempêtes. Le forestier va ainsi essayer de jouer sur la taille et la fréquence des trouées pour créer des gradients de ressources (ex. gradients de lumière) favorables au renouvellement de différentes espèces forestières.

La méthode de rétention consiste à permettre le maintien dans l'espace et dans le temps d'éléments biologiques essentiels pour le cycle de vie des espèces (habitats, ressources). L'objectif est de pratiquer la rétention d'arbres ou groupes d'arbres lors des coupes rases ou définitives, de surfaces non exploitées, d'arbres morts sur pied et de pièces de bois mort au sol. En Europe, la pratique de rétention s'est davantage concentrée sur la préservation d'arbres à cavité, de très gros arbres et d'arbres morts. Dans d'autres parties du monde, la rétention concerne davantage la préservation d'arbres vivants par îlots ou de manière diffuse lors des coupes d'exploitation.

La sylviculture proche de la nature vise à se reposer au maximum sur la dynamique et les processus naturels pour atteindre les objectifs de gestion. Il s'agit d'exclure les coupes rases, de favoriser le renouvellement naturel, de favoriser l'hétérogénéité des tailles des arbres à une échelle très fine et de limiter les intrants (ex. travaux forestiers). La sylviculture proche de la nature se focalise sur le développement individuel des arbres, abandonnant plus ou moins l'idée d'une norme sylvicole à l'échelle du peuplement.

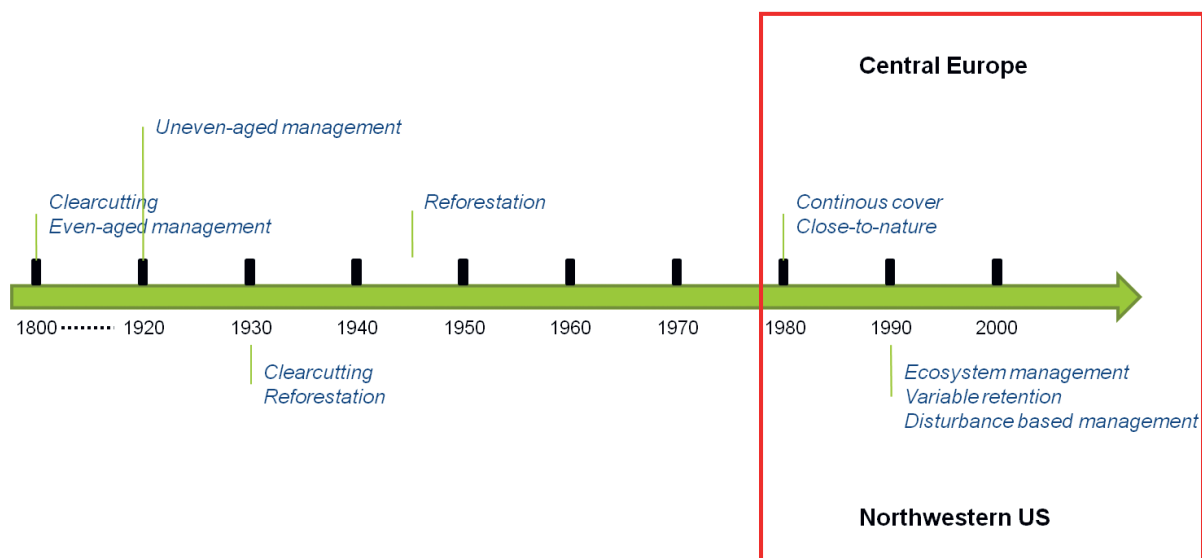
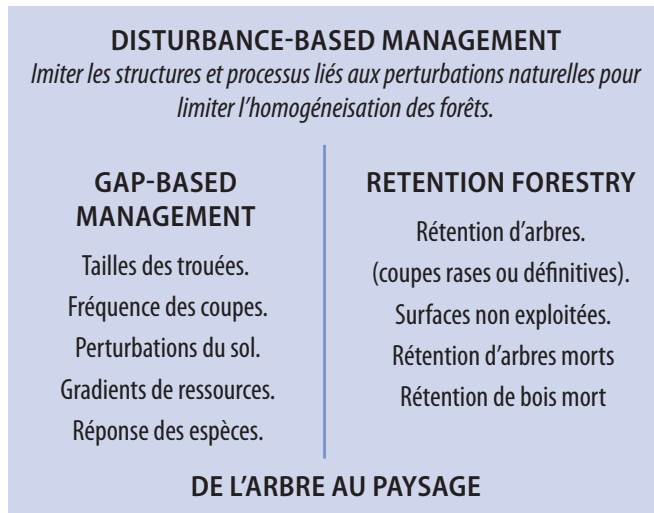


Figure 1. Chronologie des approches de gestion (d'après Messier *et al.*, 2015).



Long 2009



Bauhus et al., 2013

L'ensemble de ces approches vise à maintenir des structures biologiques qui permettent une continuité spatiale et temporelle des habitats et ressources pour les espèces (figure 2). L'hétérogénéité est considérée comme une pierre angulaire qui permet de favoriser à la fois la diversité des niches des espèces et la résilience des écosystèmes à de nouveaux stress et perturbations. La sylviculture qui imite les perturbations naturelles et la sylviculture proche de la nature ont ainsi toutes deux pour objectifs d'augmenter l'hétérogénéité spatiale, la diversité des tailles et si possible la diversité des espèces. L'hétérogénéité ainsi créée doit garantir une meilleure stabilité, adaptabilité et flexibilité des écosystèmes, ce qui *in fine* est favorable à la fonction de production. La sylviculture par rétention vise plus directement le compartiment biodiversité qui est censé améliorer le fonctionnement des écosystèmes et ainsi accroître leur résilience aux perturbations.

Les différentes approches se distinguent surtout par le grain d'hétérogénéité recherché : relativement fin pour la sylviculture proche de la nature et plus large pour la sylviculture basée sur les perturbations naturelles.

Des évolutions dans les objectifs et les pratiques de gestion

Ces différents éléments de contexte ont conduit à proposer des évolutions profondes des objectifs et des pratiques de gestion. On peut citer notamment :

- le raccourcissement des révolutions forestières et la baisse des diamètres d'exploitabilité comme éléments d'adaptation des forêts au changement climatique (limiter l'exposition au risque) et aux augmentations de productivité constatés ;
- la réduction des densités afin de limiter la consommation en eau des peuplements forestiers pour l'adaptation au changement climatique ;
- la promotion des mélanges d'espèces composant le peuplement et le recours à des espèces adaptées aux conditions locales ;
- le maintien d'arbres à cavité, d'arbres morts et de surfaces non exploitées en faveur de la biodiversité.

Se pose alors la question des conséquences à long terme de ces pratiques et objectifs sur la biodiversité, les services écosystémiques et leur relation. Quelle est l'efficacité réelle des différentes approches présentées, notamment pour la biodiversité, la production, mais aussi les services associés comme le stockage de carbone, la régulation de l'eau et les aspects récréatifs ? Se pose également la question des possibilités de concilier ou non ces différents objectifs et d'identifier les pratiques permettant de limiter les éventuels compromis.

La suite du présent chapitre présente des travaux menés sur la conciliation entre production et biodiversité. Ces travaux suivent une approche de modélisation et de simulation, qui permettent d'aborder cette question dans une perspective de long terme.

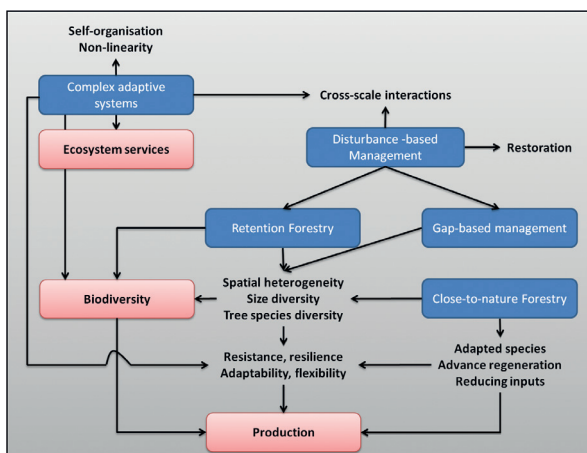


Figure 2. Différentes approches de gestion et leurs relations à la biodiversité, la production et les services écosystémiques.



Études de modélisation et simulations

Dans sa thèse, Lafond (2014) synthétise quelques caractéristiques d'études de modélisation et simulations ayant abordé la question des relations entre services écosystémiques. Ces études consistent pour la plupart à comparer des gestions très contrastées, par exemple une absence d'exploitation, une gestion très intensive pour la biomasse et une gestion plus classique. Elles étudient les effets à long terme de ces gestions sur la fourniture de différents services. Certains services, par exemple celui de protection contre les aléas gravitaires, sont peu étudiés. La biodiversité est abordée le plus souvent par des indicateurs indirects (ex. volume de bois mort). Quelques études abordent la ressource en eau et le fonctionnement du sol, mais au final ce sont surtout les services de stockage de carbone et de production de bois qui sont étudiés. L'analyse des sylvicultures et de leurs effets sur les services repose sur différentes méthodes : somme pondérée des valeurs des indicateurs, calcul d'une fonction d'utilité, etc.

Approfondir les impacts des pratiques de gestion sur les services

Comme ces études comparent des grands types de gestion, on a du mal à identifier les pratiques qui influent le plus sur la fourniture des services et qui sous-tendent les relations de compromis ou de synergie entre ces services. Afin de combler cette lacune, nous avons décidé d'explorer une très large palette de scénarios sylvicoles en privilégiant une approche quantitative des pratiques. Il s'agit de mieux quantifier les relations entre pratiques fines de gestion et fourniture des services tout en testant l'efficacité d'approches spécifiques de gestion, par exemple la gestion par trouée ou la gestion avec rétention. En outre, il s'agit également de pouvoir analyser les marges de manœuvre possibles en gestion pour améliorer un service sans dégrader l'autre.

Ne pas faire de choix a priori :

- explorer toutes les possibilités (pas de scénario prédéfini),
- pas de préférence a priori pour un service écosystémique (pas de pondérations).

-> explorer de nouveaux scénarios de gestion.

Cibler les facteurs influents et caractériser leurs effets :

- > mieux quantifier les relations entre pratiques et services,
- > tester l'efficacité d'actions spécifiques de gestion.

Étudier les interactions et compensations entre pratiques de gestion :

- > identifier les marges de manœuvre pour la gestion.

La sapinière-pessière irrégulière de montagne

A Irstea Grenoble, nous travaillons sur la sapinière-pessière irrégulière, qui représente le premier mélange résineux de montagne en France. Nous privilégions l'étude de la sylviculture irrégulière qui consiste, sur une même unité de gestion et lors de chaque intervention, à récolter des arbres matures, à réaliser des éclaircies dans des zones denses et à favoriser localement la régénération acquise. On prélève également les arbres dépérissant.

Modèle de dynamique forestière

Dans nos travaux, nous utilisons un modèle de dynamique des sapinières-pessières irrégulières de montagne, Samsara2 (figure 3, Courbaud *et al.*, 2015). Il s'agit d'un modèle individuel centré (on modélise le devenir de chaque arbre) et spatialement explicite (on connaît les coordonnées spatiales de chaque arbre et on tient compte de la structure spatiale pour la simulation des différents processus). L'ensemble de la dynamique repose sur la compétition pour la lumière : l'interception de la lumière par les arbres est modélisée de manière très détaillée. Ce modèle, qui a été calibré pour le sapin et l'épicéa, intègre un algorithme assez fin de sylviculture irrégulière (Lafond *et al.*, 2014), qui nous permet de simuler des pratiques de rétention de bois mort ou gros bois vivant, la création de trouées et de contrôler différents leviers de dynamisation de la sylviculture (réduction des densités et des diamètres d'éclaircie et de récolte). Le modèle est intégré dans la plateforme de simulation Capsis4 de l'Inra (figure 4, Dufour-Kowalski *et al.*, 2012).

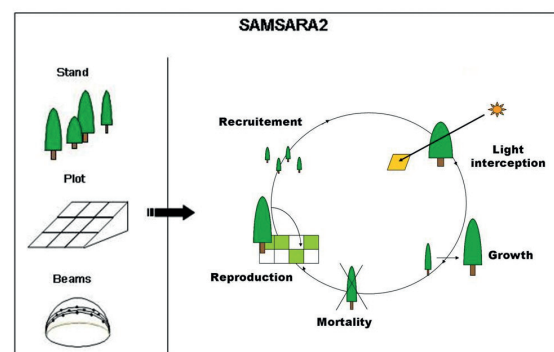


Figure 3. Schéma de fonctionnement du modèle Samsara 2 (Courbaud *et al.*, 2015, Courbaud *et al.*, 2003).

Approche

À partir de ce modèle de simulation, nous avons réalisé une expérimentation virtuelle basée sur le principe d'analyse de sensibilité (Lafond, 2014 ; Lafond *et al.*, 2015 ; figure 5). Nous avons fait varier un ensemble de paramètres du modèle liés à la démographie des espèces (42 paramètres), aux états initiaux des peuplements (5 paramètres) et aux pratiques de sylviculture (15 paramètres). Pour chaque ensemble de valeurs des paramètres, on réalise une simulation avec le modèle sur une période fixée (ici, cent cinquante ans). En cours de simulation, on dispose de modules spécifiques qui calculent à chaque pas de temps des indicateurs de biodiversité et de production de bois, basés sur les prélèvements, la structure et la composition du peuplement. En sortie, on obtient des séries temporelles de différents indicateurs liés à la biodiversité et à la production de bois, qui nous permettent ensuite de faire des analyses sur le moyen terme. Nous disposons également de modules permettant d'évaluer le service de protection contre les aléas gravitaires et le stock de carbone dans le peuplement.

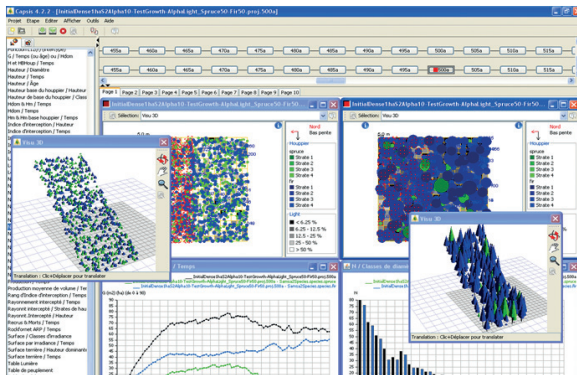


Figure 4. Capture d'écran de la plateforme Capsis4 – Computer-aided projection of strategies in silviculture (Dufour-Kowalski *et al.*, 2012).

Facteurs testés

Il s'agit de faire varier au maximum les paramètres d'entrée pour obtenir des réponses claires des indicateurs en sortie mais également d'explorer leur gamme d'incertitude (paramètres démographiques) ou de variation naturelle. Il faut cependant que ces variations restent dans le domaine de validité du modèle (paramètres démographiques) et fassent sens pour le gestionnaire forestier (paramètres sylvicoles). Le tableau 1 donne les différents paramètres de sylviculture et leurs gammes de variation. On retrouve des paramètres associés aux grandes approches de gestion décrites précédemment : quantité totale de prélèvement et distribution de ce prélèvement dans les différentes catégories de diamètre (dynamisation), prélèvements par trouées, rétention d'arbres morts et de gros bois vivants.

	Code	Paramètre	min	max	nb nive
Arbres cibles (diamètres)	dH	diamètre d'exploitabilité (cm)	42,5	67,5	6
	dT	diamètre d'éclaircie (cm)	17,5	32,5	4
	gCr	prélèvement maximum par coupe (m³)	7	13	6
Quantités, proportions prélevées	gCs	prélèvement standard par coupe (m³)	4	7	4
	gCn	prélèvement minimum par coupe (m³)	1	4	4
Arbres cibles proba. de coupe = f(diamètre, espèce)	hRx	% de récolte (en surface terrière) dans les arbres de diamètre d2 dH	0,25	1	6
	IRx	% d'éclaircie (en surface terrière) dans les arbres de diamètre dT dH	0	0,5	6
	sWP	puissance de pondération liée à la proportion de l'espace	0,1	100	4
	hWP	puissance de pondération liée au diamètre des arbres pour la récolte	0,1	100	4
Gestion par trouée	hWP	puissance de pondération liée au diamètre des arbres pour l'éclaircie	0,1	100	4
	saM	surface maximale des trouées (m²)	1	2500	6
Rétention (arbres blois, bois mort, espèces minoritaires)	dB	distance temporelle entre arbres ou groupes récoltés (m)	0	15	4
	nbT	nb d'arbres préservés pour la biodiversité (nb/ha)	0	6	4
	dwpH	% des arbres morts frais récoltés	0	1	6
	mC	Seuil de préservation des essences minoritaires (% surface terrière min)	0	0,3	4

Tableau 1. Paramètres de sylviculture et leurs gammes de variation.

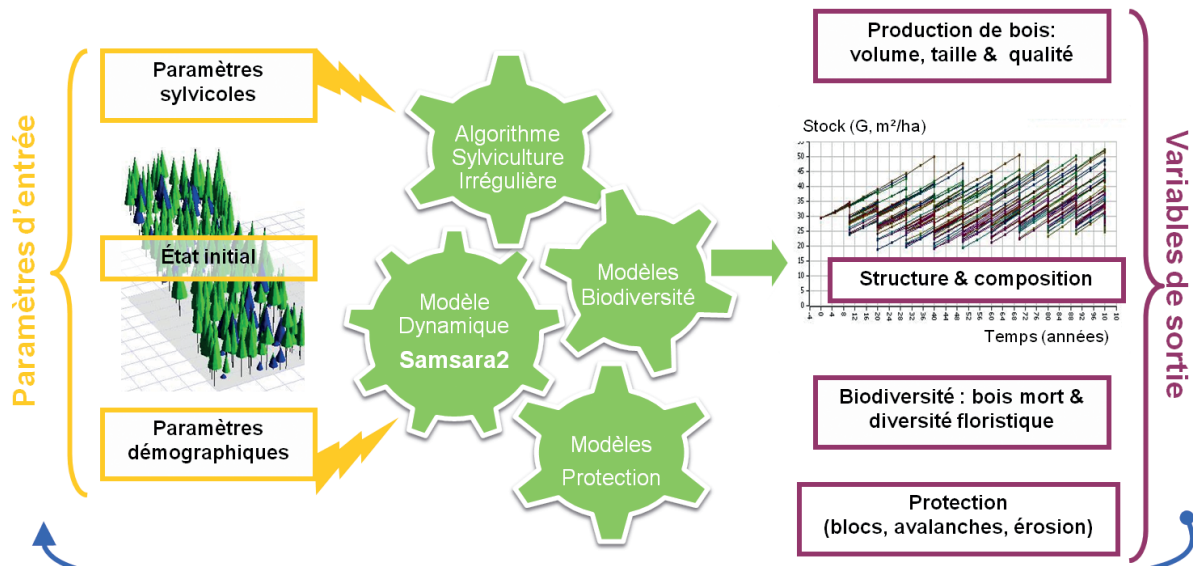


Figure 5. Paramètres d'entrée et variables de sortie d'une expérimentation virtuelle de dynamique forestière.

La figure 6 présente un exemple de pratique sylvicole simulée par le modèle. Pour un même peuplement et un même niveau de prélèvement, on peut simuler différents niveaux d'agrégation spatiale des arbres prélevés, ce qui aboutit à asseoir différentes tailles de trouées.

Le choix des indicateurs constitue une étape importante. Il en existe un très grand nombre. L'objectif est, dans la mesure du possible, de sélectionner plusieurs indicateurs pour chaque service car les indicateurs peuvent répondre de façon différente aux pratiques. Cela est particulièrement vrai dans le cas de la biodiversité. Selon le taxon considéré, les conclusions des études peuvent ainsi être très différentes. Dans un souci de compromis (complexité, diversité des réponses), nous avons donc retenu trois indicateurs pour la biodiversité, deux indicateurs pour la production de bois et trois indicateurs de la structure du peuplement pour évaluer

le maintien ou non d'une structure irrégulière au cours de la simulation (tableau 2).

Analyse

L'analyse des simulations comporte plusieurs étapes clés. On réalise tout d'abord un premier filtre avec une méthode d'analyse de sensibilité qui permet de détecter les facteurs qui sont le plus influents (Lafond, 2014). On passe ainsi de 15 indicateurs de gestion à 12, de 42 à 4 pour la démographie, et de 5 à 3 pour l'état initial des peuplements (figure 7).

Ensuite, on pratique un deuxième plan d'expérience où l'on fait un échantillonnage très intensif des paramètres retenus, et l'on construit par régression pour chaque indicateur un méta-modèle (Lafond, 2014 ; Lafond *et al.*, 2015). Le méta-modèle établit une relation linéaire entre un indicateur (la réponse) et les différents paramètres d'entrée (démographie,

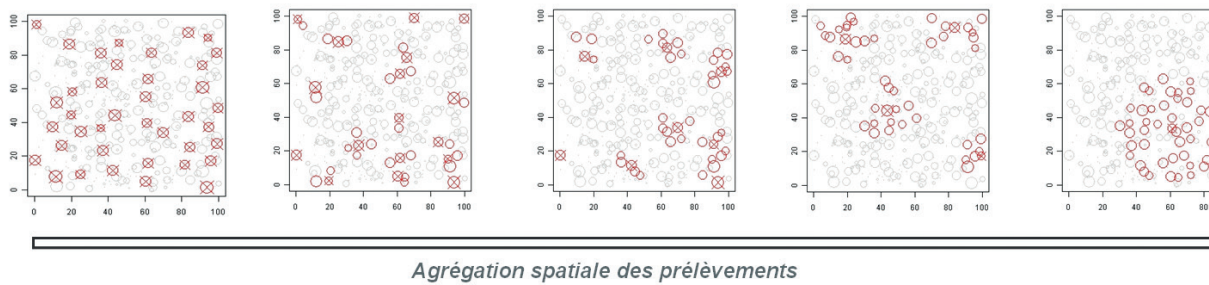


Figure 6. Tailles de trouées selon cinq niveaux d'agrégation spatiale des prélèvements (Lafond *et al.*, 2014). Trouée de 2 000 m² à l'extrême droite ; trouées de 400 m² au centre

Type	Indicator	Name	Unit	Description	
Sustainability	Stand stocking	* G	m ² /ha	Basal area of adult trees (diameter ≥ 17.5 cm)	
		AGBM	t/ha	Above-ground biomass (all trees)	
	Stem density	N	nb/ha	Number of adult trees (diameter ≥ 17.5 cm)	
	Tree size	Dg	cm	Quadratic mean diameter of adult living trees (diameter ≥ 17.5 cm)	
	Spatial structure	ICE	no unit	Clark-Evans Index, regular structure if ICE>1, aggregated if <1; see Lafond <i>et al.</i> (2014)	
	Tree size diversity	* GiniG	no unit	Gini index on individual basal areas; see Lafond <i>et al.</i> (2014b) for the formula	
	Pole density	PoleN	nb/ha	Number of poles, i.e. trees with ϵ [7.5; 17.5] cm	
	Composition	* MixR	% of G	Tree species mixing ratio, proportion of spruce over total basal area (spruce and fir)	
	Pole composition	PoleMixR	% of PoleN	Proportion of spruce over the total pole density	
Timber production	Timber volume	* CutV	m ³ /ha	Total volume of merchantable wood - estimated from taper rules	
	Size of products	CutDg	cm	Quadratic mean diameter of cut trees	
		% L Timber	% of CutV	Proportion of large trees (diameter ≥ 42.5 cm) over total harvest	
		% XL Timber	% of CutV	Proportion of very large trees (diameter ≥ 62.5 cm) over total harvest	
	Timber quality	* % Decl. Prod.	% of CutV	Proportion of "declassified product" (fresh dead trees) over total total harvest	
		% Spruce Prod.	% of CutV	Proportion of spruce over total harvest	
Biodiversity conservation	Tree species diversity	* D	no unit	True diversity index $D = \exp(H)$ (Jost 2006), with H being the Shannon's entropy index (Neumann <i>et al.</i> 2001), based on the number of species (here two) and their relative abundance in basal area	
	Density of very large trees	NVLT	nb/ha	Number of trees with diameter ≥ 70cm	
	Dead wood quantity	CWD Vol.	m ³ /ha	Volume of Coarse Woody Debris, i.e. dead wood pieces with diameter ≥ 7cm	
		FWD Vol.	m ³ /ha	Volume of Fine Woody Debris, i.e. of dead wood pieces with diameter < 7cm	
	Dead wood quality / diversity	Snags D50 Nb	nb/ha	Density of large snags, i.e. of standing dead trees with diameter ≥ 50cm	
		* DWDI	nb of categories	Dead Wood Diversity Index, based on the number of dead wood categories (species position x diameter category x decay classes) (Similä <i>et al.</i> 2003)	
	Diversity of the understory vegetation		SRS Tol.	nb of species	Specific Richness Score for Tolerant herbaceous species (mean SR* / max SR*)
			SRS Mid-tol.	nb of species	Specific Richness Score for Mid-tolerant herbaceous species (mean SR* / max SR*)
		SRS Intol.	nb of species	Specific Richness Score for Intolerant herbaceous species (mean SR* / max SR*)	
		* VegetDiv. Score	nb of species	Global Vegetation Diversity Score, defined as the mean of the scores of the 3 groups	

Tableau 2. Sélection (voir astérisques) des indicateurs pour la biodiversité, la production de bois et la structure du peuplement (Lafond *et al.*, 2015).

états initiaux, pratiques sylvicoles). À partir de ce méta-modèle, on peut étudier l'effet de chaque paramètre en termes de signe (positif, négatif), de forme (linéaire simple, quadratique), de magnitude (importance de l'effet) et d'interaction avec les autres paramètres.

À partir de ces méta-modèles, on peut également calculer des indices de sensibilité qui fournissent des éléments sur la magnitude et le sens de l'effet, dessiner la fonction de réponse qui nous donne des éléments sur la forme de la relation et enfin produire des surfaces de réponse qui permettent de visualiser les interactions entre paramètres (figure 9). Ces surfaces de réponse nous permettent par exemple de détecter les synergies possibles entre paramètres liés à la sylviculture.

Résultats

La figure 8 présente un exemple de résultat pour l'analyse des indices de sensibilité. On dispose d'un méta-modèle pour un indicateur, par exemple la diversité du bois mort. Le graphique présente l'importance et le sens de l'effet de chaque paramètre étudié sur cet indicateur. Les paramètres sont regroupés en famille (voir couleurs) : démographie, état initial et sylviculture (trouées, dynamisation et

rétenion). Pour cet indicateur, on constate que la dynamisation de la sylviculture diminue la valeur de l'indicateur alors que la pratique de rétenion l'améliore. De manière logique, le maintien d'arbres morts s'avère beaucoup plus efficace que le maintien de très gros arbres vivants.

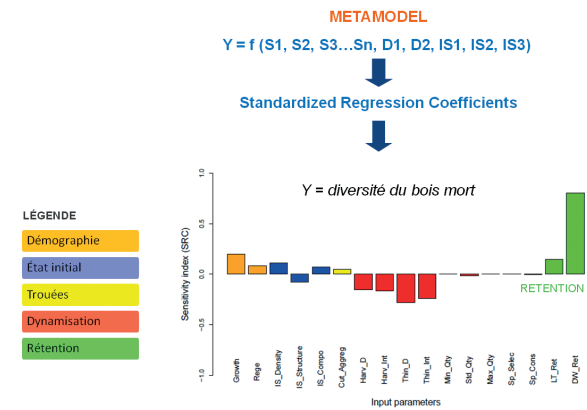


Figure 8. Sensibilité de l'indicateur « diversité du bois mort » aux paramètres du méta-modèle (Lafond et al., 2015). Rege : regeneration ; IS : initial state ; Compo : composition ; Aggreg : aggregation ; Harv : harvesting ; Thin : thinning ; Int : intensity ; D : diameter limit ; sd : standard ; Qty : quantity ; LT : large tree, DW : dead wood ; Sp : species ; Selec : selection ; Cons : conservation ; Ret : retention .

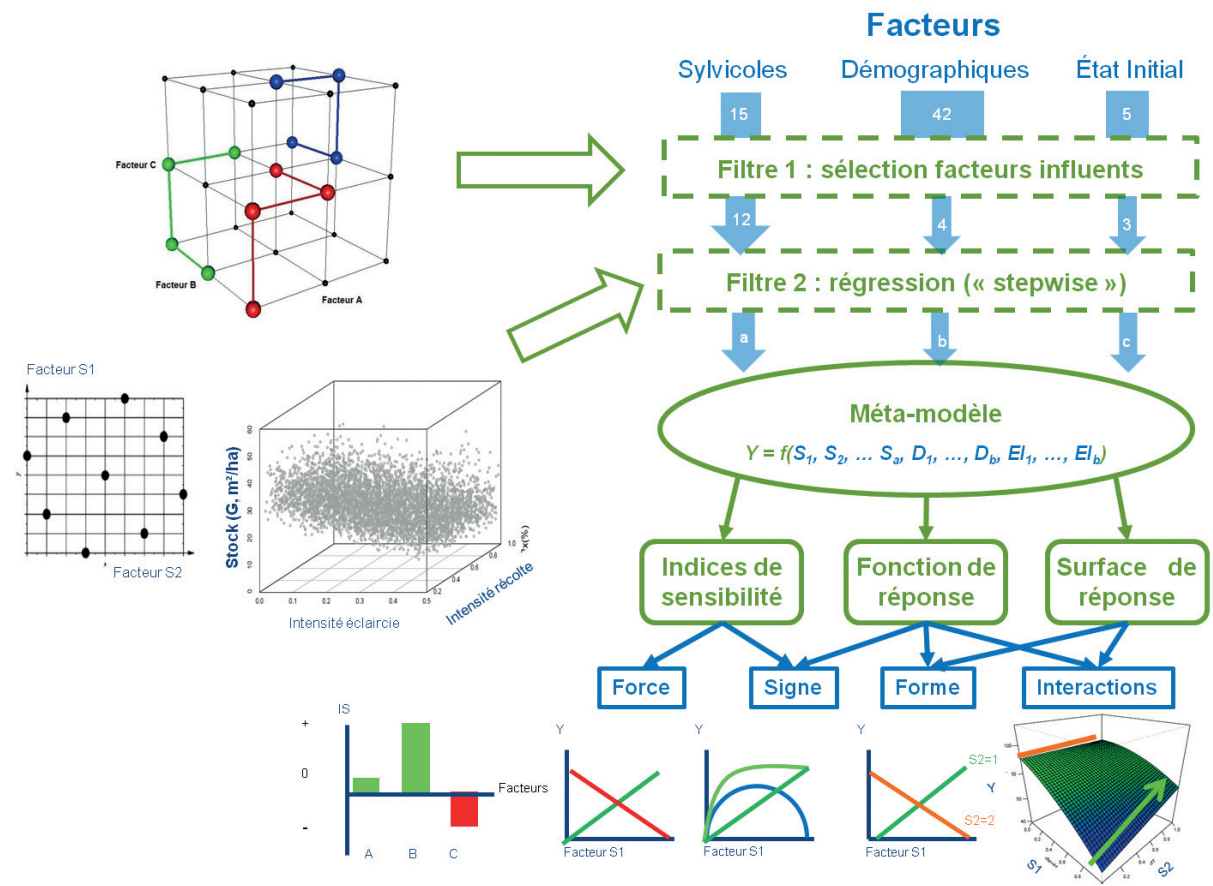


Figure 7. Description de l'approche méthodologique fondée sur le principe d'analyse de sensibilité. Sélection de facteurs influents avec la méthode de Morris (criblage, échantillonnage OAT³ ; Morris, 1991 ; Campolongo et al., 2007 ; Ciric et al., 2012) puis construction d'un méta-modèle basé sur un échantillonnage intensif (OA-LHS4 ; Owen, 1992 ; Tang, 1993) avec distribution de modalités par facteurs et stratification de l'espace factoriel (à gauche du graphique). Construction à partir du méta-modèle d'indices de sensibilité, de fonctions et de surfaces de réponse pour étudier l'effet des paramètres.

À partir de l'ensemble des résultats sur l'indice de sensibilité, on peut réaliser une synthèse résumant l'impact de chaque approche de gestion sur les différents indicateurs étudiés (biodiversité et production de bois ; figure 9).

- › La dynamisation a globalement un effet négatif sur les indicateurs de biodiversité et positif sur les indicateurs de production.
- › La sylviculture par trouées peut avoir des impacts positifs ou négatifs sur la biodiversité selon les indicateurs et semble peu influente sur la production.
- › La rétention a un effet globalement positif sur la biodiversité et négatif sur la production.

À partir de ces éléments, on peut mettre en avant des possibilités de compensations entre pratiques de gestion (figure 9).

Ainsi, les effets négatifs de la dynamisation sur la biodiversité peuvent être en partie compensés par des pratiques de rétention et une sylviculture par trouées (Lafond *et al.*, 2015). Il est toutefois important de noter que cette compensation n'est pas totale (figure 10) : elle s'accompagne toujours d'une légère perte de production et ne permet de compenser qu'une partie des indicateurs de biodiversité (cf. sylviculture par trouées).

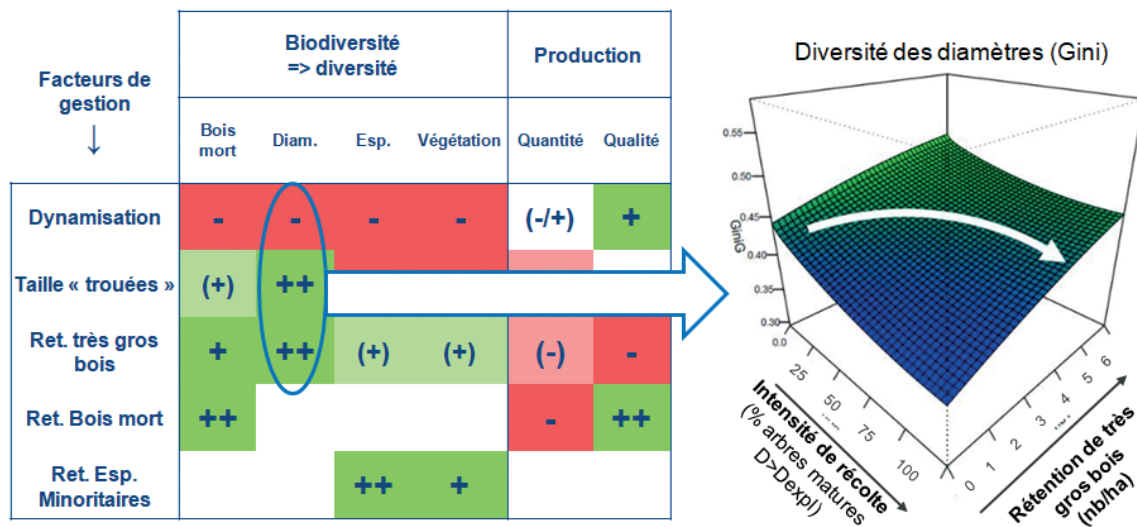


Figure 9. Compensation entre pratiques de gestion (à droite) à partir des résultats sur l'impact de ces pratiques sur la biodiversité et la production de bois (à gauche ; Lafond *et al.*, 2015).

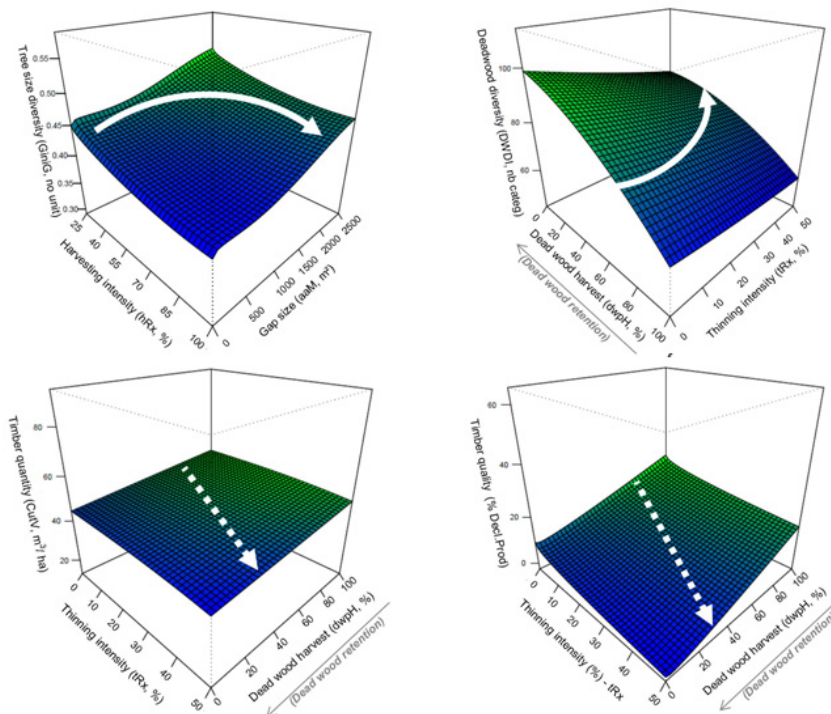


Figure 10. Exemples de compensations entre pratiques de gestion, pour différents indicateurs (Lafond *et al.*, 2015).

Conclusions

En conclusion, nous avons pu mettre en évidence, par modélisation, un effet positif de la dynamisation de la sylviculture sur la production. En outre, d'autres résultats nous indiquent que cette dynamisation permet de réduire la densité de manière durable. Donc, les objectifs de la **dynamisation** sont bien remplis.

Par contre, cette dynamisation s'accompagne d'une diminution des valeurs de certains indicateurs de biodiversité. **Des compensations** sont possibles par **des pratiques de rétention et une sylviculture par trouées** avec toutefois une perte de production. En outre, la sylviculture par trouées a des effets contrastés selon les indicateurs et ne permet pas d'améliorer l'ensemble des indicateurs de biodiversité. Elle est en revanche particulièrement efficace pour maintenir une structure irrégulière sur le long terme.

Cette analyse illustre la complexité des réponses à long terme de services écosystémiques aux pratiques de gestion et la nécessité de recourir à différents indicateurs pour évaluer un même service.

Perspectives

La suite de cette étude consiste à intégrer d'autres services, en particulier celui de protection contre les aléas gravitaires (chutes de blocs, avalanches, glissements de terrain), un service important en forêt de montagne. Il s'agit également d'aller au-delà de la réponse moyenne et d'essayer d'identifier, parmi les cinq mille scénarios simulés (points sur la figure 11), les scénarios optimaux vis-à-vis de plusieurs services écosystémiques.

On peut par exemple déterminer **les fronts de Pareto**, c'est-à-dire les frontières définies par les scénarios les plus performants vis-à-vis des différents services étudiés. Cela permet d'identifier les situations de compromis (figure 11). Dans notre exemple, une première analyse met en évidence un compromis entre l'indicateur volume de bois mort (biodiversité) et l'indicateur volume de bois prélevé (production). Pour d'autres couples de services (ex. : protection-production), on n'observe pas de compromis. Outre l'identification de scénarios performants, l'intérêt des fronts de Pareto réside dans l'analyse de la distance entre des scénarios de gestion actuellement appliqués et les scénarios situés sur le front (Lafond *et al.*, 2017), ce qui permet la recherche des possibilités techniques pour rejoindre ces scénarios optimaux.

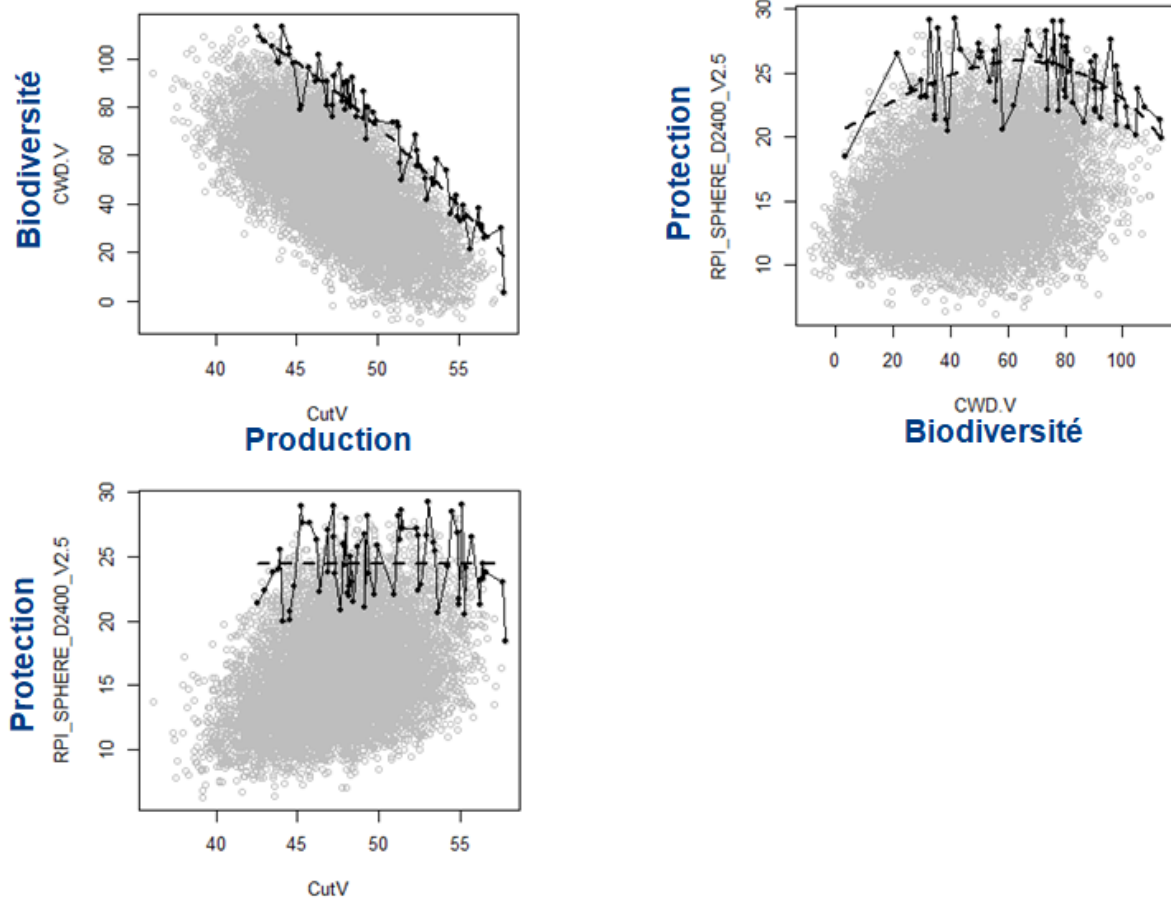


Figure 11. Étude des fronts de Pareto pour identifier les situations de compromis entre production, biodiversité et protection en forêt (voir Lafond *et al.*, 2017) pour une mise à jour de ces fronts.

Monter en généralité

Comment peut-on monter en généralité ? En 2014, au sein de l'unité de recherche EMGR⁵, nous avons organisé une animation transversale, autour de la notion de service écosystémique, entre chercheurs travaillant sur les sciences du sol, l'ingénierie écologique, l'écologie et les sciences forestières. Nous avons pu établir un schéma conceptuel (figure 12 ; Rey *et al.*, 2015) qui permet de structurer les relations entre pratiques de gestion, capital naturel, fonctions écologiques et services écosystémiques. Nous avons notamment voulu mettre l'accent sur la notion d'« input » en gestion, qui repose sur deux gradients : un gradient biologique-artificiel et un gradient endogène-exogène. Ce schéma reprend également l'idée de propriété du capital naturel difficile à modifier (ex. : roche mère) et celle aisément modifiable (ex. : structure d'une communauté).

Le capital naturel influence directement les fonctions de l'écosystème (ex. : production primaire, recyclage des nutriments, stabilité des sols, habitats, etc.) et leurs dynamiques temporelles et spatiales. L'ensemble de ces éléments détermine le niveau et la variabilité temporelle de la fourniture des différents services écosystémiques. Certains sont directement ciblés par la gestion (ex. production de bois). Les autres ne sont pas ciblés par la gestion mais peuvent contribuer à la fourniture du service cible. L'objectif consiste alors à garantir un haut niveau de fourniture du service cible sans dégrader le niveau des autres services en essayant d'appuyer au maximum la gestion sur des inputs biologiques endogènes. On rejoint alors la problématique de l'intensification écologique (Cordonnier et Peyron,

2015). La figure 12 reprend deux exemples vus précédemment pour illustrer l'intérêt du schéma conceptuel.

Types d'inputs

À partir de la figure 13, revenons sur la notion d'input. Par exemple, un fertilisant chimique constitue un input artificiel exogène alors que planter des espèces natives représente un input biologique endogène. Ce schéma permet également de situer la sylviculture proche de la nature et la sylviculture basée sur les perturbations naturelles. Il est important de garder à l'esprit que ces approches peuvent en réalité couvrir des pratiques très hétérogènes, pour certaines assez artificielles.

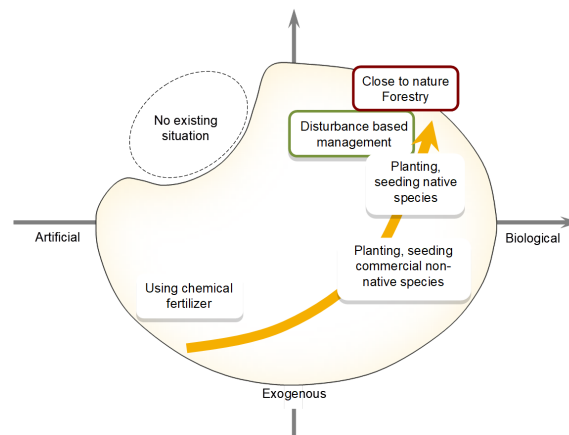


Figure 13. Types d'inputs dans les pratiques de gestion (d'après Rey *et al.*, 2015).

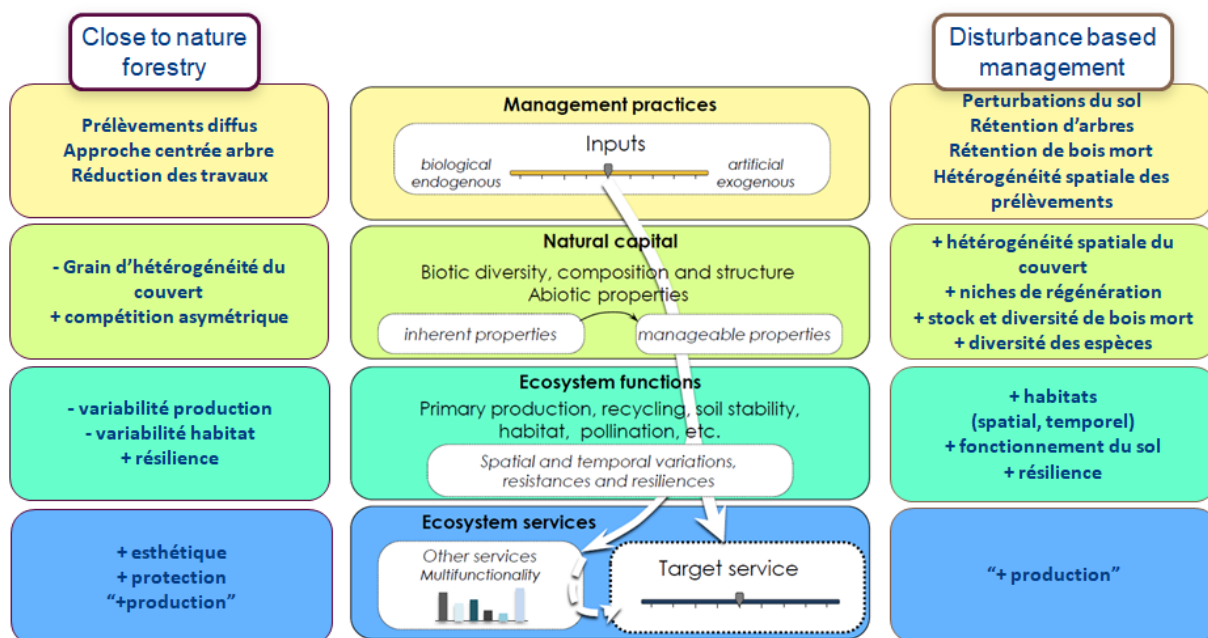


Figure 12. Schéma conceptuel des relations entre pratiques de gestion, capital naturel, fonctions écologiques et services écosystémiques (d'après Rey *et al.*, 2015).

La figure 14 illustre les variations temporelles des inputs et du service de production pour différentes approches de gestion en foresterie. Pour la sylviculture proche de la nature, on souhaite maintenir une production constante mais en réduisant les inputs au cours du temps. Pour la gestion basée sur les perturbations naturelles, on souhaite maintenir la production ou accepter de la diminuer mais en espérant qu'elle sera par la suite davantage basée sur des processus favorables à la biodiversité, la résistance et la résilience. Dans cette approche, les inputs peuvent temporairement augmenter dans les premières phases de mise en œuvre.

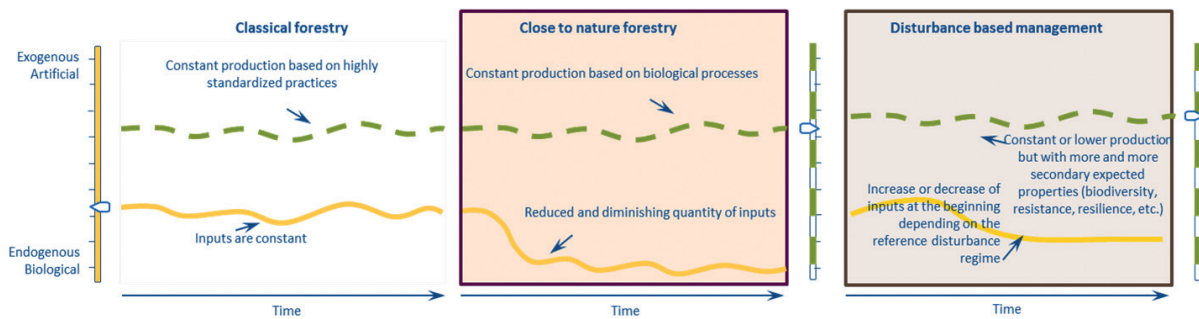


Figure 14. Variations temporelles des inputs et du service de production pour trois approches de gestion en foresterie (inspiré de Rey et al., 2015).

CONCLUSION GÉNÉRALE

Sur la question des services écosystémiques, il existe un réel enjeu de meilleure intégration de la cascade des effets qui vont des pratiques de gestion jusqu'à la fourniture du service cible et ses interactions avec les autres services écosystémiques (compromis, synergies).

Cet enjeu nécessite de mieux expliciter dans les études les hypothèses concernant les effets des pratiques sur le capital naturel, les fonctions écologiques associées et les services. Une telle approche semble propice à dépasser les débats opposant a priori certains services (ex. : biodiversité, production, carbone) car il donne une vision plus intégrée et fonctionnelle des effets de la gestion sur les écosystèmes.

Au-delà de l'agriculture, la notion d'intensification écologique semble particulièrement intéressante à développer en foresterie car elle offre une voie possible pour réconcilier production et environnement (Cordonnier et Peyron, 2015).

Il existe ainsi un enjeu fort d'identification des pratiques de gestion basées sur des inputs biologiques endogènes qui puissent être efficaces sur le plan de la fourniture des services. Un tel enjeu s'avère particulièrement exigeant en termes d'intégration disciplinaire car il impose de développer des approches couplant sciences forestières, écologie et économie. Il pousse à s'interroger sur la mise en place d'expérimentations ambitieuses testant différentes pratiques de gestion sur de larges échelles afin que l'on puisse comparer les effets des pratiques sur le fonctionnement des écosystèmes ainsi que sur les dimensions sociales et économiques.

Notes

1/ https://inventaire-forestier.ign.fr/IMG/pdf/web_IF_evol-vol.pdf

2/ <http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/R8215A06.pdf>

3/ One At a Time

4/ OA-LHS : Orthogonal Array-based Latin hypercube

5/ Ecosystèmes Montagnards de Grenoble

Références bibliographiques

- Bauhus J., Puettmann K.J., Kühne C. (2013) "Close-to-nature forest management in Europe. Compatible with managing forests as complex adaptive forest ecosystems?" In *Managing Forests as Complex Adaptive Systems: building resilience to the challenge of global change*, Edition: The Earthscan forest library, Publisher: Routledge, Messier C., Klaus J. Puettmann, Coates D. (eds), pp. 187-213.
- Bontemps J.-D., Hervé J.-C., Duplat P., Dhôte J.-F. (2012) "Shifts in the height-related competitiveness of tree species following recent climate warming and implications for tree community composition: the case of common beech and sessile oak as predominant broadleaved species in Europe." *Oikos*, 121 : 1287-1299.
- Campolongo F., Cariboni J., Saltelli A. (2007) "An effective screening design for sensitivity analysis of large models." *Env Model Soft*, 22 : 1509-1518.
- Ciric C., Ciffroy P., Charles S. (2012) "Use of sensitivity analysis to identify influential and non-influential parameters within an aquatic ecosystem model." *Ecol Model*, 246 : 119-130.
- Cordonnier T., Peyron J.-L. (2015) "Reconciling environment and production: is ecological intensification a solution?" *Envir Manag*, 56 : 1035-1038.
- Cordonnier T., Berger F., Chauvin C. *et al.* (2016) « Modéliser et quantifier les services écosystémiques forestiers à l'échelle des petits territoires. » *Sciences, eaux et territoires*, 21 : 58-63.
- Courbaud B., de Coligny F., Cordonnier T. (2003) "Simulating radiation distribution in a heterogeneous Norway spruce forest on a slope." *Agri For Meteorol*, 116:1-18.
- Courbaud B., Lafond V., Lagarrigues G. *et al.* (2015) "Applying ecological model evaluation: lessons learned with the forest dynamics model Samsara2." *Ecol Model*, 314 : 1-14.
- Dufour-Kowalski S., Courbaud B., Dreyfus P. *et al.* (2012) "Capsis: An open software framework and community for forest growth modelling." *Ann For Sci*, 69 : 221-233.
- Lafond V. (2014) *Sylviculture des forêts de montagne et compromis production-biodiversité : une approche par simulation*. Thèse de doctorat, Université Joseph-Fourier.
- Lafond V., Lagarrigues G., Cordonnier T., Courbaud B. (2014) "Uneven-aged management options to promote forest resilience for climate change adaptation: effects of group selection and harvesting intensity." *Ann For Sci*, 71 : 173-186.
- Lafond V., Cordonnier T., Courbaud B. (2015) "Reconciling biodiversity conservation and timber production in mixed uneven-aged mountain forests: identification of ecological intensification pathways." *Env Manag*, 56 : 1118-1133.
- Lafond V., Cordonnier T., Mao Z., Courbaud B. (2017) "Trade-offs and synergies between ecosystem services in uneven-aged mountain forests: evidences using Pareto fronts." *Eur J For Res*, 136 : 997-1012.
- Long (2009) "Emulating natural disturbance regimes as a basis for forest management: A North American view." *For Ecol Manag*, 257 : 1868-1873.
- Messier C., Puettmann K., Chazdon R. *et al.* (2015) "From management to stewardship: viewing forests as complex adaptive systems in an uncertain world." *Cons Lett*, 8 : 368-377.
- Morris M.D. (1991) "Factorial sampling plans for preliminary computational experiments." *Technometrics*, 33 : 161-174.
- Owen A.B. (1992) "Orthogonal arrays for computer experiments, integration and visualization." *Stat Sin*, 2 : 439-452.
- Rey F., Cécillon L., Cordonnier T. *et al.* (2015) "Integrating ecological engineering and ecological intensification from management practices to ecosystem services into a generic framework. A review." *Agro Sust Dev*, 35 : 1335-1345.
- Tang B. (1993) "Orthogonal array-based latin hypercubes." *J Am Stat Assoc*, 88 : 1392-1397.

09



Le Carrtel, une UMR d'écologie lacustre face au concept de service écosystémique Enjeux et interrogations, démarches et prospective

Bernard Montuelle / UMR Carrtel
Jean Guillard / UMR Carrtel
Jean-Marcel Dorioz / UMR Carrtel

L'UMR Carrtel est le Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques et les Écosystèmes Lacustres. Notre positionnement et notre réflexion par rapport aux services écosystémiques (SE), sont assez bien schématisés par le dessin ci-contre. Il illustre la façon dont nous nous posons la question des SE, à savoir : comment alimenter la notion de service écosystémique lacustre, et comment utiliser les concepts qui existent pour venir enrichir notre réflexion scientifique ?



A-t-on intérêt, au sein de l'unité, à développer des compétences scientifiques sur cette approche? Comment le fait-on ? Cette présentation va tenter de préciser notre positionnement. La poule et son couteau : dans le cas présent, c'est quand même un couteau suisse multifonctionnel, multi lames, multi services, plus compliqué d'utilisation qu'un couteau avec une seule lame.

Une présentation de l'Unité permettra dans un premier temps d'expliquer notre capacité à intégrer tout ou partie de ce concept de service écosystémique.

La seconde partie présentera quelques informations sur les services écosystémiques spécifiques fournis par les systèmes lacustres, sur la façon avec laquelle le travail de Carrtel s'interface déjà avec cette notion de service écosystémique, en particulier avec un focus sur l'importance des chroniques de données longue durée, dans la compréhension de la dynamique temporelle des services. L'Observatoire des Lacs alpins (OLA) peut, dans ce contexte, être un outil très important.

Enfin, nous présenterons brièvement notre contribution en termes d'anticipation, d'alerte, sur les risques futurs pour les environnements lacustres et, par voie de conséquence, sur les risques de perte de services écosystémiques.



Carrtel : missions et objectifs

L'objet de recherche de l'UMR est le méta-écosystème composé du lac-bassin versant et soumis à des forçages globaux et locaux (climat, société) (figure 1). La compréhension du fonctionnement des bassins versants (interactions utilisation des sols - hydrologie...) permet de caractériser leurs états et les charges de polluants et de nutriments (notamment d'origine diffuse) transférés aux lacs via les affluents. L'état du système lacustre est caractérisé par sa biodiversité (réseaux trophiques) contrainte par sa physico-chimie (morphologie, qualité de l'eau), ses processus et ses flux. L'Unité Carrtel prend en compte les milieux pélagique et benthique et les interactions eau-sédiment, en termes de charge interne susceptible d'alimenter les réseaux trophiques, mais aussi en termes d'archives sédimentaires informant sur les conditions environnementales et sur les biodiversités passées.

Lacs et bassins versants sont en interaction avec la société, au travers les usages que celle-ci fait de ces systèmes. Ces usages sont susceptibles d'être impactés par les pressions exercées sur le milieu lacustre notamment à travers les flux du bassin versant ; selon sa « perception » de la perturbation ainsi générée, le socio-système décide des réponses à fournir (modèle classique DPSIR).

Objectifs scientifiques

L'Unité a trois objectifs scientifiques majeurs :

- › comprendre l'état et l'évolution des écosystèmes lacustres dans leur bassin versant, c'est-à-dire décrypter les éléments de la biodiversité, les fonctions associées, l'organisation, les

contrôles des réseaux trophiques, les transferts écosystème terrestre-aquatique et les forçages en résultant ;

- › comprendre les mécanismes qui sous-tendent les processus écologiques et, à plus large échelle, la vulnérabilité du système aux changements (climatique, pressions anthropiques) ;
- › établir les liens de causalité pressions-impacts qui s'exercent à tous les niveaux biologiques, à différentes échelles spatiales (lacs spécifiques) et à des niveaux temporels variés (saisonniers, annuels, interannuels).

Nos objectifs finalisés sont co-construits avec les acteurs opérationnels des milieux lacustres et fournissent les références scientifiques de leur gestion. Nos compétences relèvent de l'écologie fonctionnelle et de la chimie environnementale. Nos recherches s'appuient sur des suivis *in situ*, de l'expérimentation et de la modélisation. Le levier le plus important de l'unité est l'OLA déjà évoqué (l'Observatoire des LAcS alpins), un Système d'observation et d'expérimentation au long terme pour la recherche en environnement (Soere) rassemblant huit partenaires.

Partenariat et réseaux

L'UMR développe un partenariat varié (figure 2). Notre partenariat académique est bien développé, celui avec les gestionnaires comporte le plus de contacts autour de la notion de service écosystémique lacustre.

Régionalement, l'Unité est en lien avec des acteurs socio-économiques (industriels, associations de pêcheurs, collectivités, communes, etc.) qui sont

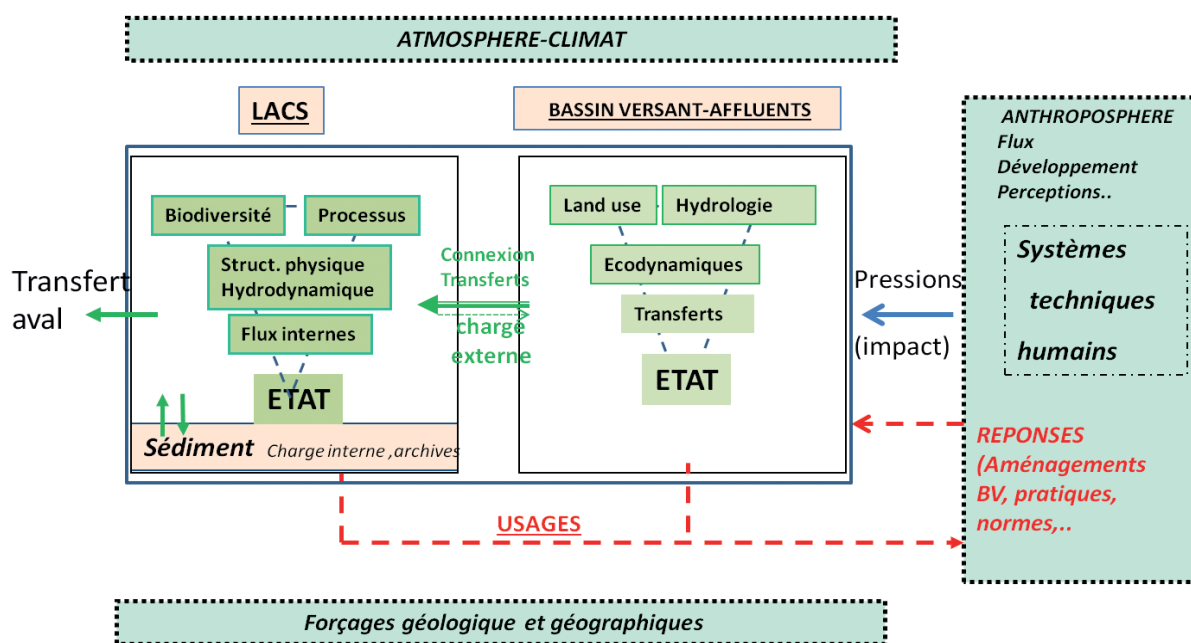


Figure 1. L'objet de recherche de l'UMR Carrtel.

essentiellement intéressés par un service unique : les associations de pêcheurs s'intéressent uniquement au service « pêche » ; la commune responsable du prélèvement d'eau potable nous interroge sur le service de fourniture d'eau potable ; la mairie s'intéresse à la qualité de la baignade.

En fait, seuls les gestionnaires des lacs qui prennent en compte l'ensemble des usages et des attentes des habitants de leur bassin (syndicats intercommunaux, associations, ...) posent la question des multiservices. Avec l'Onema, opérateur national, cette approche par services écosystémiques n'est pas abordée : il s'agit plus de l'étude de cas, de la caractérisation de la qualité écologique en lien avec des normes (DCE – Directive cadre sur l'eau). Enfin, l'OLA est très fortement lié aux gestionnaires, puisqu'ils en sont financeurs.

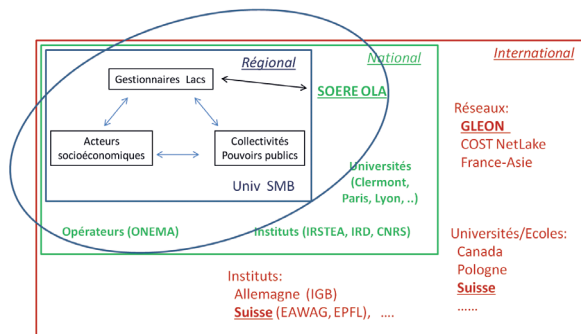


Figure 2. Les partenariats régionaux, nationaux et internationaux de l'UMR Carrel.

À NOTER :

- › cadrage réglementaire existant (DCE, habitat...),
- › intégration du multiservices, ex. : pêche professionnelle et domaine culturel (tourisme),
- › échelle spatiale et temporelle variable selon les services : association montagne et lac,
- › bassin versant et lac : intégration et méta-écosystème.

Services écosystémiques lacustres

Maintenant, quelques mots sur les services écosystémiques liés aux lacs. La plupart des exemples ci-après sont liés aux grands lacs alpins français (Le Léman, le Bourget, Annecy), mais l'Unité intègre de plus en plus les lacs d'altitude, beaucoup plus petits, mais qui fournissent également des services.

Les principaux services (régulation, production, culturels, etc.) des milieux des grands lacs alpins (sensu lato) sont bien identifiés. Quelques SE lacustres sont particulièrement significatifs (tableau 1) et assez spécifiques :

- › les régulations de flux d'eau aval, auxquelles les lacs peuvent contribuer via un contrôle de leur marnage de quelques dizaines de centimètres (exemple du Bourget en relation avec une demande de soutien d'étiage du Rhône, demande qui risque de s'étendre au Léman) ;
- › la production de poissons pour la pêche professionnelle et amateurs (évoquée plus loin) ;
- › une régulation climatique locale (évaporation, inertie thermique), sur une petite frange (1à 2 km) autour des grands lacs ;
- › le service culturel et récréatif, qui génère des activités touristiques, d'hôtellerie... économiquement très importantes et très diversifiées ;
- › la ressource en eau en termes d'eau potable. Autour du Léman, environ 900 000 personnes boivent de l'eau du lac, après un traitement relativement simple. Un nouvel usage se développe : l'utilisation de l'eau du lac pour rafraîchir et (ou) réchauffer des bâtiments.

Tous ces services lacustres sont plus ou moins interconnectés, constituant ainsi un réseau qu'il est difficile de dissocier des SE fournis par les montagnes environnantes, en particulier en ce qui concerne les services récréatifs et de régulation. Au final, la question est bien celle de l'intégration des services au niveau du méta-écosystème lac-bassin versant.

Services	Sous catégories	Spécifiques au lac	Bénéficiaires
Régulation	Cycle de l'eau	Régulation flux aval	Pêcheurs
	Cycle des éléments chimiques	MO, nutriments	Distributeurs d'eau
	Régulations des espèces	Migration amont aval	Touristes
	Régulation climatiques	Impact sur le climat local (bv, vallée...)	Sportifs
Culturel	Cadre de vie aménagés	Tourisme, hôtellerie, transports..	
	Valeur patrimoniale	Paysagère, bâti historiques..	
	Valeurs artistiques	Poésie, peintures etc..	
	Récréatifs	Tourisme, baignade, pêche de loisir..	
Approvisionnement	Scientifique et éducatif	Recherche et filière universitaire	
	Alimentation	Pêche professionnelle	Rhône aval
	Ressource génétique	Spécificité de peuplements	
Support	Eau	Eau potable, industrie, cooling	
	Biodiversité	Biodiversité	
	Habitats	Habitats	

Tableau 1. Panorama des services écosystémiques liés aux lacs avec leurs bénéficiaires.

Interfaces Carrel-services écosystémiques

Une rétrospective des questions posées par le socio-système (citoyens, ONG, structures publiques, scientifiques...) sur l'état du milieu lacustre montre une évolution des inquiétudes au fil du temps. De nombreux exemples peuvent être relevés dans les médias locaux : prolifération d'algues filamenteuses ou de cyanobactéries ; puce du canard ; contaminants chimiques (Hg, PCB, ...); contaminants fécaux, baisse des pêches...

Compte tenu de ses compétences en écologie lacustre, l'Unité ne peut pas répondre à toutes les interpellations et notre légitimité scientifique se focalise sur des questions de production piscicole ou de prolifération algales, d'espèces invasives, par exemple.

Les questions sont aussi très globales. Ainsi une question récurrente, depuis le simple baigneur jusqu'aux élus, est : « Comment va le lac ? »... Très vaste question, derrière laquelle les gens veulent savoir : les actions de restauration ont-elles été utiles ? Est-ce qu'il y a vraiment un gain ? ... L'enjeu principal est alors de faire en sorte que la société puisse réagir en connaissance de cause.

Essentiellement, nous sommes interpellés par des gestionnaires de lacs et de bassins versants : les syndicats intercommunaux (Annecy, le Bourget), la commission internationale de protection des eaux du Léman, ou des associations (Aster, gestionnaire de lacs d'altitude et de Réserves naturelles en bord de grands lacs).

L'interpellation se fait par une voie très officielle avec la co-construction programmatique avec des gestionnaires. Mais elle passe aussi par des journées portes ouvertes, par des réunions de quartier, des conférences en MJC (Maisons des Jeunes et de la

Culture), etc. On a donc plusieurs structures qui nous font remonter des questions pour lesquelles nous pouvons faire circuler de l'information scientifique.

Ces questions sont souvent très générales, très globales et elles sont exprimées au filtre de la perception du public. Si on veut pouvoir y répondre, il faut être capable de les traduire en termes scientifiques, de manière à pouvoir élaborer les éléments de réponse, et éventuellement construire un suivi ou une expérimentation, si nécessaire.

Trois exemples de questions :

- › Les proliférations d'algues planctoniques impactent la pêche, le traitement de potabilisation et donc le service d'approvisionnement. Quelles sont les causes et conditions d'apparition des blooms ? Avec quelles espèces d'algues ? Quelle sera leur dynamique spatio-temporelle ? Tout cela suppose de développer des compétences sur l'écologie du phytoplancton dans les milieux lacustres ;
- › Mêmes questions pour les blooms à cyanobactéries, qui peuvent causer des risques sanitaires liés à la baignade et des arrêts de prélèvement de l'eau potable dès qu'une certaine concentration cellulaire est dépassée. Ces questions illustrent le lien santé des écosystèmes - santé humaine ;
- › Il y a moins de perches qu'avant. Cela nous pose des questions d'ichtyologie lacustre. Quelle est la dynamique de population des différentes espèces, leurs interactions, la dynamique temporelle, etc. ?

Dès que l'on traduit ces interpellations en termes scientifiques (tableau 2), on voit qu'on a besoin de chroniques de données sur le long terme pour comprendre et expliquer les processus écologiques qui sous-tendent une réduction des services rendus par les systèmes lacustres.

Constat/demande	Avantage/service impacté	Traduction en questions fonctionnelles de recherche
Prolifération algues vertes...	Colmatage de filets / gêne à la pêche Colmatage des pompes et filtres d'alimentation en eau potable <i>(Service d'approvisionnement)</i>	Quelles sont les causes environnementales des blooms d'algues ? Quelle dynamique spatio-temporelle ? ⇒Écologie du phytoplancton
Bloom à cyanobactéries...	Risque sanitaire / eau potable Baignade <i>(Service d'approvisionnement + culture)</i>	Causalité environnementale des blooms ? ⇒Écologie des cyanobactéries.
Moins de perches qu'avant....	Pêche professionnelle/ restaurateurs/ <i>(Service d'approvisionnement + culturel - lien au tourisme)</i>	Dynamique de population ? Dynamique temporelle ? ⇒Écologie lacustre / Icthyologie

Tableau 2. Traduction des demandes du monde socio-économique en questions scientifiques (intégration dans notre programmation de recherche)
NB: la réponse à ces questions nécessite des chroniques de données long terme, d'observatoire.

L'Observatoire des lacs alpins et les suivis long terme comme outils contribuant au questionnement sur les services écosystémiques

Dans le cadre de l'OLA, nous cherchons à renseigner les trajectoires écologiques des lacs en fonction du temps, à l'aide de descripteurs d'état — biodiversité, flux (C, N, P...) — reliés aux changements de pressions anthropiques ou climatiques.

Nous utilisons deux niveaux de données :

- › les observations directes, réalisées *in situ* depuis une cinquantaine d'années, ce qui permet de caractériser une tendance évolutive du système lacustre ;
- › la rétro-observation, qui analyse les relations entre l'environnement global des lacs et leurs réponses sur un plus long terme. Nous utilisons alors les outils de la paléolimnologie, appliqués aux archives sédimentaires (analyse de restes d'organismes, entre autres). Les indicateurs utilisés sont des proxys qui donnent une tendance de l'évolution sur plusieurs centaines ou milliers d'années, en couvrant une gamme de changements environnementaux plus importante.

Ces connaissances rétrospectives pourraient, via la modélisation, contribuer à mieux identifier les caractéristiques des SE lacustres, voire à l'établissement de scénarios d'évolution de ces services dans le futur, compte-tenu des projections de climats et des changements sociétaux attendus (figure 3).

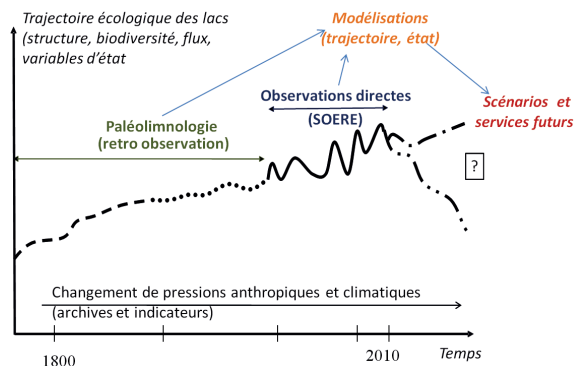


Figure 3. Démarche d'étude des trajectoires écologiques des lacs (d'après Meybeck, comm. pers.).

De façon plus détaillée, on dispose de données variées de physique, chimie, biologie, des bactéries aux poissons (figure 4), ainsi que de données de gestion (pêches et repeuplements). Ces données sont précises, et les fréquences d'acquisition, plutôt basses (mensuelles à bi-hebdomadaires), sont compensées par la longue durée des chroniques.

Ceci nous permet de caractériser ces trajectoires écologiques et d'exprimer :

- › les dynamiques fonctionnelles des lacs, en particulier les passages entre les périodes eutrophes, mésotrophes ou oligotrophes ;
- › les évolutions de la diversité lacustre, en prenant en compte les variabilités interannuelles et les tendances, plutôt décennales, de l'évolution de cette diversité ;
- › un focus sur les stocks de poissons.

Ce qu'on ne fait pas actuellement, c'est la relation avec l'évolution des services écosystémiques rendus par les lacs.

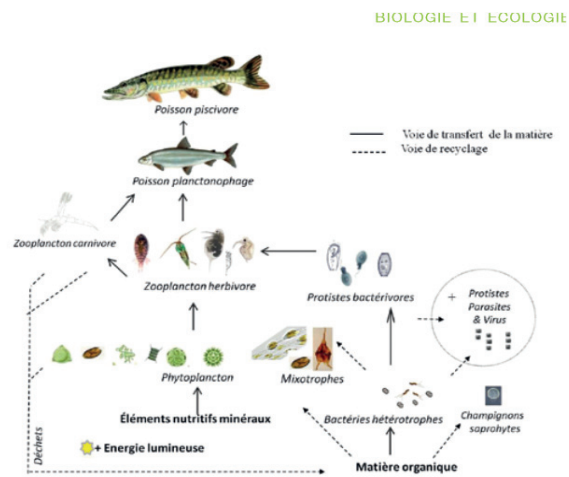


Figure 4. Exemple de réseau trophique avec transferts depuis les éléments minéraux et (ou) organiques disponibles dans l'eau jusqu'aux poissons (d'après Domaizon, comm. pers.).

Un forçage a beaucoup impacté les lacs : l'évolution des concentrations en phosphore dans le lac. Cela concerne le Léman et le Bourget, et à un moindre niveau Annecy.

Très globalement, dans le cas du Léman, c'est une évolution en trois temps (figure 5) :

- › une phase d'eutrophisation, dont les conséquences néfastes ont été identifiées et diffusées par les professionnels du lac (scientifiques, pêcheurs professionnels), initiant une prise de conscience citoyenne (ONG) ;
- › une phase de mise en œuvre d'actions correctrices (réseaux d'égoûts, stations de transfert d'énergie par pompage (STEP), structure de gestion, suppression du phosphore (P) dans les lessives (Suisse) réduisant drastiquement les apports de P biodisponible au lac ;
- › une phase de restauration lente, avec un retour à des niveaux de P similaires à ceux des années 1950 avec reconstitution des services écosystémiques.

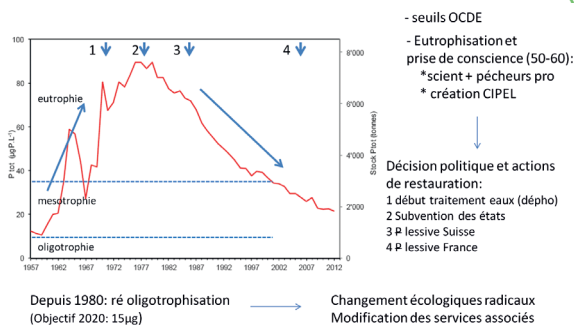


Figure 5. Évolution sur plus de 50 ans de la concentration moyenne pondérée en phosphore et des stocks du lac Léman.

Ce qu'on lit →

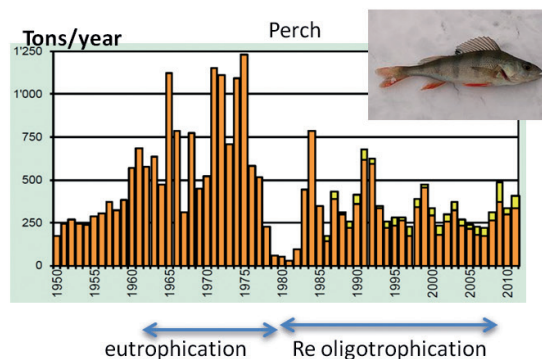
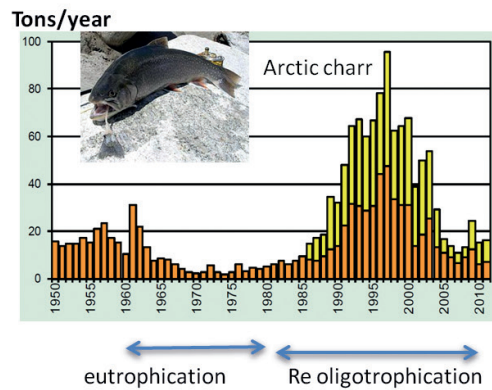
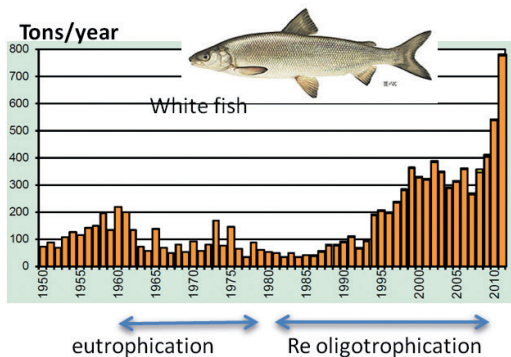


Figure 6. Évolution entre 1950 et 2010 des quantités pêchées (pêche professionnelle) d'omble chevalier (en haut à droite), de corégone et de perche (en bas à gauche et à droite, respectivement.).



D'une façon plus générale, en dessous d'une concentration de 5 µg/L de phosphate (ce qui est très faible), on a un effondrement des capacités de pêche sur un lac. Ce seuil de 5 µg/L, en tout cas en France et en Suisse, est loin d'être atteint puisqu'on vise, au mieux, un seuil de 10-15 µg/L. Si on prend le graphique de la figure 7, le seuil de 15 µg/L nous situe dans la moyenne de productivité, avec une incertitude élevée : pour une concentration de 10 µg/L, la quantité de pêche peut passer de 10 kg à 70 kg ou 80 kg/ha, indiquant le poids d'autres facteurs comme le ratios N/P, température, compétition interspécifique ... (figure 8).

Ce genre d'information est assez difficile à faire passer auprès des utilisateurs et des pêcheurs et nécessite un effort de vulgarisation d'autant plus important que notre connaissance scientifique du sujet est encore partielle.

Notre contribution à ce débat de société :

- › des données scientifiques factuelles long terme permettent de relativiser et d'objectiver les affirmations du « bon sens social » ;

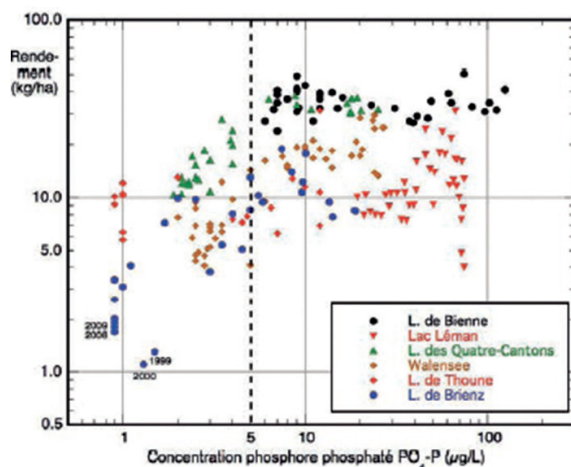


Figure 7. Relation entre le degré trophique de six lacs en termes de phosphates (PO₄-P) et le rendement piscicole réalisé par la pêche professionnelle et amateur.

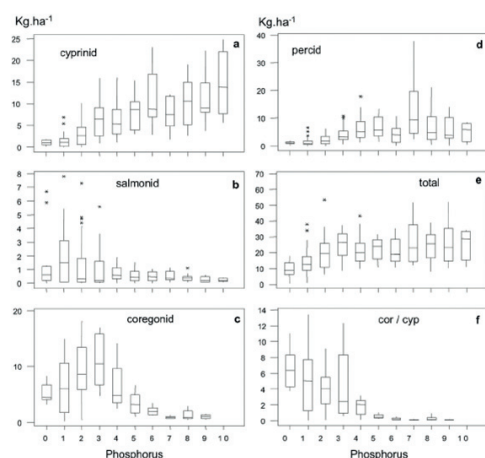


Figure 8. Box-plot de la distribution du rendement annuel moyen (kg/ha) de familles de poissons, pour chaque classe de concentration en phosphore. Les concentrations en phosphore sont divisées en 11 classes d'amplitude 10 µg/L (classe 0 = <10 µg/L, 1 = 10 - 20, etc.).

- › le service de production « pêche » est trop global ;
- › tout n'est pas connu (cas de l'omble), les recherches sont à poursuivre.

Un autre phénomène touche également des services de production (la pêche, l'alimentation en eau potable), mais aussi un service récréatif. Il s'agit des blooms à cyanobactéries, susceptibles d'apparaître rapidement dans des zones riches en P et de produire des cyanotoxines, qui peuvent induire des allergies cutanées et interdire les prélèvements d'eau pour la potabilisation.

C'est un problème au niveau mondial, mais pour les lacs alpins il est en régression : plus de bloom à Planktothrix depuis les années 2009 (figure 9), probablement parce qu'on est passé en dessous d'un seuil critique en P. Cependant, d'autres espèces de cyanobactéries (Microcystis), dont l'optimum écologique diffère de celui de Planktothrix, peuvent encore proliférer, maintenant ainsi une certaine menace sur ces services.

Conclusions des exemples précédents

- › Nous fournissons des éléments explicatifs rétrospectifs (a posteriori) sur la causalité de l'état des SE rendus par les lacs, les interactions entre les services, les cascades causales.
- › Nous montrons l'inertie et l'hystérésis des systèmes : le retour à des conditions oligotrophes est différent d'un retour à une biodiversité (ou un fonctionnement) « initial ». Donc, les perturbations passées continuent à impacter les SE d'aujourd'hui.
- › Il n'y a pas de réponse simple : l'état d'un système lacustre est la résultante de multiples facteurs en interaction. Donc, les scientifiques, qui produisent des connaissances partielles, ne peuvent pas être formels.
- › Il est difficile, en raison de l'incertitude et de la complexité des systèmes étudiés, de fournir aux gestionnaires et aux citoyens des réponses simples et claires.

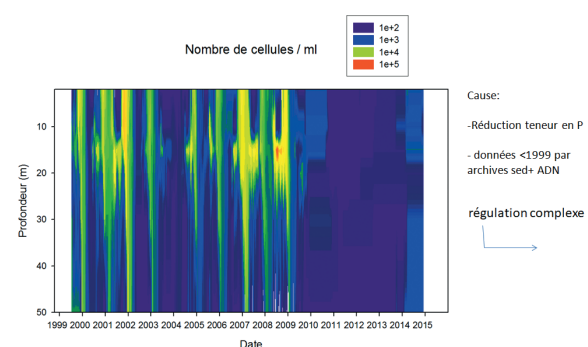


Figure 9. Évolution de la concentration cellulaire de *Planktothrix rubescens* de 1999 à 2014 en fonction de la profondeur dans le lac du Bourget (Jacquet, 2015).



Rôle du CARRTEL dans l'anticipation et l'alerte sur des risques futurs (pertes de services écosystémiques ?)

Nous avons trois pistes pour essayer d'améliorer cette interface entre les chercheurs, les limnologues du Carrtel et le sociosystème lacustre au sens large : traduction, anticipation, transfert.

La **traduction**, pour nous, c'est essentiellement de continuer à traduire en termes scientifiques les questions très globales, les interpellations qui nous arrivent, de façon à pouvoir continuer à bâtir un corpus de connaissance adapté (tableau 3). Il est nécessaire (1) d'aller au-delà de la simple question qui est sous-tendue par la demande, (2) de maintenir un niveau de connaissance élevé de l'écologie du système et (3) d'alimenter cette base de connaissance. Le défaut, c'est d'attendre la « demande sociétale », avec un risque d'action *a posteriori*, non anticipée, ce qui motive notre seconde action.

Constat/demande	Avantage/service impactés	Traduction en questions fonctionnelles de recherche
Prolifération d'algues	Colmatage de filets / gêne à la pêche Service d'approvisionnement	Explication du phénomène de prolifération. Écologie du plancton. Quelles sont les causes environnementales des blooms d'algues vertes ? Quelle dynamique spatio-temporelle ?
Bloom à cyanobactéries...	Risque sanitaire / eau potable Service d'approvisionnement	Écologie des cyanobactéries ? Causalités environnementales ? Devenir des cyanotoxines dans l'environnement lacustre ?
Moins de perches qu'avant....	Pêche professionnelle / restaurateurs Service d'approvisionnement Service culturel (tourisme)	Interaction entre populations piscicoles ? Dynamique des populations piscicoles en conditions de réoligotrophisation ? Dynamique temporelle ⇔ Observatoire !

Tableau 3. Traduction des demandes en questions de recherche.

La deuxième piste est donc **l'anticipation**.

Nous identifions plusieurs questions en émergence ou potentiellement émergentes, pour lesquelles on sait qu'il faudrait acquérir des connaissances (tableau 4) :

- › les micropolluants, résidus médicamenteux, en lien avec le développement des zones urbaines péri-lacustres et avec un impact potentiel sur la potabilisation de l'eau et sur la biodiversité ;
- › les espèces invasives, problème bien identifié, en particulier sur les zones rivulaires ;
- › le changement climatique, déjà considéré sous son volet thermique, mais dont le volet hydrométéorologie (régime pluvio-nival, épisodes extrêmes) est très peu abordé ;
- › les très faibles teneurs en phosphore et leurs conséquences sur la productivité lacustre et finalement piscicole.

Constat/demande	Avantage/service impactés	Traduction en questions fonctionnelles de recherche
Micropolluants émergents	Eau potable (approvisionnement) Impact sur la biodiversité (support)	Effets des cocktail de polluants à basses concentrations sur les processus écologique ?
Espèces invasives	Biodiversité (support)	Impact environnemental (à partir de quand une espèce n'est-elle plus invasive ?)
Effet du changement climatique (hydrométéorologie)	Biodiversité (support) Cycle éléments (régulation) Tourisme (culturel)	Interaction entre populations piscicoles ? Dynamique des populations piscicoles en conditions de réoligotrophisation ? Dynamique temporelle ⇔ Observatoire !
Très faibles teneurs en P	Réduction stock et pêches (approvisionnement)	Ultra-oligotrophie et réseau trophique, hétérotrophie/autotrophie, relations C et P
Augmentation des populations riveraines	Eau potable (approvisionnement) Tourisme (culturel)	Quelles nouvelles pressions ? Quelles interactions villes-lacs-sociétés ? Quels usages nouveaux ?

Tableau 4. Anticipation : des questions potentiellement émergentes (non exhaustif).

Plus globalement, c'est l'augmentation continue des populations riveraines (péri-urbanisation des bassins versants) qui génère de nombreuses questions hors du périmètre de compétence de l'Unité : quelles nouvelles pressions, quelles interactions ville-lac-société ?

Enfin, la troisième piste est le transfert, c'est-à-dire la traduction de nos connaissances scientifiques en indicateurs d'aide à la décision pour les gestionnaires.

Actuellement, on contribue à l'élaboration de tableaux de bord de qualité du milieu (figure 10), formés d'un mélange d'indicateurs de natures diverses : certains sont des services, d'autres des paramètres chimiques ou biologiques. Le tout bien difficile à agréger pour un diagnostic global !

Ce qu'on pourrait peut-être réaliser dans le futur, c'est de contribuer à la construction d'un tableau de bord basé uniquement sur un bouquet de services, en correspondance avec des valeurs quantifiées de paramètres écologiques. Tout l'enjeu pour nous est de passer d'une approche conceptuelle à une quantification de ces services, avec des seuils, des incertitudes, et de prolonger nos travaux de recherche en passant de l'implicite à l'explicite vis-à-vis des SE lacustres.

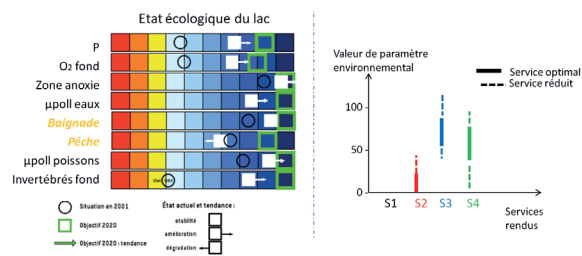
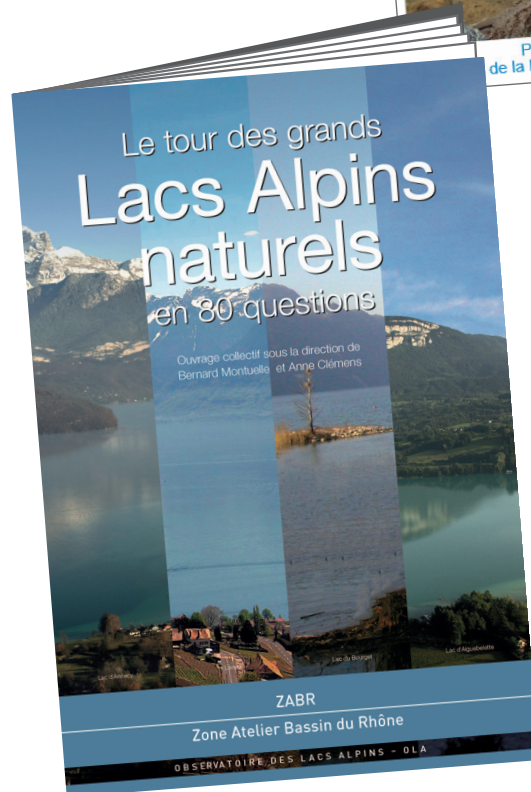


Figure 10. À gauche, le présent : contribution à des tableaux de bord de qualité du milieu (CIPEL). À droite, le futur : contribution à des tableaux de bord de bouquets de services ?

Notre lien avec le « socio-système » repose également sur la diffusion de la culture scientifique et la réponse à une certaine demande sociale. Cela se fait au moyen d'articles dans des journaux techniques type Sciences, Eaux et Territoires, ou des journaux régionaux grand public comme Nature et Patrimoine. C'est également la coréalisation en 2015 d'un ouvrage : Les Lacs alpins en 80 questions avec la Zone atelier bassin du Rhône. Cet ouvrage, coécrit avec les gestionnaires des lacs, est d'ailleurs celui où l'Unité a le plus avancé dans cette interface entre la connaissance scientifique de l'écologie lacustre et celle des services écosystémiques lacustres. Ceci montre bien l'utilité a minima pédagogique de ce concept.



CONCLUSION : un périmètre de légitimité à géométrie variable

En conclusion rapide, le schéma conceptuel du métaprogramme EcoServ (figure 11) permet de repositionner les actions de l'UMR Carrel.

L'Unité est très majoritairement impliquée dans le volet « connaissance de l'écosystème, de son fonctionnement, de sa relation avec les systèmes adjacents, le climat », mais contribue également, à un moindre niveau, aux autres sous-parties du modèle d'EcoServ : éléments scientifiques pour l'aide à la décision publique ; vulgarisation scientifique ; données sur l'effet des restaurations.

Pour le futur, l'enjeu majeur de cette question des SE lacustres, est d'arriver, au sein de l'Unité, à élaborer des indicateurs d'état du lac qui soient beaucoup plus liés à des services. Nous devons être en capacité d'évaluer a priori les conséquences écologiques sur les systèmes lacustres d'une éventuelle hiérarchisation des SE, décidée par les gestionnaires ou les pouvoirs publics en fonction des demandes sociétales.

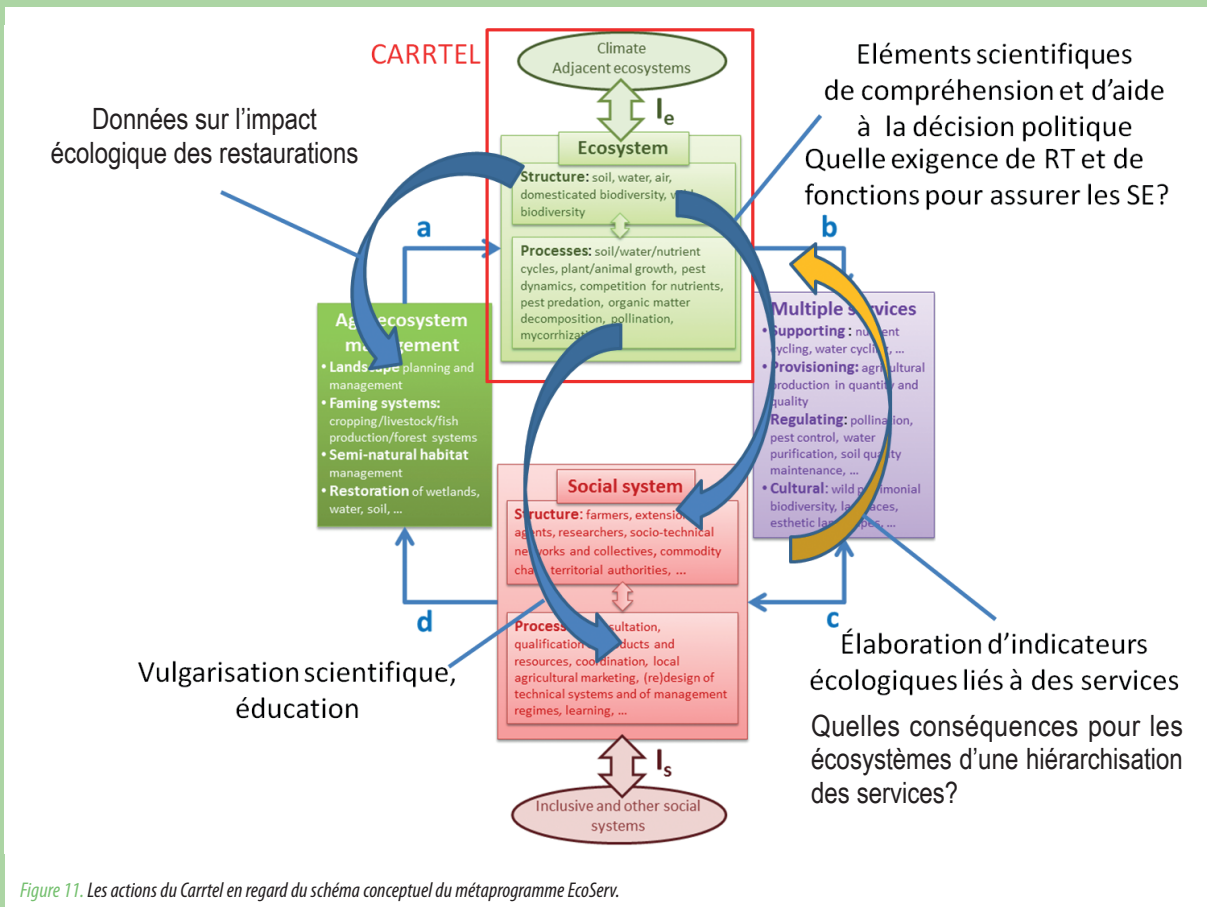


Figure 11. Les actions du Carrel en regard du schéma conceptuel du métaprogramme EcoServ.

Référence bibliographique

Alcamo, J., Bennett, E.M., Millennium Ecosystem Assessment (Program) (2003) Ecosystems and human well-being : a framework for assessment, Washington, DC, Island Press.

10



Place des sciences humaines et sociales dans les controverses associées à la notion de Service Écosystémique (SE)

Cécile Barnaud / Inra-Sad, UMR Dynafor

Claude Compagnone / AgrosupDijon, UMR Caesar

Gaël Plumecocq / Inra-Sad, UMR Agir

Pour introduire ce cycle de séminaires, nous voulions dresser un tableau des travaux en sciences humaines et sociales (SHS) sur cette notion de service écosystémique. Un tel tableau est évidemment partiel et subjectif. L'entrée que nous avons choisie est centrée sur la place des SHS dans les controverses scientifiques associées à cette notion. Pour cela, je m'appuie sur un travail publié dans la revue *Géoforum*, réalisé avec Martine Antona de l'UR Green du CIRAD : *deconstructing ecosystem services, uncertainties and controversies around a socially constructed concept* (Barnaud et Antona, 2014).

Une approche constructiviste : considérer le concept de service écosystémique (SE) comme un construit social

Dans ce travail, nous considérons le concept de SE comme un construit social : un SE n'existe pas en tant que tel, il s'agit d'un regard porté sur la nature par un individu, dans un contexte social, politique et scientifique donné. Ce contexte va influencer la façon dont le concept va être interprété, utilisé, approprié ou mis en avant. À l'origine, cette idée de services rendus par les écosystèmes à l'humanité était une simple métaphore destinée à alerter l'opinion publique sur la nécessité de préserver les écosystèmes (Ehrlich & Mooney, 1983). Puis cette métaphore a peu à peu acquis le statut de concept, et a connu un succès qui lui a conféré une certaine robustesse, au moins dans les apparences (MEA, 2005). Car ce concept est en fait le siège de nombreuses incertitudes. Pour reprendre l'expression de Bruno Latour, nous sommes là dans le domaine de la science en train de se faire, avec ses connaissances incertaines et ses multiples controverses (Latour, 1987).

Analyser les incertitudes et les controverses associées à la notion de SE est donc une façon de décrypter la façon dont ce concept se construit socialement. Nous avons identifié dans ce travail cinq grands domaines d'incertitude associés à la notion de SE :

- › Processus
- › Concept
- › Valeurs
- › Acteurs
- › Politiques.

Nous allons les balayer pour voir la place qu'occupent les sciences humaines et sociales dans chacun de ces grands domaines.

Processus. Incertitudes scientifiques sur les relations de cause à effet

Tout se passe comme si le fait de parler d'un service (pollinisation, régulation du climat) donnait à ce service une existence tangible, concrète. Or il ne faut pas oublier que les relations de cause à effet sous-jacentes sont l'objet de grandes incertitudes, soit parce que les connaissances sont encore lacunaires, soit parce que les systèmes sont par nature complexes et imprédictibles (Farber *et al.*, 2002). Un exemple classique est celui du lien entre un couvert forestier en amont et les services de régulation hydrique en aval. S'il y a plus de forêt, y a-t-il plus ou moins d'eau en aval ? Cette question reste l'objet de nombreux débats, même sur un site donné.

Par ailleurs, même au sein de l'écologie, les définitions ne sont pas stabilisées (Potschin & Haynes-Young, 2011), à tel point que certains écologues, comme Norgaard, se demandent si finalement, ce concept leur est vraiment utile (Norgaard, 2010). Leur permet-il de mieux comprendre la complexité des choses ? Est-ce qu'il ne contribue pas au contraire à masquer cette complexité ?

Un concept, une définition ?

Au premier abord, la définition des SE semble simple et consensuelle. Mais différentes personnes utilisent en fait ce concept avec différentes représentations. Au sein même de l'économie, trois écoles de pensées portent trois visions des SE, qui peuvent induire différents modes de gestion (figure 1). En ecological economics, les SE sont souvent conçus comme étant produits par les écosystèmes. Cette conception peut induire des zonages avec d'un côté des zones agricoles et de l'autre des zones de préservation de la biodiversité. En économie de l'environnement (environmental economics), on considère que les services sont produits par l'homme de façon non intentionnelle, via son action

sur l'écosystème. Ce sont des externalités de production. Dans cette conception, le gestionnaire va par exemple inciter les agriculteurs à choisir des cultures favorables à la biodiversité. L'économie des services conçoit aussi les services comme étant produits par l'homme, mais de façon intentionnelle. Le gestionnaire va par exemple rémunérer les agriculteurs pour mettre des bandes enherbées.

Les scientifiques qui ont développé le concept de SE voulaient à l'origine relier les écosystèmes aux sociétés, mais de nombreux auteurs en sciences sociales rappellent que c'est une vision qui reste basée sur un principe de séparation, avec l'écosystème d'un côté et la société de l'autre. Descola (2005) considère qu'il n'y a que dans la société occidentale moderne que la nature est ainsi conçue comme séparée de l'Homme. Ce concept de SE ne serait donc pas adapté à d'autres types de sociétés, qui voient l'homme comme faisant partie de la nature. Certains considèrent même que cette vision séparée des relations Homme/nature est à l'origine des problèmes environnementaux que l'on connaît aujourd'hui (V. par ex. la notion de « désencastrement » développée par Hansson et Wackernagel, 1999). C'est parce que l'Homme s'est déconnecté de la nature qu'il n'a plus conscience qu'il en a besoin et qu'il la détruit. Utiliser la notion de SE reviendrait alors à essayer de résoudre un problème en restant dans le cadre de pensée qui est à l'origine de ce problème.

Valeurs. Évaluation anthropocentrée des SE

Les controverses autour de l'évaluation économique des SE ont fait couler de l'encre.

Pour certains, c'est un non-sens. La nature a une valeur d'existence intrinsèque, en dehors de son utilité pour l'Homme. Par ailleurs, l'Homme ne sait pas tout. L'opinion publique ne va pas accorder beaucoup de valeur à une bactérie invisible qui

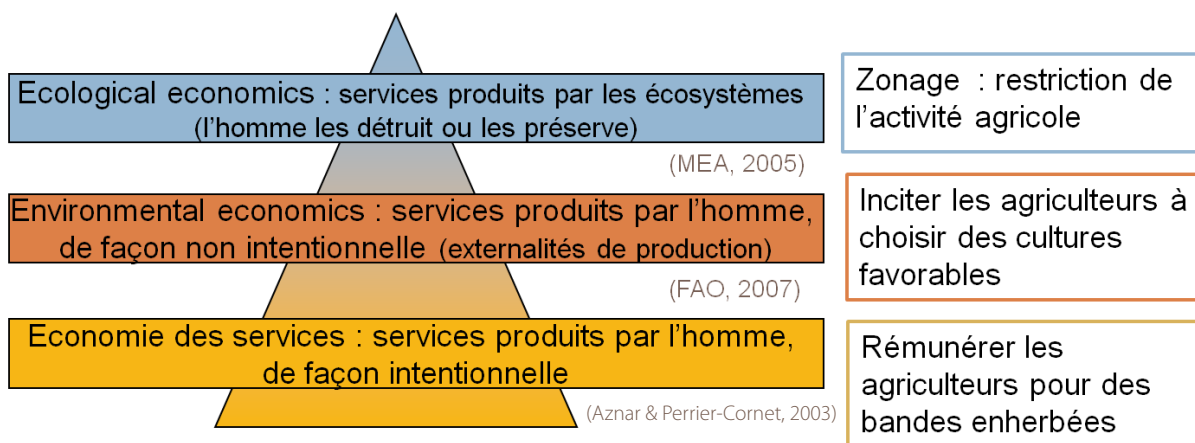


Figure 1. Trois visions des services écosystémiques et les modes de gestion qu'ils induisent. (Barnaud *et al.* 2011)



a pourtant un rôle fondamental pour l'écosystème. À l'inverse, pour d'autres, cette évaluation est nécessaire pour que l'environnement soit pris en compte dans les décisions publiques. Un élu va peut-être hésiter à mettre en place un centre commercial sur un écosystème donné s'il connaît la valeur économique des services qu'il rend. Mais sur quoi reposent ces valeurs ? Pour ceux qui font de l'évaluation économique, il s'agit de valeurs absolues, objectivées. La valeur de tel service dans tel écosystème est de tant. Dans les dispositifs de paiement de services environnementaux, il s'agit au contraire d'une valeur négociée entre bénéficiaires et fournisseurs de services.

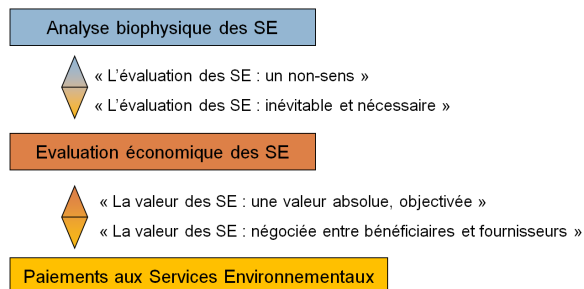


Figure 2. Les controverses autour de l'évaluation économique des SE. (Barnaud et al. 2011)

Ces différentes façons de penser l'évaluation et les valeurs font écho à des systèmes de valeurs profondément différents (Stern & Dietz, 1994). Les travaux en psychologie de l'environnement montrent que, finalement, les gens qui préservent l'environnement le font pour des motivations différentes. Soit égoïste : conserver la nature pour soi. Soit altruiste : conserver la nature pour les autres. Soit biocentrée : conserver la nature pour elle-même. On voit que souvent, ces approches fondamentalement différentes sont sous-jacentes à des débats en économie. Ces débats sont nombreux. On pense par exemple à la question de la place des approches délibératives (Raymond et al., 2014) : l'évaluation se fait-elle de façon individuelle ou collective ? Un autre débat important est la difficulté à évaluer de façon économique les services culturels qui risquent d'être peu pris en compte dans les décisions (Chan et al., 2012). Ce sont là simplement quelques exemples.

Revenons à Bruno Latour et à sa science en train de se faire.

Si nous étions dans le domaine de la science toute faite, avec ses connaissances stabilisées, on se dirait qu'il faut simplement évaluer la valeur des SE afin de savoir lesquels doivent être préservés en priorité. Mais avec les SE nous ne sommes pas dans ce monde-là. Nous sommes dans celui de la science en train de se faire, avec ses connaissances non stabilisées, et les scientifiques ne sont même pas d'accord sur les critères qu'il faudrait prendre en compte dans les évaluations. Ces débats sont

aujourd'hui exacerbés par le fait qu'au niveau politique, il y a une injonction qui dit : donnez-nous des valeurs, nous avons besoin de valeurs pour les dispositifs que l'on met en place (les mesures agro-environnementales, la prochaine Politique agricole commune, etc.). On voit ici que dans la science en train de se faire, les concepts se construisent en interaction avec le monde politique qui les entoure.

Acteurs. L'envers social des SE

Le quatrième domaine d'incertitude est celui des contextes sociaux dans lesquels ces SE sont produits, gérés, utilisés, partagés, préservés, etc.

Les sciences biotechniques ont eu tendance à considérer les SE comme des propriétés d'écosystèmes, en négligeant le fait que derrière chaque SE, il y a des acteurs ; non seulement des bénéficiaires, mais aussi des personnes qui contribuent à produire, gérer, détruire ou préserver ces SE, dans des contextes sociaux complexes (Lescourret, Magda et al., 2015).

Cette complexité sociale est également souvent négligée dans les dispositifs de paiements pour services environnementaux, qui de ce fait se sont souvent soldés par un accroissement des inégalités sociales (McAfee & Shapiro, 2010).

D'une façon générale, on observe aujourd'hui un manque de cadres, d'outils permettant d'analyser cet envers social des SE. Les travaux en sciences sociales sur les SE ont en effet été plutôt du côté de la critique du concept, en rejetant fortement son usage. Mais le concept est aujourd'hui devenu un fait social, il est bien présent. Les géographes, sociologues, anthropologues pourraient aujourd'hui s'en saisir pour analyser la complexité sociale particulière que met en avant cette notion, et les changements sociaux qu'elle peut induire.

La mise en politique des SE

Le dernier domaine de controverse est celui de la mise en politique des SE. Par exemple, cette mise en politique passe-t-elle nécessairement par des dispositifs monétarisés ? En termes d'évaluations, on peut également se demander pourquoi se cantonner à un seul indicateur (Koshke et al., 2012), beaucoup d'auteurs commençant d'ailleurs à se prononcer pour des approches multicritères, qui permettraient notamment de prendre en compte une pluralité de perspectives.

De nombreux auteurs analysent aussi le fait que les dispositifs qui sont mis en place ne sont jamais purement néolibéraux, mais qu'ils sont souvent des hybrides avec des approches étatiques, basées sur des subventions. Mais dans tous les cas, ces



modes de gestion restent monétarisés (Dempsey & Robertson, 2012). Les modes de gestion basés sur l'action collective et la collaboration sont très rarement envisagés (Muradian & Rival, 2012). Est-ce que ces approches économiques et monétarisées sont inhérentes au concept de services? Est-ce lié plutôt à leur contexte d'utilisation? Cette question reste ouverte.

Pour que se mette en place un dialogue entre sciences sociales et sciences biotechniques autour de la notion de SE, il est nécessaire de développer des approches en sciences sociales qui soient critiques mais constructives, qui questionnent le concept de SE sans pour autant jeter le bébé avec l'eau du bain. Est-ce que cette notion n'apporte pas un nouvel éclairage sur certains objets ou certains questionnements des sciences sociales? Par ailleurs, si l'on veut que les sciences sociales se saisissent de ce concept, il faut identifier les fronts de connaissances spécifiques aux sciences sociales que suscitent cette notion. Il faut que cela les intéresse, qu'elles ne soient pas simplement instrumentalisées par les sciences biotechniques.

Références

- Aznar Olivier, Perrier-Cornet Philippe (2003) Les services environnementaux dans les espaces ruraux. Une approche par l'économie des services, *Économie rurale* 2003, n°273-274 pp. 153-168.
- Cécile Barnaud, and Martine Antona, 'Deconstructing Ecosystem Services: Uncertainties and Controversies around a Socially Constructed Concept', *Geoforum*, 56 (2014), 113-23.
- C. Barnaud, M. Antona, and Jacques Marzin, 'Vers Une Mise En Débat Des Incertitudes Associées À La Notion De Service Écosystémique', *Vertigo*, 11 (2011).
- Chan Kai, Satterfield Terre, Goldstein Joshua (2012) Rethinking Ecosystem Services to Better Address and Navigate Cultural Values, *Ecological Economics*, Volume 74, pp. 8-18, DOI - 10.1016/j.ecolecon.2011.11.011.
- Dempsey Jessica, Robertson Morgan M. (2012) Ecosystem services: Tensions, impurities, and points of engagement within neoliberalism, *Progress in Human Geography*, <https://doi.org/10.1177/0309132512437076>.
- Descola, Philippe (2005), *Par-delà nature et culture*, NRF, Gallimard éd.
- Ehrlich Paul R., Mooney Harold A. (1983) Extinction, Substitution, and Ecosystem Services, *BioScience*, Volume 33, Issue 4, April 1983, Pages 248-254, <https://doi.org/10.2307/1309037>.
- FAO 2007. The State of Food and Agriculture 2007 : Paying farmers for environmental services. In *The State of Food and Agriculture 2007 : Paying farmers for environmental services*. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Farber Stephen C., Costanza Robert, Wilson Matthew (2002), Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services, *Ecological Economics*, Volume 41, Issue 3, pp. 375-392 [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00088-5](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00088-5).
- Hansson, C. B. et Wackernagel M. (1999) Rediscovering place and accounting space : how to re-embed the human economy. *Ecological Economics* 29, 2, 203-213.
- Koschke, Lars, Christine Fürst, Susanne Frank and Franz Makeschin 2012. A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. *Ecological Indicators* 21: 54-66. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.010>.
- Latour Bruno (1987) *Sciences in action, How to follow scientists and engineers through society*, Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
- Lescourret Françoise, Magda Danièle & al. (2015) A social-ecological approach to managing multiple agro-ecosystem services, *Current Opinion in Environmental Sustainability*, n° 14, pp. 68-75, <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2015.04.001>.
- McAfee Kathleen & Shapiro Elizabeth N. (2010) Payments for Ecosystem Services in Mexico: Nature, Neoliberalism, Social Movements, and the State, *Annals of the Association of American Geographers*, Volume 100, 2010 - Issue 3, pp. 579-599.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Muradian Roldan, Rival Laura (2012) Between markets and hierarchies: The challenge of governing ecosystem services, *Ecosystem Services*, Volume 1, Issue 1, July 2012, pp. 93-100, <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.009>.
- Norgaard Richard B. (2010), Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder, *Ecological Economics*, Volume 69, Issue 6, pp. 1219-1227, <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.009>.
- Potschin, Marion B. and Roy H. Haines-Young 2011. Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. *Progress in Physical Geography* 35: 575-594. doi: 10.1177/0309133311423172
- Raymond C., Kenter J., Plieninger T., Turner N. & Alexander, K. (2014) Comparing instrumental and deliberative paradigms which underpin the assessment of social values for cultural ecosystem services. *Ecological Economics*, 107, 145-156, DOI: 10.1016/j.ecolecon.2014.07.033.
- Stern Paul C., Dietz Thomas (1994) The Value Basis of Environmental Concern, *Journal of Social Issues*, Volume 50, Issue 3, pp. 65-84, <https://doi.org/10.1111/j.1540-4560.1994.tb02420.x>.

11



Périmètre de légitimité de la notion de services écosystémiques

Xavier Arnauld de Sartre

Centre national de la recherche scientifique, UMR Société Environnement Territoire

L'objectif de cette présentation est de trouver des solutions à la position difficile dans laquelle les chercheurs se retrouvent quand ils sont confrontés à des notions comme celle de services écosystémiques. En effet, cette notion présente un potentiel heuristique intéressant, notamment pour tisser des liens entre sciences sociales et sciences de la vie (mais aussi au sein même des sciences de la vie), pour accompagner la prise de décision, pour aider à montrer les multiples dimensions des activités économiques... mais c'est une notion qui est chargée du présupposé, largement dénoncé, de favoriser une vision « utilitariste » de la nature, voire d'en préparer une « marchandisation ».

Or les sciences ont une mission de mise à distance réflexive des notions utilisées pour appréhender le réel. Aussi nous paraît-il impossible de faire l'économie d'une mise en critique de la notion de services écosystémiques. Nous en avons donc fait – dans un projet de recherches Jeunes chercheurs financé par l'Agence nationale de la recherche – un examen destiné à en préciser le « périmètre de légitimité ». Nous en présentons ici les résultats, qui ont été publiés dans différentes revues (Arnauld De Sartre *et al.*, 2014b ; Kull *et al.*, 2014 ; Dufour *et al.*, 2016).

Le cœur de notre argumentaire est que la notion de services écosystémiques présente un intérêt, mais que son usage doit être strictement intégré au sein de ce que l'on appelle un « périmètre de légitimité » de la notion, à l'intérieur duquel son usage est possible.

- › Nous commencerons par poser en introduction la définition de ce que nous entendons par périmètre de légitimité.
- › Dans une première partie, nous ferons une histoire de cette notion qui nous permettra de préciser le contexte dans lequel elle a émergé et donc le sens qu'elle peut prendre.

La seconde partie sera consacrée à l'étude des différentes utilisations de la notion de services écosystémiques.

- › Dans la troisième partie, nous présenterons les limites de ces utilisations.
- › La conclusion nous permettra de tracer ce périmètre de légitimité.

Introduction: Périmètre de légitimité

Trois sources principales permettent de définir la notion de services écosystémiques :

- › Le *Millenium ecosystem assesment*, qui notamment dans son cadrage théorique donne une définition générale de cette notion (Alcamo *et al.*, 2003),
- › L'économiste Robert Costanza, qui insiste sur la notion de services écosystémiques, à savoir donner une valeur à une externalité des marchés afin par exemple de pouvoir mettre en regard des avantages d'un aménagement (en termes économiques), ses coûts en termes environnementaux (Costanza *et al.*, 1997),
- › Gretchen Daily, une écologue venue de la biologie de la conservation, qui met à la fois l'accent sur les processus écosystémiques et le bien-être de l'homme (Daily, 1997).

« *Ecosystem services are the benefits people obtain from ecosystems.* » MEA (2005)

« *Ecosystem goods (such as food) and services (such as waste assimilation) represent the benefits human populations derive, directly or indirectly, from ecosystem functions.* »

« *Because ecosystem services are not fully 'captured' in commercial markets or adequately quantified in terms comparable with economic services and manufactured capital, they are often given too little weight in policy decisions.* » Costanza, 1997

« *Ecosystem services are the conditions and processes through which natural ecosystems, and the species that make the map, sustain and fulfill human life* » Daily, 1997

Ces trois approches se combinent dans la notion de service écosystémiques. Toutefois, toutes ont en commun d'utiliser une métaphore, qui peut être un autre point de départ intéressant pour appréhender cette notion : la notion de service est profondément humaine ; le service renvoie à une action intentionnelle et volontaire. Parler de services rendus par des écosystèmes revient à donner des intentions aux écosystèmes – ce qui est bien entendu impossible – afin de donner un autre sens aux deux mots accolés et de créer l'idée que des écosystèmes rendent des services aux hommes.

La notion de services est, de manière générale, chargée de deux sens :

- › Il s'agit d'abord d'un acte gratuit, que l'on fait sans rémunération – une sorte de don. Mais un des présupposés de l'anthropologie économique est que tout don a pour but de provoquer un autre don en échange. L'idée de généraliser le don est de mettre à l'abri du besoin une société en organisant des échanges gratuits entre ses membres, afin que ceux qui en profitent un jour puissent, le lendemain, en faire

profiter d'autres... on peut dire la même chose des écosystèmes : il s'agit d'en prendre soin parce que ceux-ci prennent soin des hommes,

- › Mais par ailleurs, la notion de services renvoie à un secteur économique, le troisième secteur, qui a généralisé les services et les a monétarisés.

Utiliser la métaphore des services pour parler des relations des hommes aux écosystèmes est donc tout sauf une notion neutre. Nombre d'autres métaphores auraient pu être utilisées. Pourquoi celle-ci a-t-elle été préférée ? C'est tout l'enjeu de cette présentation que de déterminer cela.

Pour répondre à cette question, nous avons voulu avoir une approche globale, qui permette à la fois de saisir l'origine d'une notion et ses multiples usages, tant dans le domaine de l'écologie que dans le monde politique. Le courant de la *political ecology* nous a paru particulièrement adapté à ce projet.

La *political ecology* est une démarche qui cherche à lier dans une même approche l'approche critique des concepts cadrant l'action environnementale, l'analyse des politiques environnementales permises par ces concepts et leurs impacts sur les populations locales (Gautier et Benjaminsen, 2012).

Contextualisation de la naissance de la notion de services écosystémiques

Pour appréhender l'histoire de la notion de services écosystémiques, nous pouvons commencer par une approche bibliométrique, publiée dans le chapitre écrit par Monica Castro dans l'ouvrage *Political ecology des services écosystémiques* cité plus haut (Castro-Larrañaga et Arnauld De Sartre, 2014). On constate que la notion de services écosystémiques a connu trois périodes clefs :

- › La première est celle de l'invention de la notion, au cours des années 1980, et ses premières citations au début des années 1990. C'est dans le premier numéro de la revue *Ecological economics* que cette notion fait une de ses premières apparitions dans la littérature scientifique, ce qui nous informe sur l'histoire de cette notion et ses présupposés épistémiques (Christensen, 1989 ; Costanza, 1989).
- › Ensuite, la notion connaît un premier décollage après la publication de l'article de R. Costanza *et al.*, et du livre de G. Daily. Ces deux auteurs viennent de courants de pensée assez proches. G. Daily a fait son doctorat avec Paul Ehrlich, qui a publié dans le premier numéro de *Ecological economics* aux côtés de R. Costanza.
- › Mais le décollage de cette notion intervient surtout après 2005, quand sont publiés les rapports du *Millenium ecosystem assesment* (MEA, 2005),



d'où l'intérêt de s'intéresser spécifiquement à ce rapport.

C'est ce qu'a fait Monica Castro dans son chapitre, en regardant notamment les références bibliographiques les plus citées dans ce rapport. Elle y constate qu'outre des rapports de littérature grise des Nations unies, notamment ceux sur l'épuisement des ressources naturelles, les références les plus citées viennent de la théorie de la résilience (Berkes *et al.*, 1998 ; Berkes, 2002 ; Gunderson et Holling, 2002 ; Berkes *et al.*, 2003) et de E. Ostrom (Ostrom, 1990). Rien d'étonnant à cela quand on sait que ces groupes ont rapproché leurs cadres théoriques au début des années 2000 afin de favoriser une gestion des écosystèmes fondée sur des logiques autres qu'économiques, notamment de coopération.

Mais les années pendant lesquelles la notion de services écosystémiques émerge sont aussi, en termes de gouvernance environnementale, celles du recours à l'outil économique. La notion de développement durable, en elle-même, est une notion qui a été choisie, contre d'autres (notamment celle d'écodéveloppement) (Sachs, 1993), pour mettre l'accent sur la nécessité de continuer une croissance économique qui intègre la nature (Rist, 1996). Mais alors que le début des années 1990 admettait encore une diversité d'approches du développement, les années 2000, notamment après la conférence de Johannesburg, ont plus franchement mis l'accent sur la nécessité de trouver des outils économiques pour mettre en œuvre l'écologisation de l'économie.

Le courant de pensée de la modernisation écologique (Mol *et al.*, 2009), qui décrit les transformations du capitalisme et de la gouvernance environnementale dans le sens d'une plus grande intégration du marché, se développe à cette époque et permet d'assez bien décrire les présupposés de la notion de services écosystémiques.

Au final, la notion de services écosystémiques renvoie à un courant de pensée particulier, celui de la modernisation écologique associant l'écologie

de la conservation et l'économie écologique, et prônant une transformation des modalités de gouvernance environnementale. Ce courant de pensée ne cherche pas spécifiquement à développer des outils d'économicisation de la nature. Ces derniers sont plutôt laissés à un autre courant de pensée, l'économie environnementale, qui en économie renvoie à un courant de pensée plus orthodoxe prônant, lui, la mise en œuvre de mécanismes de marché plus clairs (Broughton et Pirard, 2011), appliqués notamment au sein de l'initiative transnationale REDD (réduction des émissions provenant du déboisement et de la dégradation des forêts) et aux outils de la finance carbone. On voit sur la figure 1 que les communautés prônant les notions de services écosystémiques et de services environnementaux dialoguent assez peu entre elles.

L'histoire des services écosystémiques permet de se faire une idée de ce que cette question renferme comme présupposés. Elle est complexe, à la fois insérée dans la modernisation écologique mais distincte de notions plus franchement orientées vers la construction d'instruments de marché comme celle de services environnementaux.

Une fois que cette histoire a été établie, nous pouvons chercher à comprendre quels sont les usages de la notion de services écosystémiques dans la science, les politiques publiques, les mouvements militants et la prospective environnementale. On constate qu'au niveau des utilisations concrètes, il y a une perméabilité entre services écosystémiques et services environnementaux, les différents acteurs ne faisant pas la nuance entre ces deux notions – mais que l'on n'observe pas une economicisation de la nature.

Usages de la notion de services écosystémiques

En sciences, on constate que la notion de services écosystémiques est principalement utilisée par les écologues, et de manière moins importante par les économistes. Ce résultat confirme l'histoire de la

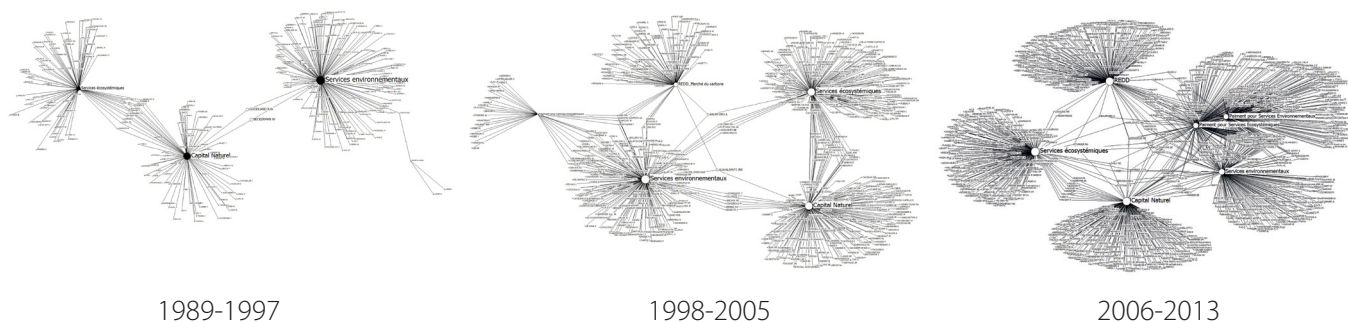


Figure 1. Citations entre différentes communautés scientifiques (Monica Castro in Castro-Larrañaga et Arnauld De Sartre, 2014).



notion de service écosystémique, qui n'est utilisée que par un courant assez réduit de l'économie alors qu'elle est portée par un courant bien plus important de l'écologie. Il montre aussi que l'écologie a un intérêt particulier à utiliser cette notion, sans doute parce qu'elle lui permet d'objectiver les fonctionnalités des écosystèmes, de travailler en interdisciplinaire, notamment (mais pas uniquement) avec les sciences sociales, et de mettre ses savoirs au service de l'action, notamment dans l'ingénierie écologique.

La notion de services écosystémiques est très peu utilisée en politique, aussi avons-nous pris un outil de paiement de services environnementaux pour identifier son usage politique, les mécanismes REDD. Pour parler des usages de la notion de services écosystémiques dans les politiques, j'ai repris une carte élaborée par Lise Desvallées dans un chapitre de l'ouvrage *Political ecology* des services écosystémiques (Desvallées, 2014). L'auteure de ce chapitre montre comment les actions se référant au paiement de services environnementaux (au travers notamment des projets REDD) mises en œuvre au Chiapas (Mexique) (figure 2) servent souvent à rénover l'argumentaire développé par les ONG qui mettent en œuvre du développement durable. Les actions se concentrent en effet là où il y avait déjà des actions nouvelles, et pas forcément dans les zones concernées au premier chef par la déforestation.

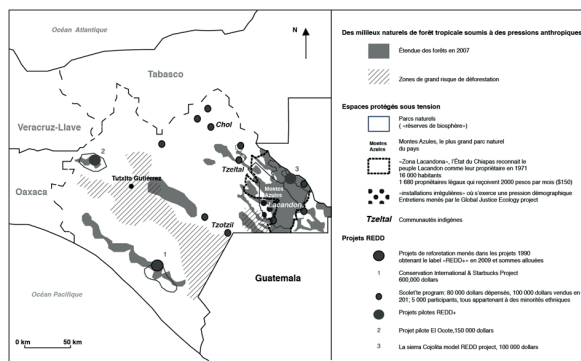


Figure 2. Carte des espaces protégés et projets REDD au Chiapas (Mexique) (Desvallées, 2014).

Dans ce même chapitre, Lise Desvallées analyse les utilisations de la notion de services écosystémiques par les mouvements politiques radicaux. Elle fait une cartographie de l'usage de la notion au sein de projets REDD sur Internet (figure 3) et a montré que cet outil était utilisé soit par des acteurs institutionnels (notamment les organisations intergouvernementales), soit par des mouvements sociaux très critiques à l'encontre de ces outils – sans que ces deux acteurs dialoguent entre eux. Présente au forum social mondial de 2013 à Tunis, Lise Desvallées en a ramené un autocollant qui dénonce l'accaparement des terres au nom de la

protection du climat. La critique des REDD, étendue à celle des services écosystémiques, est utilisée comme argumentaire récurrent par les opposants à la mondialisation économique – ceux-ci, faute de politiques massives de REDD, se référant toujours aux mêmes exemples.

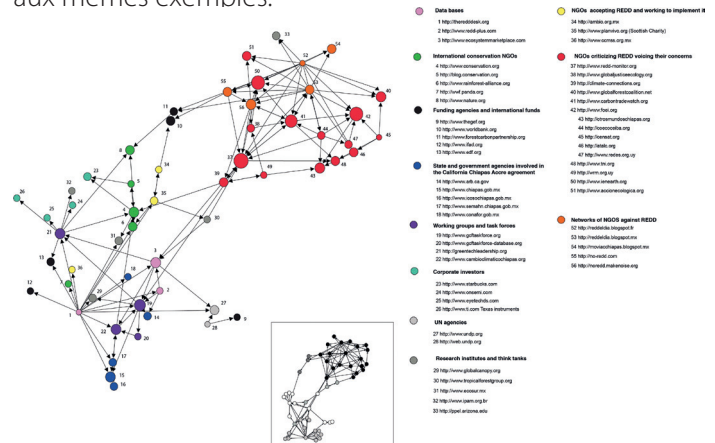


Figure 3. Cartographie de l'usage de la notion de REDD sur Internet (Desvallées, 2014)

Enfin, nous avons regardé les usages qui étaient faits de la notion de services écosystémiques dans la littérature grise des politiques environnementales globales en utilisant pour cela les différentes contributions aux différents drafts ayant servi à rédiger la déclaration finale de Rio +20 (figure 4). Nous avons constaté que conformément à son histoire, la notion de services écosystémiques était utilisée pour justifier une internalisation de la nature dans l'économie, dans un sens proche de celui de services environnementaux. Ensuite, cette notion sert à justifier des actions politiques, notamment d'échanges entre acteurs, et d'aménagement, notamment en ingénierie écologique. Elle sert aussi à montrer la dépendance des populations aux services écosystémiques pour leur bien-être, et à justifier des actions de recherche. Enfin, elle accompagne un discours sécuritaire pour se protéger des effets des changements globaux.

Au final, à part l'utilisation souvent assez proche de services écosystémiques et services environnementaux, les utilisations de la notion sont assez conformes à ce que l'histoire nous permettait de prévoir, à savoir une notion utilisée par l'écologie, les acteurs politiques de la gouvernance environnementale et les critiques des présupposés de cette même gouvernance.

Limites de la notion de services écosystémiques

La troisième partie va nous permettre de préciser le périmètre de légitimité des services écosystémiques en regardant ce que cette notion permet de faire en matière d'appréhension des rapports des hommes aux milieux. Nous avons en effet, dans le projet de recherche sur les services écosystémiques mentionné plus haut, étudié, à partir des cartographies de services écosystémiques, des représentations concrètes de services écosystémiques. Ces représentations, en cartographiant des services, offrent une possibilité de fonder des politiques de gestion. Notre objectif dans cette partie est de regarder toutes les limites que la cartographie de services permet de souligner quant à cette notion.

Cette partie va se structurer en quatre sous-parties :

- › La première proposera une définition des services écosystémiques, qui montre les grands déterminants des services.
- › La seconde s'interrogera sur les conséquences que cela a, concrètement, en termes de modélisation de services.
- › La troisième comparera des types de cartographies différentes.
- › La quatrième partie montrera l'extrême difficulté d'associer des services en un indicateur commun.

Cette partie de la présentation est intégralement fondée sur les travaux publiés dans le livre *Political ecology* des services écosystémiques, avec des chapitres impliquant notamment Johan Oszwald, Simon Dufour, Michel Grimaldi et Solen Le Clech (Le Clech *et al.*, 2014 ; Oszwald *et al.*, 2014 ; Dufour *et al.*, 2014).

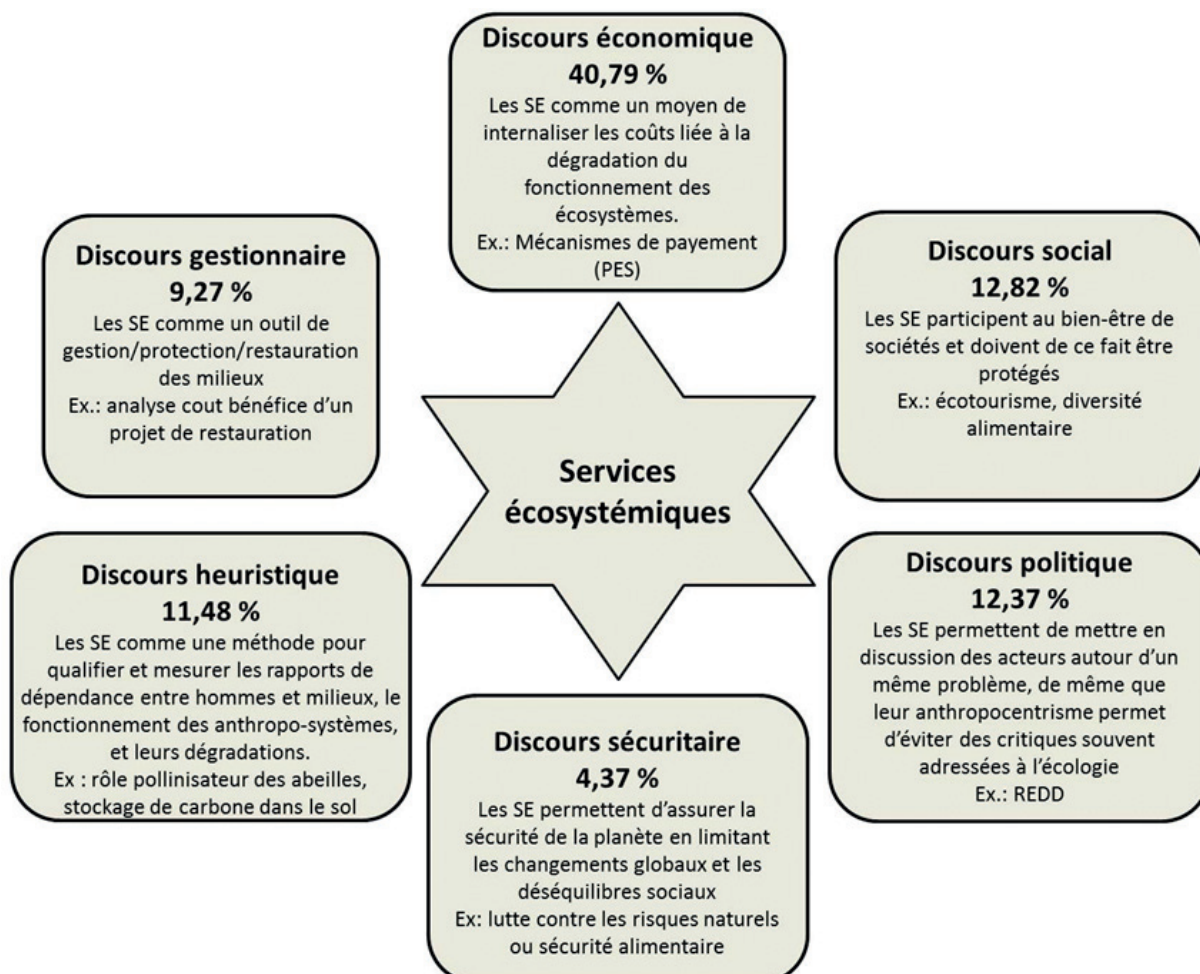


Figure 4. Usages de la notion de services écosystémiques dans les différentes contributions aux différents « brouillons » ayant servi à rédiger la déclaration finale du sommet Rio +20 (Arnauld De Sartre *et al.*, 2014a).

Nous avons cherché, premièrement à donner une définition d'un service écosystémique. Cette définition est adaptée, librement, d'un article d'Estelle Dominati *et al.*, 2010. L'objectif de cette adaptation est de montrer trois éléments :

- Premièrement, la fourniture de services écosystémiques (figure 5) est extrêmement dépendante du substrat physique sur lequel ils sont développés et des pressions anthropiques. Cela constitue deux éléments majeurs de variabilité. En outre, l'utilisation de services est elle-même assez fortement différenciée.
- Deuxièmement, l'utilisation de services écosystémiques est très différente selon les types d'utilisation, notamment les différences économiques et les rapports de pouvoirs qui structurent ces utilisateurs.
- Troisièmement, les impacts anthropiques sur les services sont fortement dépendants du niveau économique de la société qui agit dessus.

Cela a des conséquences directes sur l'estimation de la fourniture de services. En effet, quand on cherche à cartographier des services, il faut être capable d'estimer une valeur de services en tout point d'une carte à partir de mesures ponctuelles. On fait des sondages en des endroits précis, on associe des sondages à des marqueurs disponibles sur une cartographie (l'usage du sol et les caractéristiques d'un milieu) afin de voir quelles covariations on peut observer entre une valeur et ces marqueurs. À partir des covariations identifiées, on peut chercher à faire une estimation des services en utilisant différentes méthodes de modélisation.

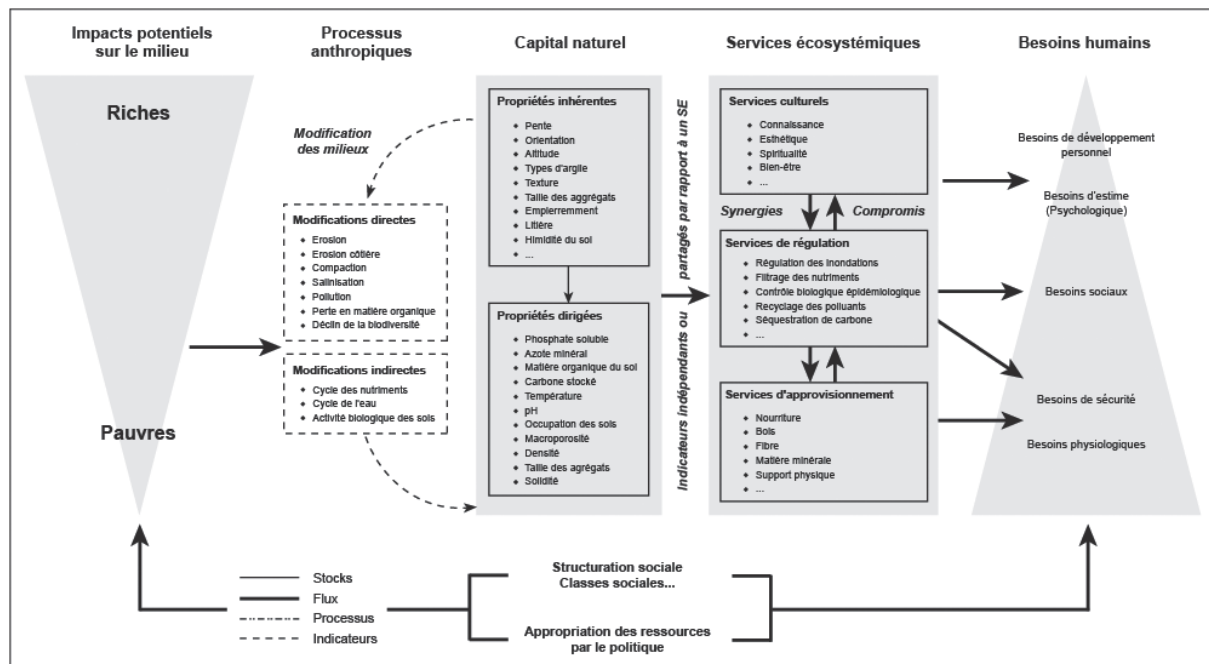


Figure 5. Fourniture de services écosystémiques (figure adaptée de Dominati *et al.*, 2010).

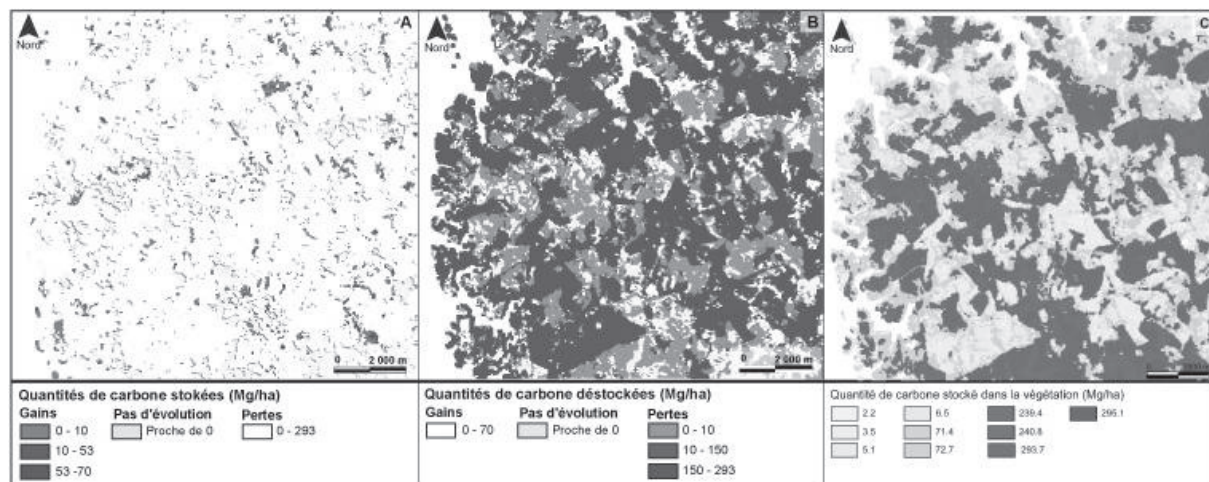


Figure 7. Cartographie des quantités de carbone stockées (en Mg/ha), selon 3 types de modélisation.

Cette approche basée sur la covariation est cependant sujette à de grosses marges d'erreur, du fait notamment des différents impacts anthropiques existants. Nous avons fait cet exercice en Amazonie brésilienne (figure 6) : à partir de 54 points, mesurés sur trois localités, nous avons essayé d'estimer le niveau de fourniture de services à l'échelle des trois localités d'enquête. Sur un seul service écosystémique, selon les méthodes de modélisation choisies, on peut avoir entre 30 et 50 % d'erreur dans nos prévisions de services (c'est-à-dire qu'un point a entre une chance sur deux et une chance sur trois de ne pas fournir la quantité de service que l'on estimait qu'il pourrait fournir).

En termes de cartographie, cela signifie que l'on peut proposer des cartes fortement dissemblables selon le type de modélisation retenue (figure 7).

Or il ne s'agissait ici que d'un seul service. Si l'on répète le travail pour plusieurs services que l'on cherche à faire covarier, on se rend compte qu'il va falloir multiplier le taux d'erreur par le nombre de services, car les covariations entre services sont aléatoires.

La conséquence que l'on en tire, c'est que quand on mesure des services écosystémiques en des points, on est obligés d'admettre des taux d'erreur très élevés. Cela ne pose pas de problème quand l'objectif est d'obtenir des ordres de grandeur, mais ces ordres de grandeur ne sauraient servir à justifier, sur des bases quantitatives, des politiques de gestion. Ils ne peuvent qu'orienter l'action.

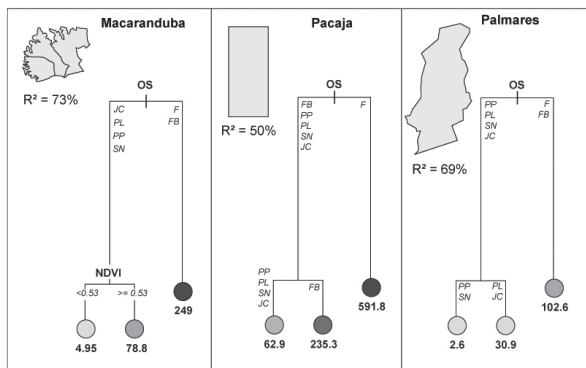


Figure 6. Modèle local expliquant les variations observées dans les stocks de carbone de la végétation à partir d'un échantillon de 45 points de mesure (sites de Maçaranduba, Pacaja et Palmares) en 2007 (Le Clec'h et al., 2014).

CONCLUSION : un périmètre de légitimité à géométrie variable

C'est ce que nous avons représenté la figure 8, publiée également dans un autre support (Dufour et al., 2016) et qui sert, dans la figure 8, à préciser ce que nous entendons par périmètre de légitimité. Ce schéma distingue trois usages possibles de la notion de services écosystémiques (usage pédagogique, usage politique et usage financier). Il estime jusqu'à quelle échelle chaque usage peut être réalisé avec un taux raisonnable d'erreur, avec quelle méthodologie et quelle fiabilité des résultats il permet d'obtenir. Il permet de montrer que l'usage pédagogique de la notion de services écosystémiques ne pose pas de problème particulier, à toutes échelles. Son usage politique, lui, est surtout possible à des échelles locales, pour orienter des actions précises (comme dans le cas de la compensation écologique par exemple). Par contre, la notion de services écosystémiques permet d'obtenir des estimations de valeurs qui sont très incertaines et qui ne sauraient servir à fonder la tant redoutée marchandisation de la nature.

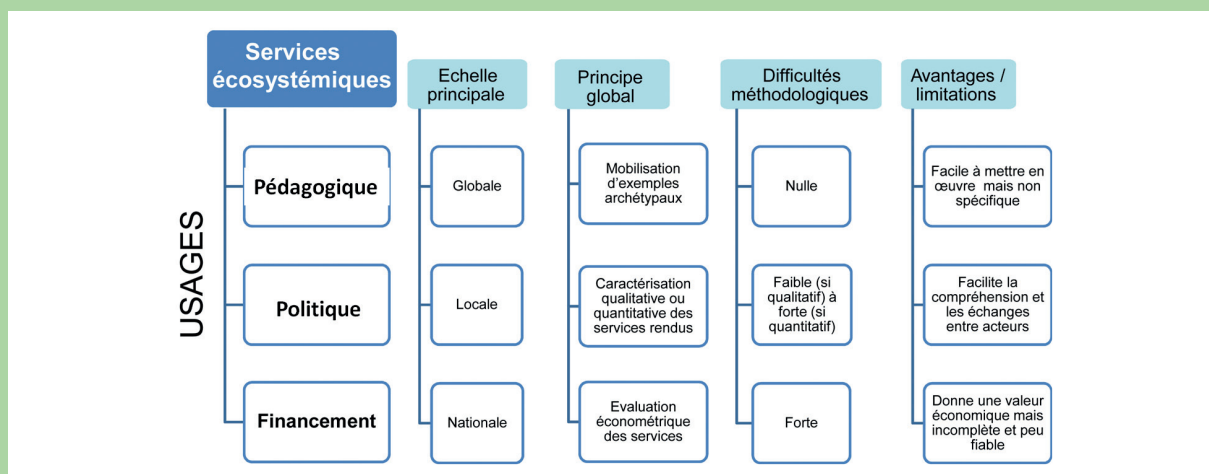


Figure 8. Usages, échelles et limites de la notion de services écosystémiques.

Références bibliographiques

- Alcamo, J., Bennett, E.M., Millennium Ecosystem Assessment (Program), 2003, *Ecosystems and human well-being : a framework for assessment*, Washington, DC, Island Press.
- Arnauld de Sartre, X., Castro-Larrañaga, M., Chartier, D., 2014a, Du MEA à Rio+20: déploiement et usage de la notion de services écosystémiques, in X. Arnauld de Sartre, M. Castro-Larrañaga, S. Dufour, J. Oszwald (dir.), *Political ecology des services écosystémiques*, Bruxelles, PIE Peter Lang, p. 85-115.
- Arnauld de Sartre, X., Castro-Larrañaga, M., Dufour, S., Oszwald, J. (dir.), 2014b, *Political ecology des services écosystémiques*, Bruxelles, PIE Peter Lang.
- Berkes, F., 2002, Cross-scale institutional linkages for commons management : perspectives from the bottom up, in E. Ostrom, T. Dietz, N. Dolšak, P. C. Stern, S. Stonich, E. U. Weber (dir.), *The drama of the commons*, Washington, DC, The national academies press, p. 293-315.
- Berkes, F., Folke, C., Colding, J., 1998, *Linking social and ecological systems : management practices and social mechanisms for building resilience*, Cambridge, U.K. ; New York, NY, USA, Cambridge University Press.
- Berkes, F., Colding, J., Folke, C., 2003, *Navigating social-ecological systems : building resilience for complexity and change*, Cambridge ; New York, Cambridge University Press.
- Broughton, E., Pirard, R., 2011, « What's in a name? Market-based Instruments for Biodiversity », *Health and Environment Reports (IFRI, Paris)* (8).
- Castro-Larrañaga, M., Arnauld de Sartre, X., 2014, De la biodiversité aux services écosystémiques: Approche quantitative de la généalogie d'un dispositif, in X. Arnauld de Sartre, M. Castro-Larrañaga, S. Dufour, J. Oszwald (dir.), *Political ecology des services écosystémiques*, Bruxelles, PIE Peter Lang, p. 49-83.
- Christensen, P.P., 1989, « Historical roots for ecological economics — Biophysical versus allocative approaches », *Ecological Economics*, 1 (1), p. 17-36.
- Costanza, R., 1989, « What is ecological economics? », *Ecological Economics*, 1 (1), p. 1-7.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R.S., 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., 1997, « The value of the world's ecosystem services and natural capital », *Nature*, 387, p. 253-260.
- Daily, G. (dir.) 1997, *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystem*, Washington D.C., Island Press.
- Desvallées, L., 2014, Une contestation des paiements pour services environnementaux: le rôle des ONG dans la critique des REDD+, in X. Arnauld de Sartre, M. Castro-Larrañaga, S. Dufour, J. Oszwald (dir.), *Political ecology des services écosystémiques*, Bern, P.I.E. Peter Lang, p. 117-141.
- Dominati, E., Patterson, M., Mackay, A., 2010, « A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils », *Ecological Economics* (69), p. 1858-1868.
- Dufour, S., Arnauld de Sartre, X., Le Clec'h, S., Castro, M., Oszwald, J., 2014, Cartographie, services écosystémiques et gestion environnementale. Entre neutralité technicienne et outil d'empowerment, in X. Arnauld de Sartre, M. Castro, J. Oszwald, S. Dufour (dir.), *Political ecology des services écosystémiques*, Bruxelles, PIE Peter Lang, p. 225-245.
- Dufour, S., Arnauld de Sartre, X., Castro, M., Oszwald, J., Rollet, A.-J., 2016, « Origine et usages de la notion de services écosystémiques : éclairages sur son apport à la gestion des hydrosystèmes », *Vertigo*, La revue électronique en sciences de l'environnement (Hors série no 25, mis en ligne le 26 août 2016, consulté le 01 février 2017. URL : <http://vertigo.revues.org/17435> ; DOI : 10.4000/vertigo.17435).
- Gautier, D., Benjaminsen, T.A. (dir.), 2012, *Environnement, discours et pouvoir. L'approche de political ecology*, Versailles, Editions Quae.
- Gunderson, L.H., Holling, C.S., 2002, *Panarchy : understanding transformations in human and natural systems*, Washington, DC, Island Press.
- Kull, C., Arnauld de Sartre, X., Castro-Larrañaga, M., 2014, « The political ecology of ecosystem services », *Geoforum*, 61 (1), p. 122-134.
- Le Clec'h, S., Dufour, S., Oszwald, J., Grimaldi, M., Jegou, N., 2014, Spatialiser des services écosystémiques, un enjeu méthodologique et plus encore, in X. Arnauld de Sartre, M. Castro, J. Oszwald, S. Dufour (dir.), *Political ecology des services écosystémiques*, Bruxelles, PIE Peter Lang, p. 205-223.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005, *Ecosystems and human well-being : synthesis*, Washington, DC, Island Press.
- Mol, A.P.J., Sonnenfeld, D.A., Spaargaren, G., 2009, *The ecological modernisation reader : environmental reform in theory and practice*, London ; New York, Routledge.
- Ostrom, E., 1990, *Governing the commons: the evolution of institutions for collective action*, Cambridge, Cambridge University Press.
- Oszwald, J., Grimaldi, M., Le Clec'h, S., Dufour, S., 2014, Des processus biophysiques aux indicateurs de services écosystémiques. L'apport des approches paysagères, in X. Arnauld de Sartre, M. Castro, J. Oszwald, S. Dufour (dir.), *Political ecology des services écosystémiques*, Bruxelles, PIE Peter Lang, p. 191-203.
- Rist, G., 1996, *Le développement, Histoire d'une croyance occidentale*, 2nde, Paris, Presses de Sciences-Po.
- Sachs, I., 1993, *L'écodéveloppement*, Paris, Syros.

12



Les services écosystémiques sous l'angle de la négociation

Sophie Allain

Chercheuse, UMR INRA-AgroParisTech SADAPT

L'objectif de cette présentation n'est pas de réaliser un état de l'art, mais d'ouvrir à un dialogue pluridisciplinaire en faisant mieux comprendre le questionnement en sciences humaines et sociales en matière de négociation.

La négociation comme processus social central d'une gouvernance des services écosystémiques

Les services écosystémiques sont définis comme les bénéfices que les humains retirent des écosystèmes. On distingue ainsi :

- › des services d'approvisionnement
- › des services de régulation
- › des services culturels
- › des services de soutien.

Ces bénéfices présentent deux caractéristiques : ils concernent un collectif humain et ils ne peuvent pas tous être produits de manière optimale en même temps, à un même endroit donné.

De ce fait, leur gouvernance dépasse le cadre des relations privées et constitue **un problème public** qui revêt deux grandes questions :

- › Comment décider des services qui seront favorisés ?
- › Comment favoriser la production de services écosystémiques ?

Ces choix impliquent :

- › des échelles territoriales variées
- › des pas de temps différents
- › des incertitudes importantes.

Tous les services écosystémiques mettent en jeu **des tensions potentielles** entre les acteurs concernés, qui vont agir chacun à leur manière pour défendre leur ligne d'action, leur point de vue ou leurs intérêts :

- › les acteurs publics par différents types d'instruments d'intervention
- › les groupes sociaux (acteurs économiques, associations, experts...), plus ou moins organisés, par des manifestations, des actions de lobbying, etc.
- › les individus en utilisant leurs marges de manœuvre socio-politiques.

Ainsi se crée **un jeu d'interactions sociales**. Or, dans la gouvernance environnementale, on constate une relative impuissance de la puissance publique, ce qui a amené à développer fortement la voie contractuelle et la concertation. Par ailleurs, le jeu d'interactions sociales se déroule en situation d'interdépendance : nul n'a le pouvoir de décider seul, ou, au minimum, les porteurs de projet, publics ou privés, sont conscients de devoir parvenir à une certaine « acceptabilité sociale ».

On assiste donc à des processus d'influences réciproques et à la nécessaire mise en place de concessions et de compromis. Ainsi naît l'idée de négociation, qui peut être définie comme un processus de communication volontaire entre des acteurs interdépendants en divergence avérée ou potentielle vis-à-vis d'une situation donnée, afin de parvenir à un accord pour améliorer cette situation.

Plus précisément, une négociation se caractérise par :

- › l'implication de plusieurs parties impliquées (individus, groupes)
- › une divergence d'intérêts ou de points de vue (on reconnaît et on assume donc l'existence de désaccords et une possibilité de confrontation)
- › l'interdépendance entre les parties prenantes
- › le besoin de faire progresser la situation, la volonté de parvenir à une solution mutuellement acceptable.

Cependant, dans le champ environnemental, les processus négociés présentent plusieurs spécificités :

- › Les négociations sont rarement explicites (peu de négociations institutionnalisées, poids de l'idée de concertation et de dialogue). On a plutôt affaire à :
 - › des négociations tacites
 - › des situations d'impasse ou de statu quo à débloquer
 - › des concertations réglementaires.

- › Les négociations sont multilatérales, avec un nombre important d'acteurs et de questions en jeu, ce qui est à la fois source de complexité, mais aussi de marge de manœuvre.
- › Il existe une grande diversité d'acteurs et des asymétries de pouvoir marquées :
 - › acteurs institutionnels / habitants, usagers, public
 - › acteurs identifiés, constitués, légitimes / acteurs à identifier, à constituer, à légitimer,
 - › avec des langages très différents (réglementaire, technique...), ce qui engendre des difficultés de communication et introduit des rapports de force entre « sachants » et profanes.
- › Ce sont non seulement des intérêts et des points de vue différents, mais aussi des valeurs incommensurables.
- › Les situations d'interdépendance sont complexes, avec de nombreuses interactions en jeu et s'inscrivent dans un cadre territorial qui ne va jamais de soi.
- › Les démarches sont plus ou moins volontaires, car elles peuvent répondre à des obligations réglementaires (concertation inscrite dans une procédure) ou à des injonctions publiques (menace de sanctions).
- › La notion d'accord doit être entendue au sens large (contrats, nouvelles règles, représentation partagée...).

La négociation peut ainsi porter :

- › sur des questions techniques
- › sur les acteurs qui en feront partie
- › sur le territoire concerné
- › sur un cadre organisationnel.

Il en résulte que la négociation ne peut se résumer à la définition de compensations ou de rétributions économiques, mais doit être vue comme un processus d'action collective.



La négociation comme outil d'analyse et d'accompagnement d'une action collective

Pour bien comprendre ce qu'est l'analyse d'une négociation, on la situera tout d'abord par rapport à l'analyse des « jeux d'acteurs » de la sociologie des organisations, mieux connue.

Alors que cette dernière s'intéresse à des champs de l'action organisée, aux stratégies mises en œuvre par les acteurs pour garder leurs marges de manœuvre et aux compromis obtenus par des ajustements qui restent des boîtes noires, la négociation porte, elle, sur des champs d'action peu ou pas structurés, des logiques d'action mues par des intérêts, mais qui ne sont pas forcément bien définies et qui peuvent être évolutives, et elle s'intéresse de manière centrale aux séquences d'échanges entre parties prenantes.

En négociation, il s'agit donc :

- › d'une part, de saisir l'action collective dans tout son déploiement et dans son déroulement concret sur un pas de temps donné,
 - » en repérant les points de tension, les blocages ou impasses temporaires, comme les points d'accord partiels
 - » en mettant en évidence la logique de production de nouvelles règles.
- › d'autre part, de décrypter les micro-interactions à l'œuvre.

Analyser les processus sociaux en jeu dans la préservation des systèmes écosystémiques sous l'angle de la négociation permet :

- › d'une part, de fournir une compréhension de ce type de processus, utile tant aux décideurs publics qu'aux chercheurs qui y sont impliqués,
- › d'autre part, d'enrichir les cadres de compréhension de la négociation et de l'action collective environnementale et d'ouvrir de nouvelles pistes de recherche dans ce domaine.

Pour les scientifiques, une analyse en termes de négociation peut notamment permettre de comprendre à quelles conditions certaines mesures techniques peuvent être acceptées, ou encore de mieux asseoir certaines hypothèses.

Pour les décideurs publics, ce type d'analyse peut les aider à savoir comment lever des blocages et mettre en place des formes de gouvernance adéquates.

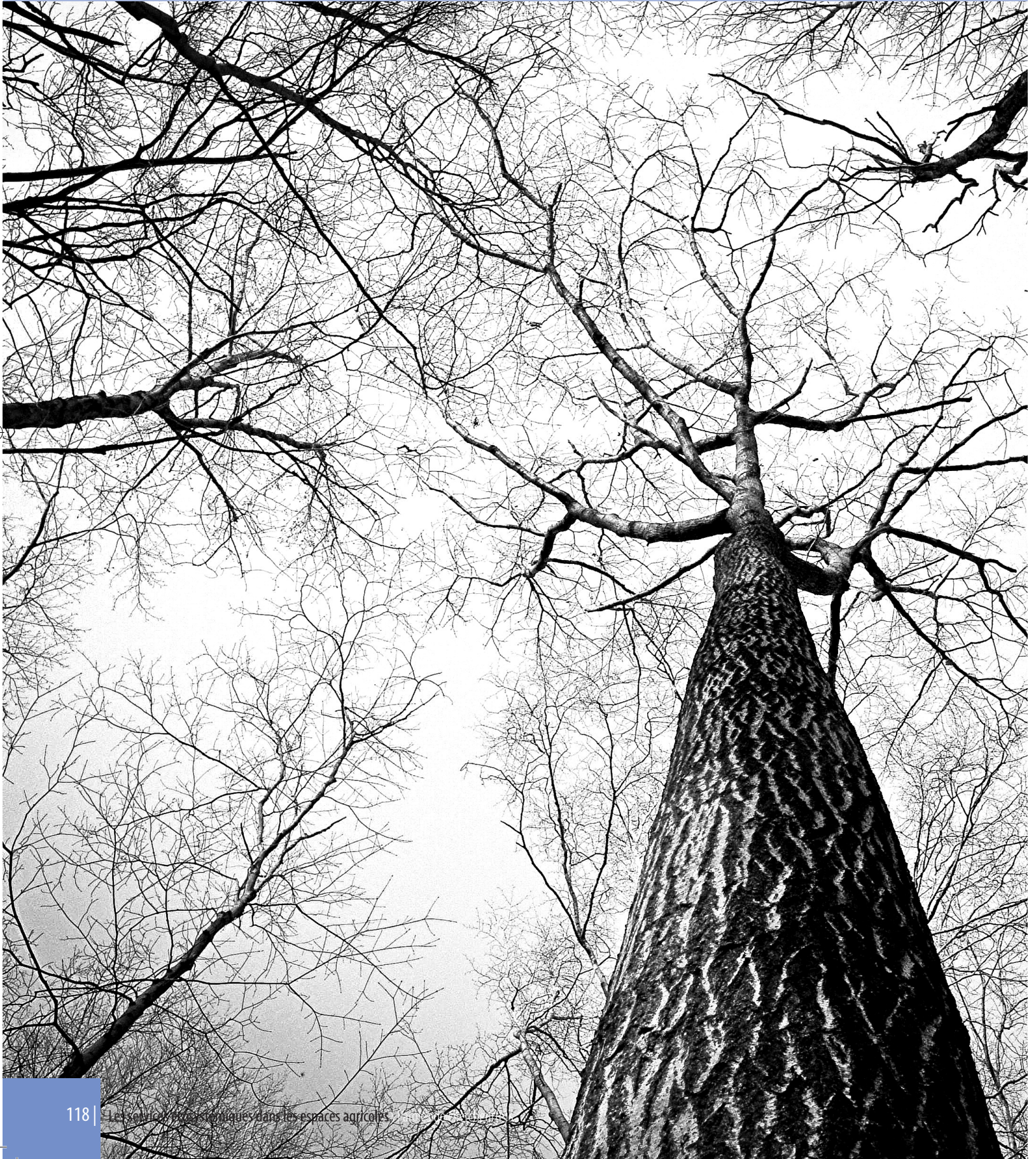
Pour les recherches en négociation, sur l'action collective et sur l'action publique, une telle démarche permet :

- › **un approfondissement** de certaines dimensions de la négociation et la comparaison par rapport à d'autres actions collectives environnementales (ex : analyse du rôle de certaines parties prenantes, analyse des registres d'argumentation)
- › **la conception de méthodes et de systèmes de médiation** (dans une optique de recherche-action notamment). Par médiation, on entend la facilitation d'une négociation, en tant que tiers n'ayant pas de pouvoir de décision et extérieur aux enjeux traités. Cet ensemble de recherches porte sur :
 - » des dispositifs organisationnels d'échanges ou dispositifs délibératifs (par exemple : comment penser l'interface science / citoyens ? Comment penser des dispositifs délibératifs multi-échelles ?)
 - » des supports d'interactions sociales (par exemple des systèmes multi-agents)
 - » des démarches de médiation (par exemple un audit patrimonial)
 - » des stratégies de médiation (par exemple : faut-il associer le public et comment ?).
- › **la conception de méthodes de formation de facilitateurs** (par exemple : qui peut faciliter de tels processus ? Quelles compétences sont nécessaires ? Quels modes d'apprentissage proposer ?)
- › **une analyse des accords et de leurs conditions pratiques d'émergence** dans une optique d'analyse de politiques publiques - ligne de recherche en interface avec d'autres disciplines, comme l'économie- (par exemples : quels types d'arrangements institutionnels sont mis en place ? Quelles formes d'hybridation avec d'autres instruments publics ? Quelles transformations de l'action publique et quels nouveaux outils d'intervention ?).



Conclusion

Les services écosystémiques ne constituent pas un champ de questionnement nouveau en négociation par rapport au domaine plus vaste de l'action collective environnementale, mais représentent un terrain intéressant pour ce type de recherche, qui peut par ailleurs fournir des cadres de compréhension très utiles pour les scientifiques travaillant sur ces sujets et pour les décideurs publics.



13



Cognitive framing, collective action and ecosystem services

Roldan Muradian

Universidade Federal Fluminense, Brazil

I would like to start referring to the work of Michael Polanyi. Most of you know Karl Polanyi, and Michael was Karl's "forgotten" brother. It was an amazing family. Two pupils of Karl Polanyi as well as his son received the Nobel Prize in Chemistry. Michael Polanyi was a very famous chemist and decided, perhaps because of a mid life crisis or whatever reason, to move into social sciences, and the University of Manchester, where he has been professor of physical chemistry since 1933, created a chair in social sciences just for him in 1948. He could then develop his own ideas on the philosophy of science and other social issues. That is quite amazing. He was a kind of Renaissance man in the middle of the 20th century.

One of Michael Polanyi's first books on social sciences was about the relationship between science, faith and society (Polanyi, 1946). This is a book from 1946, in which he made quite an anti positivist statement: 'objective experience cannot compel a decision about alternative interpretations. A decision can be found only by a process of arbitration'. Polanyi argued that, to a large extent, such an arbitration is determined by what he called the premises of science, which he defined as fundamental guesses of science, concerning the nature of things. These were irrational and pre analytical guesses of reality and therefore quite anti positivist in the sense that these guesses come before our objective experience, and to a large extent determine decisions about alternative interpretations about it.

Some years later, Schumpeter dedicated his presidential address to the American Economic Association to the role of ideology in economics, and ironically said that most economists admitted the presence of ideological bias (Schumpeter, 1949). However, they find it only in other people and never in themselves. If you are a marxist, you think that neo classicists are very biased, and it also goes the other way round. In economics – and I also think in sociology and all the social sciences – it is quite evident that we only see ideological biases in others.

Objective experience cannot compel a decision about alternative interpretations. The decision can be found only by a process of arbitration

Michael Polanyi

However, Schumpeter argued – and I think that this was a novelty – that ideological proposals were not intentionally constructed but truthful statements of what we really think that we see. For Schumpeter, the perception of a set of related phenomena was a pre scientific act determined by a vision or intuition. Words such as ‘vision’, ‘intuition’ and ‘guesses’ are of course quite unscientific words, but according to Schumpeter their influence was inescapable. He said ‘although we proceed slowly because of ideologies, which constrain our reality, we know that we might not proceed at all without them.’ This is a key point – we cannot escape ideologies or cognitive frameworks. More recently, Daniel Bromley, in an article (Bromley, 1990) aiming to explain why the principle of efficiency (in the Pareto sense) has become an objective truth rule in neoclassical economics, defined ideology as a “shared system of meaning and comprehension”, or a “structure within which information is supplied and processed, directions are given and justification for certain behavior is provided”. He proposed that in science, ideologies are reinforced and propagated mainly by training. He said that “indeed the very act of acquiring training in a particular scientific discipline is to understand and accept its ideology”.

Formal training in science is very much about acquiring guesses or fundamental premises, in Polanyi’s words. In fact, one of the main proposals of Polanyi’s book was that the premises underlying a major intellectual process are never formulated and transmitted in the forms of definitive precepts but are acquired through a process similar to the transmission of knowledge that took place between master and pupil in the old sense of a Renaissance atelier. You acquire skills that you are not fully aware of. In the same sense, you acquire ideological bias and cognitive frameworks without being totally aware of them. That is why it is so difficult to look at your own biases. You only realise biases when you look at other people, especially when they are from another school of thought.

The point is therefore that we need cognitive frameworks to comprehend reality. It is a sort of structural necessity for our brains – we cannot function in the world without these cognitive frameworks. Much of our childhood – and this is why human childhood is so long – is just about acquiring these frameworks and culture, and a lot about acquiring culture has to do with acquiring these guesses. The choice of framework is therefore a pre analytical decision that determines, to a large extent, the way that we perceive problems and the solutions that we figure out.

In environmental governance – and now we are moving closer into the subject of our seminar today – there are conflicting frameworks, as you know. And in this field, the role of frameworks in guiding interventions and policies is extremely important because there is a high level of uncertainty about effectiveness (we lack information about what works and does not).

Let us take the example of biodiversity conservation. I think that what we have seen during the last decade has been generalised adoptions of particular paradigms that have followed a lifecycle. From the 1960s to the 1970s and late 1980s, there was a generalised adoption of protected areas as being the best approach for dealing with biodiversity conservation worldwide. But when the evidence against protected areas was mounting, in the 1990s, there was then a paradigm shift towards the so called integrated conservation and development approaches. Then, much later, about 10 years ago, there was another paradigm shift towards what we now call PES – payments for ecosystem services. The tenets and premises of these three paradigms are summarized in table 1.

I would like to say a few words about the way these things work out: a particular paradigm thrives for two different reasons – a configuration of actors and new ideas – and spreads rapidly around the world, but without much evidence about its effectiveness. That is still the case nowadays. For example, we do not have a lot of empirical evidence about the effectiveness of these three different approaches to biodiversity conservation and there are some good papers dealing with that, which show that we are taking very important decisions and adopting paradigms without having strong evidence on how they operate, or the impact they have. Basically, we adopt them based on a belief system.

These belief systems or paradigms have their own lifecycle. First of all, they emerge coinciding with the crisis of the previous paradigm (which creates a window of opportunity for new ideas) and some promoting agencies (e.g. scientists, consultants, officials) and other powerful agencies (e.g. funding agencies, multilateral organizations, governments, development bodies, big international NGOs) take up the idea and spread it everywhere. There are then other organisations that play a subaltern role, such as non-governmental organizations (NGOs) in developing countries, which are constrained, in a way, to take on the new paradigm, because funding is normally attached and conditioned to the adoption of that particular paradigm, and so on. I do not have the time to go into this in detail. However, that is exactly what happened with payments for ecosystem services and we can explain

why it has been so widely adopted at a global level even though we do not have yet much evidence on its effectiveness.

Today I want to talk about two main approaches for addressing environmental problems – and there are more of them. I conceive them as cognitive frameworks. One of these is the framework of market environmentalism and the other is the framework

of collective action. For the sake of exemplification and simplification, I would like to place them as opposing, conflicting and competing frameworks for interpreting reality. However, a more nuanced analysis that acknowledge compatibility between these frameworks would be in principle also possible.

	Protected areas	Integrated approaches (conservation and development)	Coasean PES*
Core of the approach	Exclusion of humans from natural ecosystems	Promotion of alternative productive activities	Direct compensation of opportunity costs
Main assumptions	Economic activities and biodiversity conservation are irreconcilable	Alternative economic activities will reduce the pressure on ecosystems and create incentives for their conservation	As far as demand and supply of ecosystem services are met, appropriate uses of ecosystems are ensured
Main criticisms	Social exclusion is unfair, and unfeasible in most places	Interventions with multiple objectives tend to be ineffective	Effects on motivations not well understood It needs stakeholders able to pay It is not clear how long-term sustainability will be ensured In many cases, additional impacts cannot be demonstrated
Policy instruments	Command-and-control	Technical and external support	Market-based
Main stakeholder	State	Local communities Development agencies	Buyers of ecosystem services Suppliers of ecosystem services Intermediaries
Expected policy outcomes	Win-Lose	Win-Win	Win-Win
Concern for complexity	Low	High	Low
Catchwords	Parks	Adaptive co-management; local knowledge; multi-level governance	Direct payments, transaction costs, conditionality

Table 1. Attributes of different conservation paradigms.

* Coasean PES result from direct negotiations between ecosystem service beneficiaries and ecosystem service providers.

The Framework of Market Environmentalism

What we can call the mainstream framework for understanding environmental problems today is market environmentalism as reflected in the influential report on the green economy (UNEP, 2011). This is an old approach, which started in the 1930s with the work of Arthur Pigou, John Krutilla, Ronald Coase and other founding authors of environmental economics. The key premise of this framework is that, basically, environmental problems are externalities – externalities as economists understand them: the impact that one agent causes to another agent that is not mediated by market transactions.

From this perspective, environmental problems are the result of market failures and a key proposition is to get the right price. The key goal of policymakers should therefore be just to internalise the costs that are socialised by private agents, and through that process solve the problem – that is, through the process of price internalisation, compensation between agents can take place and the externality problem solved. It is within this framework that the initial way payments for ecosystems services were defined. Such payments were therefore just a way of internalising externalities through markets.

That may be a controversial statement, but I would like to go with it and discuss it later. I think that the ecosystem services approach is the result of the market environmental framework. I assume that you all know what the ecosystem services approach is. Such approach was consolidated in the Millennium

Ecosystem Assessment and it conceptualises the benefits that humans receive from nature as a set of discrete services that can be actually delimited, measured, valued and eventually incorporated into markets. Even though incorporation into markets is not a necessity, the framework foresees this possibility.

In the way that they have been formulated, ecosystem services can be easily understood as missing markets and positive externalities. The main innovation of the ecosystem services approach is that it stresses the role of positive externalities through the benefits that we derive from nature, while up until that time environmental economics dealt mainly with negative externalities – pollution. Ecosystem services therefore changed the focus from pollution – negative externalities – to positive externalities, but the framework remained the same.

The major features of the ecosystem services approach are presented in table 2. Firstly, there are **actors**: two main players are defined – the providers of the ecosystem services and the beneficiaries. It is therefore logical to think about arrangements between these two groups of actors.

When it comes to **values**, there is a predominance of utilitarian values in the way it looks at the natural environment. Even though it might acknowledge diverse “cultural services”, in the end nature is seen as source of benefits to human societies – and it is not by chance that the word ‘services’ has been chosen – and this reflects a very utilitarian value system.

Actors	Two main players: Providers and beneficiaries of ecosystem services
Values	Value-reductionist: Predominance of utilitarian values
Ecosystem services	<ul style="list-style-type: none"> Discrete; additive Provisioning, regulating and cultural services are considered as equivalent and comparable (only differentiated for classification purposes) Supporting services have a hierarchical relation to the other types of services, but do not receive a special consideration while using valuation methods Ecosystem disservices are neglected It does not incorporate institutional diversity of ecosystem services (property regime; degree of excludability and rivalry, etc.)
Notion of well-being	Very broad, not well-defined
Relationship between ecosystem services and well-being	Depicted as linear, not yet very well elaborated

Table 2. Major features of the ecosystem services approach.



The **services** themselves have been conceived as discrete – you can clearly delimit the services – and additive – so that if you value those services, you can add up the values to estimate the total value of a given ecosystem, for example.

Another distinctive feature of the framework is that there is a broad division between provisioning, regulating, cultural and supporting services, which are the four main categories of services defined. The three main categories – provisioning, regulating and cultural services – are considered as equivalent and comparable. As they are equivalent and comparable, you can add them together when estimating values. Supporting services have a hierarchical relationship to the other services but do not receive any special consideration when using valuation methods.

Another very distinctive feature of the ecosystem services approach is that ecosystem “disservices” are neglected. This reflects a very strong ideological bias towards the positive impacts of the environment and is fully blind to the negative impacts of the environment on human life. A further distinctive feature is that it is also relatively blind with regard to the institutional diversity of the services. The framework is not very capable of dealing with the diversity of the arrangements with regard to property regimes, the degree of excludability and rivalry and so on. It is therefore quite institutionally blind.

With regard to the notion of **wellbeing**, it adopts a very broad and not very well defined notion of wellbeing. The **relationship between ecosystem services and wellbeing** is depicted as being linear and it is still not very well elaborated. What we have in the ecosystem services approach is a very simple arrangement of squares and arrows connecting ecosystem services and well-being. There are a lot of arrows and squares, but there is no elaboration on the meaning of the arrows or what constitutes wellbeing. Categories are depicted in a very simplistic way, including the additive and equivalent features of services and the relationship between them and well-being. However, the point is that this kind of approach is extremely instrumental for the thriving of market environmentalism because it completely fits its key premises.

Limitations of market environmentalism

Most of you probably already know that for markets to operate properly they need to meet a series of conditions. First, they need a high degree of commodification, so we need something to sell (something to be trade). Markets also need a high degree of voluntariness, freedom to engage in an exchange or not. The exchange of rights need also

to be embedded in a price system, which then in turn needs competition and a series of other conditions. However, the point is that due to the public character of most ecosystem functions, markets face serious limitations as instruments in the governance of ecosystem services. That is why the so called market base instruments for environmental governance are far from being markets. We published a recent special issue of Ecological Economics precisely on this subject (Gómez-Baggethun and Muradian, 2015), showing that so-called market based instruments are usually a long way from being markets. What we have in reality is a huge diversity of institutional arrangements for dealing with environmental governance, even within the instruments that we call market based instruments, because they do not meet the conditions mentioned above.

The other main limitation of market environmentalism is that it does not incorporate important categories for the analysis of social struggles regarding access to and management of natural resources or environmental burdens (e.g. pollution), such as power or social justice, nor does it deal properly with distributional aspects. This is a serious limitation because most or all environmental problems involve conflicts between social groups. They are basically conflicts of interests. Any environmental problem can be defined as a conflict of interests. Otherwise there would be no problem. In my view, understanding conflicts only from the perspective of market transactions is a quite limited vision.

This framework assumes that social disputes can be solved through the transfer of resources between social agents, but that is not always the case. It might happen in some cases, such as when compensation might solve environmental conflicts, but in many other instances this is not the case. There are many other notions involved in social conflicts, such as the notion of rights, and by definition rights are not tradeable. You cannot sell all kinds of rights – some types of rights cannot be dealt with in the market. There is also the notion of justice, which is also beyond the market. Justice cannot be addressed only in a market sphere, even though markets can be subject of justice.

The other issue is that in this framework environmental problems tend to be basically considered as technical problems and a matter of the internalisation of costs. This is a very interesting point. If you read carefully Hardin’s paper, The Tragedy of the Commons (Hardin, 1968), which is very well known for discussing the danger of the open access to natural resources, the main issue is not the tragedy of the commons but what Hardin called ‘non technical solution problems’, which were



defined as problems whose solutions are in the realm of values and morality. Hardin talked about the Cold War, which was very important at the time, as an example of this type of problem. The Cold War has not been solved and could never be solved through technical solutions, such as an increasing accumulation of weapons. That is why he called for attention to the non technical solution problems.

Collective Action Framework

I will now move to an alternative framework. From the perspective of the collective action framework, it appears to be very clear that environmental problems are not always technical problems. Some environmental issues may have a technical solution but most of the time the solution, as with many other kinds of conflicts, lies in the realm of values and morality, as Hardin called it.

The key premise of this framework is that collective action can arise in any situation that involves a kind of misalignment of interests between agents and it requires a degree of concerted action between them in order to solve such a misalignment. I think that it is important to stress that the notion of collective action should not be restricted to situations characterised by the existence of a group or resource users in a common property regime. We normally associate collective action to forest, fisheries or water management for which a group of resource users share a common pool and have to develop rules to manage that pool. Elinor Ostrom studied extensively this issue. However, we can actually expand the collective action framework to any situation where there is a kind of misalignment of interests between any type of agents.

The main contribution of new institutional economics has been to say that there is a continuum of coordination mechanisms between agents: between the extreme of hierarchical solutions – top down, command and control – to a market governance structure. Markets are just one type of coordination mechanism. We then have the contribution of Oliver Williamson and other influential new institutional economists, who have characterized different types of coordination mechanisms.

The second issue is that institutions are by definition context and culturally dependent. This means that we should be very careful about adopting a one size fits all type of solution, which tends to be the approach of market environmentalism. From the perspective of the collective action framework, social agents are considered as individuals with complex motivations. They have selfish interests but they also have the capacity to cooperate, follow social norms and act altruistically, reciprocally and

so on. The behaviour of these agents is conditioned by shared norms and expectations. These are quite different assumptions about the behaviour of agents compared with neoclassical economics, for example.

From this perspective, therefore, environmental problems are seen as the result of a governance deficit and not as a market failure. Governance deficits arise when institutions are not properly suited to solving the problem at stake.

Such situations often encompass struggles over rules, which usually involve debates about who decides and which mechanism for decision making should be used. The procedural issues are therefore also important from this perspective. As well, from this point of view, we need to pay attention to institutional change as a way of dealing with the resolution of environmental problems. Institutional change, even for the same problem, can take a variety of ways. As I said earlier, from this perspective there is a lot of suspicion about one size fits all approaches.

What is therefore important is that changes in rules and in institutions reflect equity and justice concerns affecting the distribution of power and the costs and benefits for the actors involved, without disregarding the importance of social efficiency as a criterion. It therefore adds other criteria to the core concern of market environmentalism, which is mainly efficiency considerations.

We can compare the two previously described perspectives, summarized in table 3. In a nutshell, we can say that the key word in market environmentalism is “externality”, while in the institutional framework it is “coordination failure”. The sources of environmental problems are market failures in the former and social dilemmas in the latter. The main policy principles guiding the collective action framework are efficiency gains, equity issues and procedural justice, while efficiency considerations have a preponderant role in the case of market environmentalism. Whilst in one framework (market environmentalism), the main goal of policy options is internalisation – getting the prices right – in the other one it is to solve governance deficit – getting the rules and the actors right. The preferred policy tools are “market based” instruments in the case of market environmentalism, while the collective action framework has a preference for policy mixes: a combination of hierarchical and market instruments depending on the specific situation at stake.



	Market environmentalism	Institutional framework (Collective action)
Keyword	Externality	Coordination failure
Core source of environmental problems	Market failure	Social dilemma
Main policy principle	Efficiency gains	Efficiency gains and procedural justice
Goal of policy options	Internalization (get the prices right)	To solve the governance deficit (get the rules right)
Preferred policy tools	Market-based instruments	Policy mixes (combination of hierarchical and market instruments)

Table 3. A comparison of two alternative framings for understanding and addressing environmental problems

CONCLUSION

To end, I would like to raise some questions for the discussion. **From the perspective of the collective action framework, is the ecosystem services approach a useful metaphor?** I think that this is quite an important question for the research programme you aim to develop here because there seems to be a kind of contradiction. I have tried to show you that the ecosystem services approach comes from market environmentalism. If we want to deal with collective action then we must wonder to what extent ecosystem services is a useful metaphor (analytical tool). Additionally, a related question is **what type of synergies might arise from the interaction between the ecosystem services approach and the analysis of collective action?**

Finally, I have tried to think about what is the usefulness of the ecosystem services approach for the analysis of collective action and I tried to divide this into three main dimensions. The first dimension has to do with actors and, personally, I think that the main contribution of the ecosystem services approach has been in this domain: identifying and paying attention to new actors, and to the interactions between them through ecosystem functions. It might therefore be useful for identifying interdependencies between social groups through ecological functions. The ecosystem services approach might be useful to stress these ecological interdependencies (that we often forget) and to identify the misalignment of interests between the concerned social groups. I think that the ecosystem services approach might be useful for this actor analysis, and more specifically for identifying what the ecological functions are and how they affect different economic processes or other types of social values. We can also use this metaphor to identify clearly where the relationships are between the key actors involved.

When it comes to valuation I think that the approach might be useful for estimating efficiency losses, although some assumptions could be problematic, such as the assumptions on additive relationships between ecosystems services, which I think is extremely problematic. The definition of discrete ecosystem services is also very problematic as they are many interconnections between the services as well as trade offs and synergies between them. However, in general we have the tools with regard to valuation instruments that we can use for estimating efficiency losses.

Nevertheless, I think that the approach has a very limited scope for considering key issues for collective action, such as equity, fairness, legitimacy, rights, norms and power – all these are key concepts in the analysis of collective action which are absent in the ecosystem services approach. As I said earlier, the same goes for institutional diversity and governance. The ecosystem services approach is very blind towards institutional diversity and governance and these social dimensions are beyond the scope of the approach.

There are therefore basically two ways in which we could go. We could elaborate on this and try to incorporate them into the ecosystem services approach or just forget about the ecosystem services approach and develop something new. I think that it should be the kind of discussion that we should have today. How can we make these two worlds compatible? Should they be compatible and should we work on this limitation of the ecosystem services approach and try to save it, or just try to kill it off and replace it?



Références bibliographiques

Bromley, Daniel (1990) The ideology of efficiency: Searching for a theory of policy analysis. *Journal of Environmental Economics and Management*, 19: 86-107.

Gómez-Baggethun, Erik and Muradian, Roldan (2015) In markets we trust? Setting the boundaries of Market-Based Instruments in ecosystem services governance. *Ecological Economics*, 117: 217-224.

Hardin, Garrett (1968) The tragedy of the commons. *Science*, 162(3859): 1243-1248.

Polanyi, Michael (1946) *Science, faith, and society*. University of Chicago Press 2013.

Schumpeter, Joseph (1949) Science and ideology. *American Economic Review*, 39 (2): 345-359.

UNEP (2011) *Towards a green economy: Pathways to sustainable development and poverty alleviation. A synthesis for policy makers*. Nairobi.

14



Deliberative and Non Monetary Valuation of Ecosystem Services

Jasper Kenter

Senior Lecturer (Associate Professor), Department of
Environment and Geography, University of York

I will be talking about deliberative, participatory and non monetary approaches to valuing ecosystem services. One of the case studies that I will be showing will also particularly demonstrate how you can apply this kind of approach in developing countries. To underpin this presentation, I will first talk about the assumptions behind neoclassical environmental economic valuation. In contrast, ecological economics, as it has developed over the last few decades, departs from these principles in various ways. I will look briefly at the critiques around conventional economic approaches. This is mainly from the perspective of the ontology of values. Values cannot just be said to be individual, they result from shared social processes that are inter-subjective. Then I will illustrate how a shared, social values based approach to valuation can be applied in practise, with two case studies. One is around the valuation of rainforest ecosystem services in the Solomon Islands. The second is from the United Kingdom (UK), focusing on a payments for ecosystem services scheme for peatland ecosystem services and how valuation can inform that in a deliberative way.

Valuation from a neoclassical perspective

Let us start then with some assumptions of neoclassical economics. I am sure many of you know the key fundamental principle of what economics is about from this perspective: to consider an efficient allocation of goods. How does the environment come in? Many ecosystem services are externalities. They are not being considered in conventional markets or conventional economic decision making. That leads then to market failure, so markets are unable to efficiently allocate goods in a way that is desirable to society. From this perspective, the aim of environmental valuation is to internalise these externalities and improve economic decision making.

What then is the environmental economic approach to understanding how we could establish the value to society of any given policy? We look systematically at different benefits and costs that are associated with that policy. They are associated with different winners and losers, and we look at how that is established at any given period of time. We look at including different components of environmental value, expressed by the framework of **total economic value** (TEV). TEV includes:

- › direct use values,
- › indirect use values that we might derive, from regulating ecosystem services in particular.
- › option value for maintaining goods for possible use in the future.

- › and also non use value, which includes existence, bequest and altruistic value.
 - » Existence value is the value of simply knowing that something will continue to exist independent of any other benefit to us.
 - » Bequest value means that we value the knowledge that ecosystems are there for the benefit of future generations.
 - » Altruistic refers to the value of knowing that other people might benefit from environmental goods.

Neoclassical environmental economics has various **assumptions** about these values. They are considered to be individual and purely self interested. Even these altruistic, existence and bequest values are considered to be something that solely relates to oneself: they are expressed as my preferences, and I benefit by having these preferences fulfilled. I am trying to maximise satisfaction across different preferences to maximise benefits, or utility, to me, in a rational way. There is an assumption that I always have all the information I need to establish those preferences. At any given time, we could ask people about their preferences or people may make a market transaction, and in these cases we assume that these preferences and underlying values are fully informed.

However, when we look at contingent valuation or choice experiment studies, where we ask people about their values through stated preferences, typically in the form of their willingness to pay (WTP), the reality is different. We find in terms of people's motives in **empirical reality** that there is a component of self regarding values based on utility, but there is also genuine altruism rather than the notion of caring about others for our own sakes. There are motivations that have nothing to do with utilitarian preferences, such as people's or nature's rights. Associated with that is our sense of duty to perform a particular action or to take something into account. There are also virtue based motivations and narrative-based values (see e.g. Forster, 1997; O'Neill *et al.*, 2008). These are different types of ethical principles that can underpin values and that are fundamentally different from utility. People might also express certain values as political gestures. For example, I have done a lot of work with users of the sea, such as divers and sea anglers. Anglers in the UK are very concerned about marine protected areas (MPAs). These anglers love the sea and love the places they visit, and they are often very strongly in favour of conserving those places. However, when we ask them, 'How much would you be willing to pay for an MPA to be established?', many of them protest against that and state they are not willing to pay anything. This is because they

are concerned that these MPAs will lead to them being excluded. This is even though their exclusion of recreational users is not on the table, but they worry about it. Their WTP does not reflect their utility for conservation but rather an emotional response to a political concern.

Key issues around values in valuation

So far I have two related challenges to valuation: the difficulty with WTP as a catch-all indicator, and that economic va-

luation methods capture a diversity of normative expressions. As an example, take this story told by a diver. There is no mention of ethics or normative categories, but you can see that there is an ingrained sense of value in this statement. Fundamentally, there is a connection between this person and the place that he is visiting. The place has a profound impact on him in a way that opens up a sense of value. There are strong values that have to do with our emotional connection to places, the way that these places contribute to our identity, *et cetera*. These are the kinds of values that are not captured by economic values and are also not captured by any of the other conventional ethical categories. We are talking about issues like connectedness and spiritual and aesthetic experience but also exploration and adventure. You can say that these experiences contribute to people's utility that is captured by stated preferences and market behaviour, but that is not how people relate to them themselves – they don't see these ecosystems and places as being subject to trade-off to maximise one's individual, self-regarding utility. Instead, they see them as self-evidently valuable, regardless, and often despite people's self-regarding preferences.

There are also other issues around the neoclassical approach to valuation and appraisal of policies (for an overview see Parks and Gowdy, 2013 and Kenter *et al.*, 2015). There are questions of power, equity and long term sustainability. There are questions of the inter subjectivity of values: values are not necessarily individual but they arise through a social process, and so they may be different depending on the social context. There are cognitive issues. There is an assumption there that we have fully informed preferences, but in many cases, this is not the case, such as when we are talking about complex goods and uncertainty. We are often talking about a lack of familiarity with ecosystem services, biodiversity and other environmental goods.

I ticked all of these [values] and more, I added religious which is strange really as I am an atheist. I was in one place and visibility opened up and it was like a cathedral, with jewel anemones lighting up everywhere. I felt like I was in the presence of God, if there is such a thing. I was crying when I came out of the water.

A diver, in Kenter et al., 2016a

Then there are aggregation issues. As we discussed, in conventional economic appraisal we are somehow having to aggregate benefits and costs across different winners and losers. This is not as straightforward as it seems. Usually, in neoclassical cost benefit analysis, benefits and costs are simply added up, but the consequence of this is that people who have a lot of money to gain or lose will count more than people who do not. If you have a higher income or you have higher wealth, you have a higher willingness to pay than if you have less. So by simply adding up, we privilege the powerful, or at least the rich. There is an ethical and political issue there, which is not usually recognised by economists. They pretend that they are value neutral, but in reality, they make implicit ethical and political choices (Hockley, 2014).

But applying some kind of weights to make them count the same is also not necessarily the way forward. Take, for example, a mining project. Some people might have to be removed from their land for a new mine, or they will lose some access to their resources and ecosystem services they depend on. Who is to say that the losers be counted the same as the winners? Should we consider that in this case, the rights of losers mean that their values should be counted more? Is it at all possible to calculate a level of just compensation that would mean an efficient outcome could be achieved? Or are efficiency and justice fundamentally at odds here? How do power-relations come into play in terms of setting the terms?

Meta-values are the explicit or implicit values that underpin the rules and approaches on how we treat different values, aggregate them and resolve conflicts between them (Kenter *et al.*, 2016b, 2019).

Questions around power and justice are not generally considered in cost-benefit analysis, but the meta-values underpinning an analysis will prejudice a particular course of action more so than another, and usually it is the course of action that favours those with vested economic interests. So what is the alternative? What would be an ethically or politically appropriate way to aggregate values, what should be our meta-values? There is no single objective answer. It is a subjective question and, in a sense, it sums up fundamental questions behind every democratic debate.

In a relatively simple situation, where you do a cost-benefit analysis, these issues might not be so relevant and the question of conventional economic efficiency may be most important. In those cases, cost-benefit analysis might be quite appropriate. However, when we are dealing with complex or contested issues, there might be many different interests that need to be weighed against each

other, then we reach the limits of neoclassical cost-benefit analysis approaches. We need a form of deliberative democracy to address some of these issues.

Value concepts and dimensions

Before I talk more about deliberation, I want to go back to our understanding of values (figure 1). In the second phase of the UK National Ecosystem Assessment (UK NEA), we identified three main concepts of values: transcendental values, contextual values and value indicators (see Kenter *et al.*, 2014, 2015). **Transcendental values** are principles and life goals, things that guide us regardless of the context, such as honesty, power, tradition, harmony with the environment, justice, enjoyment, wealth, security – a very broad range. These values are generally not considered in economics, but they are the main types of values that are discussed in sociology and social psychology. These transcendental values are applied by people to a particular context, and that helps to inform their **contextual values**, which are opinions of the importance or worth of something in particular. These can then be measured through **value indicators** such as WTP, but we could also use non monetary measures or qualitative indicators.

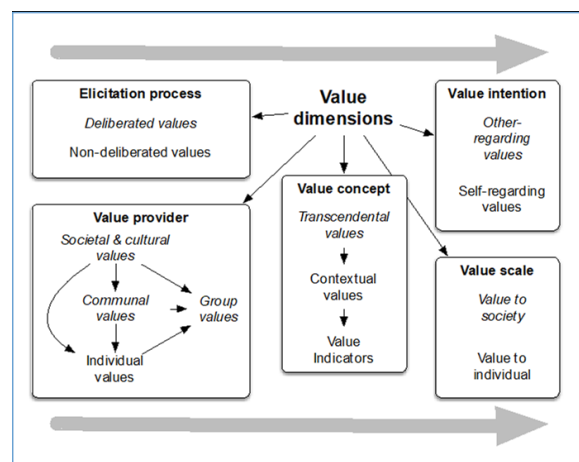


Figure 1. Shared and social values framework: the five dimensions and seven main types of shared and social values. Bold titles indicate non-mutually exclusive dimensions of value. Emerging from the dimensions, we can differentiate between types of values that might be termed shared, social, or shared social values (italicised) and other types of values. For example, provider is a dimension that indicates who might provide values in a valuation setting; societies, cultures, communities and ad-hoc groups provide societal, cultural, communal and group values, which are all types of shared or social values. Individuals also provide values, but these are not termed shared or social, unless they can be classified as such on a dimension other than that of value-provider. Arrows within boxes indicate directions of influence between different types of values. Grey arrows signify that the type of elicitation process and value provider strongly influence what value types are articulated along the concept, intention and scale dimensions. (Kenter *et al.*, 2015)

Besides value concept, there are other dimensions of values that we considered in UK NEA. There is the elicitation process: are values deliberated or non deliberated? Next, who is providing the values? Conventional economic valuation would look at individual values, but there are also types of shared values that we might want to consider: the values that people express as communities, geographical communities but also communities of practise; and the societal and cultural values that underpin them. Finally, there are ad hoc group values that can be expressed collectively by a group through a shared social process, for example by consensus or a vote. Another dimension is value scale. Do values relate just to individuals, for example individual WTP, or are they a value to society, such as social WTP? For example, we might think society should invest € 1 million in an environmental project rather than investing it somewhere else. Finally, there is the dimension of value intention: are values about others or are they self-regarding?

More recently, we extended the UK NEA dimensions to consider lenses of values. Value lenses are the ways values are conceived along the dimensions discussed above. Underpinning these value lenses lie epistemic and procedural lenses particular to the knowledge tradition through which values are considered. These lenses can again be expressed in relation to different dimensions, such as normativity, constructedness, and power and justice. By better understanding these different lenses, we can better navigate and bridge different perspectives and approaches to assessing values (Kenter *et al.*, 2019; Raymond *et al.*, 2019).

Shared values and individuals

Ideas about good, right and desirable operate at a societal and cultural level and they shape our institutions, our politics, the way we organise society. It is generally accepted that our individual values are heavily influenced by societal values. At the same time, they are also interpreted through our own individual experience, our own history, our own way of looking at things, which is unique to us. But if individuals represent their culture to some degree, why would you need to specifically elicit shared values? Why do we need to elicit values in a way that is not focused on the individual, but that looks at the group values that people establish collectively?

Value formation

As I mentioned earlier, conventionally, valuation only asks about people's contextual values and indicators, not transcendental values, as they are assumed to underpin them anyway. But when

transcendental values are not explicit, they may not be fully translated into contextual values, especially when we are talking about goods that people are unfamiliar with. **People still need to form their values**, and that is not just a process of getting information and then thinking things through; value deliberation also involves considering one's transcendental values, which is ultimately important in life. We apply that question then to particular contexts and that is what forms contextual values more fully. The way we frame questions about values thus will influence how people's values are formed. If we only provide people with information and ask them about their utility, then values will be relatively narrow. The values elicited might not be fully formed with regard to people's underlying, shared, transcendental values. If we want to have a proper, robust valuation process, in order for people to fully form their values about goods that are complex or that they are unfamiliar with, then they need to fully deliberate their transcendental values and how to apply them to a specific context, highlighting the need for a deliberative democratic value formation process.

Monetary valuation

In relation to monetary valuation, we find two different approaches to deliberation in the literature (table 1): Deliberated Preferences (DP), where deliberation is primarily focused on information; and Deliberative Democratic Monetary Valuation (DDMV), where transcendental values and information are debated. If we look at empirical deliberative monetary valuation studies, there is a spectrum between these two archetypal approaches, though most studies sit more at the DP pole. In DP, values are still conceived of as individual, utilitarian preferences. In contrast, DDMV is about eliciting group values to collectively establish what participants consider to be the common good. There is also more emphasis on complexity and uncertainty rather than just the question of familiarity. There is more emphasis on value plurality and values are aggregated through deliberation and negotiation rather than aggregation of individual utilities. There are three ways in which people might express their monetary values through these kinds of methods. Individual WTP is most common: how much would you be willing to pay for this or that change? A second value indicator is a **fair price**: what would be a fair price to ask members of a particular group, community or society to pay for such an improvement? Thirdly, there is social WTP: how much should society pay for this as opposed to that? DP studies tend to use individual WTP, DDMV leans more towards fair prices and social WTP.



	Deliberated preferences (DP)	Deliberated democratic monetary valuation (DDMV)
Conception of deliberation	Informing preferences through group discussion	Deliberating on plural values to consider public good
Issues the approach addresses	Familiarity Weak value plurality	Complexity and uncertainty Strong value plurality Value aggregation
Means of establishing value to society	Aggregation of individual utility	Deliberation and negotiation
Value concept focus	Contextual & indicators	Transcendental, contextual & indicators
Value provider	Individual in group setting	Group
Rationality assumptions	Instrumental	Communicative
Conception of representativeness	Statistical	Statistical or political
Scale of value and value indicators used	Value to individual (individual WTP or fair price)	Value to individual (fair price); Value to society (deliberated social WTP)

Table 1. Deliberative monetary valuation (Kenter, 2017).

Case study: Solomon Islands

I will give two examples of fair price studies in the Solomon Islands, and the UK. The Solomon Islands (figure 2), North East of Australia, has an incredible bio cultural diversity. It is a hotspot for endemic species, while culturally there are 74 languages spoken among less than 1 million people. It is one of the most biologically and culturally diverse places on earth.

85% of the population lives on subsistence farming and land is mostly controlled through customary systems. This means that people's access to land is not managed through government or private ownership. It is based on clan ownership, with different people within a clan or extended family having different rights. Logging, cash crops and mining and associated increasing western influence on culture are causing rapid change in both environment and society.

The area where I worked is called Kahua, on Makira Island, where I was working with a bridging organisation called the Kahua Association. About 5,000 people lived in Kahua in 2009, but this will have substantially increased now. It is a very isolated place, there are no roads. There is no centralised electricity, though gradually there are more solar panels. People earn less than USD 1 a day (Kenter et al., 2011), but there is a traditional subsistence affluence. It is quite a rich environment that the rainforest produces. Their traditional cropping has historically been very productive and people did not feel deprived. However, there is population

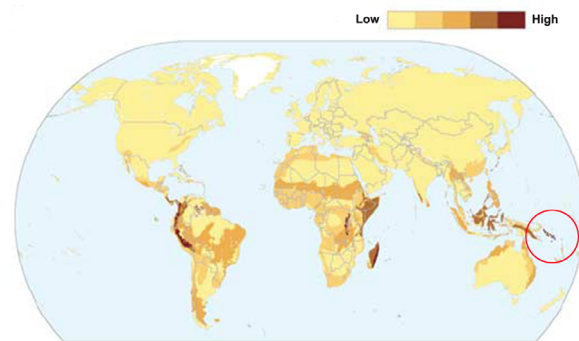


Figure 2. Location of the Solomon Islands on a map of species endemism (adapted from Lamoreux et al., 2006).

growth and increasing environmental impact, both because of population growth and the way that people manage the environment. This is eroding subsistence affluence, because there are increasing pressures on the environment and increasing issues regarding access to ecosystem services.

Participatory action research

My colleague Ioan Fazey and I worked there for some time. We initially looked at perceptions of change, in 2007 (Fazey et al., 2011). In 2009, we then did a substantial amount of field work looking at trade-offs between forest ecosystems and cash crops (Kenter et al., 2011). In 2012, we looked at potential conflicts between mining and conservation (Kenter and Fazey, 2015; Raymond and Kenter, 2016). Through this action research, we ran 162



focus groups in total across these three research programmes, training 22 local research assistants. They worked as our eyes and ears, and as they facilitated these focus groups this allowed us to overcome language and cultural barriers.

What is an action-research methodology? There are a number of principles here that I would like to highlight. People should be empowered to analyse their own reality, so we do not come in there and tell them how things work or what way to think. People can determine that for themselves and we facilitate that rather than acting as experts. We are learning to be very experiential, so we are working a lot with local materials and doing hands on work. We are also working and doing things in groups rather than on an individual basis. This matches customary decision making, where decisions are all made on a group deliberated.

2009: Forest ES evaluation

In the 2009 study, we looked at tradeoffs between cash crops and subsistence, incorporating deliberation in two ways. We integrated deliberation into the monetary valuation itself, so people deliberated on what their values were and voted on what the group should set as a fair price to pay. Then there were a number of targeted deliberative exercises; we conducted two rounds of valuation with these deliberative exercises or interventions sitting in between. We wanted to see if the interventions changed how people valued these ecosystem services. About 500 people, 10% of the population, participated in one of the workshops.

Choice experiments

We used a deliberative choice experiment, with a straightforward design. We looked at three environmental attributes (table 2). The first, Gue, is a rattan vine. People use this for traditional basket weaving and most importantly for building traditional houses. We also looked at water quality and thirdly, cash crops versus food gardens. The choice experiment allowed us to evaluate how people traded these off against each other and against

the monetary cost, framed as a contribution by individual households to a community fund, of different combinations versus a business as usual scenario where gue, water quality and subsistence gardens would degrade and cash crops increase. People had a substantial preference in the first round of deliberative valuation for maintaining and improving ecosystem services through some kind of conservation scenario. They felt it was more important to maintain subsistence gardens than having a massive increase in cash cropping at the cost of subsistence. Total WTP added up to about one third of people's income, so it was very substantial.

We then had a range of deliberations more broadly around the impacts of cash crops on culture and environmental impacts, followed by a second choice experiment with the same design. Following these discussions, there was a refusal to trade off ecosystem services against the cost attribute altogether. In other words, ecosystem services were seen as priceless, with participants consistently choosing the environmentally most positive alternative without regard for the cost, with many people expressing that they were willing to pay their entire income towards maintaining gue, water quality and subsistence gardens if necessary.

Deliberative learning

What explains this? People in the deliberative interventions discussed their more deeply held values, focusing on transcendental values that bound together as a society, what people called Kahua values. Core Kahua values include mutual care, sharing, and collective discussion and permission before any decision is made or important action is undertaken. These important cultural principles were seen as under threat through an increase in cash cropping.

Cash cropping led to more of an individual business focused approach rather than the customary collective approach, in terms of the way people prepare land for their gardens, clear it and then harvest. It is all a collective affair, providing both a cultural identity function and a social safety net. However, in cash cropping, things turn out diffe-

	Baseline	Improvement	
Gue (Calamus sp)	4 hr walk	15 min walk	US \$11
Water quality	High 3 months yr ¹	High all year	US \$33
Gardens	One food garden Three cocoa gardens	Three food gardens One cocoa garden	US \$29
Total			US \$73

Table 2. Fair prices for gue, water quality and gardens resulting from the first round of the choice experiment (adapted from Kenter et al., 2011). Modal income: US \$220. All figures per household per annum

rently. Individuals might go and clear an area of land. Then they plant cash crops, then harvest them, but then one of their cousins, a brother, uncle, might come and say, 'Look, give me part of the harvest. Give me part of the profit, because I also have rights to this land. It is our land and it is customary land'. But, then the first person might say, 'No, you have not put any effort into it'. Thus, there arises a land rights conflict and this then gets mediated by one of the chiefs. Typically, this is resolved in a way where the land is split up, so rights get divided up. This is thus leading to a gradual, informal privatisation of land. That then has a serious cultural backlash in that people started to work and live in a more and more individualistic way, eroding the traditional social fabric. Participants considered these dynamics as very negative, and leading to various further undesirable effects, such as jealousy between households, because some people are more successful in their new businesses than others or would get hold of better land. Another area of learning was around how people impacted on the environment through cash cropping and how that then affected other ecosystem services. For example, clearing more areas of forest combined with overharvesting makes it much more difficult to access traditional wild medicinal species and building materials.

1. Recognition of deeper held shared values
2. Clarification of the use value of non-marketed goods
3. Appreciation of non-use value of goods
4. Increased awareness of consequences of actions and ability to change behaviour
5. Increased and more sophisticated understanding of social-ecological linkages

Table 3. Key impacts of the deliberations.

From values to decisions: change of development focus

These findings have implications for decision making in that so far, development in the Solomon Islands has for a good part focused on generating income through being more effective and efficient in terms of commercial agriculture. This has had various benefits. For example, people are more able to afford school fees, because they have a higher monetary income. But at the same time, this has resulted in a **loss of ecosystem services with major implications on social and cultural capi-**

tal. These are the kinds of externalities that have not sufficiently been taken into account regarding the way that development policies have operated so far.

Deliberation on shared values has built local capacity in various ways, by dozens of people being trained as local facilitators to facilitate those kinds of deliberation processes, through hundreds of people participating in the deliberations themselves, and through Kahua Association officials working closely with researchers. Thus there was learning at multiple levels, leading to much more of a capacity to analyse broader implications of developments, including environmental and cultural consequences (table 3). This has led to an appetite for other forms of development that are more benign in terms of maintaining social and cultural cohesion. For example, across the Solomon Islands there are increasingly examples of community conservation agreements, established collectively, and with collective benefits such as scholarship funds and healthcare facilities.

Case study: Peak District, UK

I will now turn to the second case study, where my colleague Mark Reed and I worked in the Peak District National Park in England, around nature conservation, flood risk management and a multifunctional approach to landscape management for a range of different ecosystem services provided by peatlands. A series of stakeholder workshops, involving land owners, tenants, managers, conservationists and policy makers was held over the course of 2014, starting off by looking at uses of the landscape and ecosystem functions, then linking functions to ecosystem services and services to management options. In a final workshop, we looked at valuing those services, in the context of the potential for establishing a payments for ecosystem services (PES) scheme.

However, rather than just focusing on questions of economic efficiency and addressing market failures, our primary focus was on social acceptability. We wanted to see if we could integrate shared values of the community into a potential scheme in order for it to be more sustainable by anchoring it more within the community. Objectives thus included building trust among stakeholders, assessing values to feed into a PES scheme and finding agreement with regard to different management options.

Deliberative Democratic Monetary Valuation

The final workshop was designed to implement a DDMV exercise. We started talking about the background of PES. What is it? What would a scheme look like? What is the relation with existing agri-

environment schemes? We continued with a transcendental values compass, and storytelling, where participants deliberated transcendental values and communal values of place in relation to the Dark Peak, which was the area of the Peak District that we focused on. We deliberated the relationship between evidence on how different management options would affect ecosystem services. Then ultimately, we moved towards establishing fair

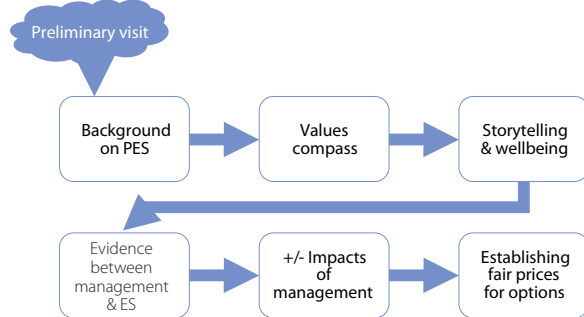


Figure 3. Final workshop outline.

prices (figure 3).

A key point of contention that arose early on and continued to be an important topic of discussion was heather burning. Burning of peatlands is a traditional management tool that many local landowners are attached to historically. An important purpose of burning is to create a mosaic landscape that maximises populations of grouse (figure 4), a ground-nesting bird which is shot in game sports, which provides a significant economic activity in many rural upland areas in the UK. However, there are different views on the evidence in terms of how burning affects biodiversity and impacts on ecosystem services such as water quality regulation. Another question was what degree of grazing can still take place in areas covered by a PES scheme.



Figure 4. A grouse.

Values compass, well-being values and storytelling

In a transcendental values compass people were asked to consider how important different principles and life goals were to them, building on the values structure work by Shalom Schwartz (1999). People first looked at how important different values were to them as individuals and then looked at them as a group, in terms of which were most important to them as a community (figure 5). Secondly, people considered the relative importance of different place-based values (figure 6), building on a pre-defined list of well-being dimensions from Kenter *et al.* (2014).

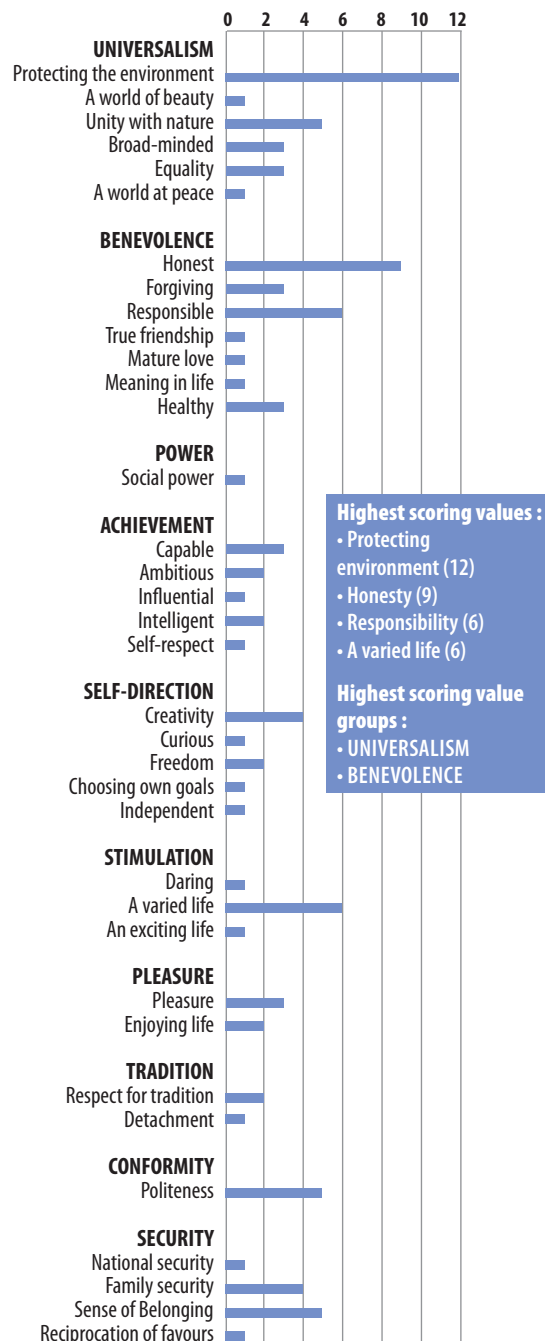


Figure 5. Importance of different principles and life goals. Numbers indicate how many participants selected the value. Participants could each select five.

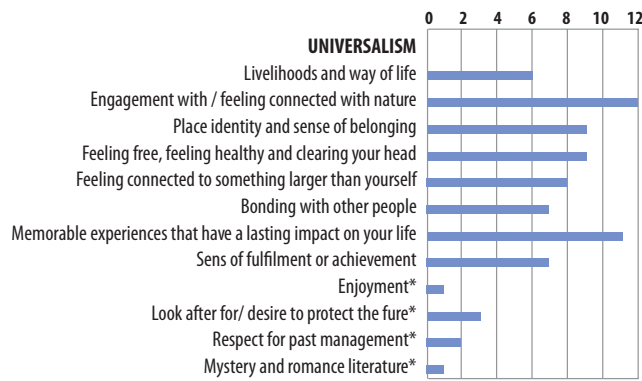


Figure 6. Places-based well-being values from the peatlands. Numbers indicate how many participants marked the value. Participants could mark any value relevant to them. Starred (*) values were added to the list by individual participants

“‘Guilty’ is not on values compass sheet, but it’s a feeling when one finds a special place but not wanting to share it with other moorland visitors.”

“All the time never tiring of the sound of the curlew.”

“I felt free and had an impression of my own insignificance.”

“During a walk on the Moscar Estate when I was about 8 years old, my sister, then 7, sank up to her shoulders in a green boggy bit after being told by my mother to avoid it! And then in the next generation, my own daughter did exactly the same thing, which could have had serious consequences and had a lasting impact on me...”

“This story involves having a view of moorlands from both sides: my grandfather on one side was involved in the struggle for rights to roam on moorlands, while my grandfather on the other side was an upland farmer. And now my own work involves managing moorland and the balance between this and enjoying moorlands for recreation.”

In the storytelling that followed, there was a whole range of different themes that reflect those different ways that we connect to the landscape and to others, emotionally, culturally and in terms of our identity. I have given some examples of quotes.

Management options

People thereafter discussed four management options, including gully blocking with burning, gully blocking without burning, revegetating bare peat and footpath restoration. They looked at the impacts on how these management of options would affect different types of ecosystem services (table 4): the social effect and implications for community values, and economic and environmental effects. People emphasised local services, such as water quality, and biodiversity. There was little mention of climate benefits, even though carbon sequestration was seen from a policy perspective as central to peatland restoration. There was considerable consideration of knock-on effects on community.

	Effect [showing number of times prioritized]	Who's Affected?
Social effects and community values	<ul style="list-style-type: none"> Improved water quality [12] Improved aesthetics [1] Increased risks involved with public access (due to boggy ground) [1] Improved water storage [1] Increased wildfire risk [1] Increased carbon storage [1] 	<ul style="list-style-type: none"> Everyone
Economic effects	<ul style="list-style-type: none"> Reduced water treatment costs [9] Reduced wildfires (compared to no gully blocking), although potential increase in wildfires compared to gully blocking where burning is allowed [5] Grouse numbers (and knock-on effects) [1] Possible benefits in drought years [1] 	<ul style="list-style-type: none"> Landowners and managers Everyone
Environmental effects	<ul style="list-style-type: none"> Raise water table [15] Increase blanket bog species (plants, animals and invertebrates) [2] Potential increase in biomass and therefore wildfire risk Potential decrease in grouse numbers 	<ul style="list-style-type: none"> Water companies and users of water Nature conservation

Table 4. Impacts of management options on different types of ecosystem services



Establishing a fair price

Finally, people were asked to deliberate on what would be a fair price to pay landowners to put each of these management options in place (figure 7). We did not suggest or prescribe what they should consider when discussing this but left this entirely to participants. The things that they considered included a range of conventional economic considerations: direct costs, opportunity costs (compensation for both landowners, but also those indirectly affected), other indirect costs and benefits and producer surplus (profit margin). In their deliberations, people were able to negotiate an appropriate price for restoration options and an appropriate price for a no burn premium. Questions of fairness came in when considering what would be a fair profit for landowners and compensation of those indirectly negatively affected by a potential decrease in grouse shooting in the area. Where burning might be reduced or stopped, that would have a knock on effect on the community, for local hotels and restaurants, people who go out as guides, etc.; and participants felt they should be fairly compensated. As such, questions of equity and how much winners and losers should be counted when aggregating benefits and costs were explicitly discussed in addition to more conventional economic considerations.

Deliberation

Deliberation played an important role. People were able to reflect their shared transcendental values and sense of place back to the group. This was despite coming from very different interests and backgrounds that often clashed in the past. Conservation interests and traditional landowner interests had different views on what the scientific evidence was saying around issues like burning, and this was and is a contentious issue. Nonetheless, they were able to work together, and this was enhanced by people starting to realise that they had a shared sense of place. Some of their transcendental values were shared between them and they could all talk about some of the same kinds of experiences in the landscape. Thus, even though views and evidence on burning differed, participants were still willing to negotiate. Both groups made concessions. Landowners conceded that not burning could be an option if it was limited to particular areas of land and was not just a blanket option for all the options in the PES scheme. However, conservationists conceded that the PES scheme would not have to completely rule out burning. Compromises were made on both sides, arising from the reality of the political situation. However, people also gained trust to work with each other and ultimately understood that they wanted some

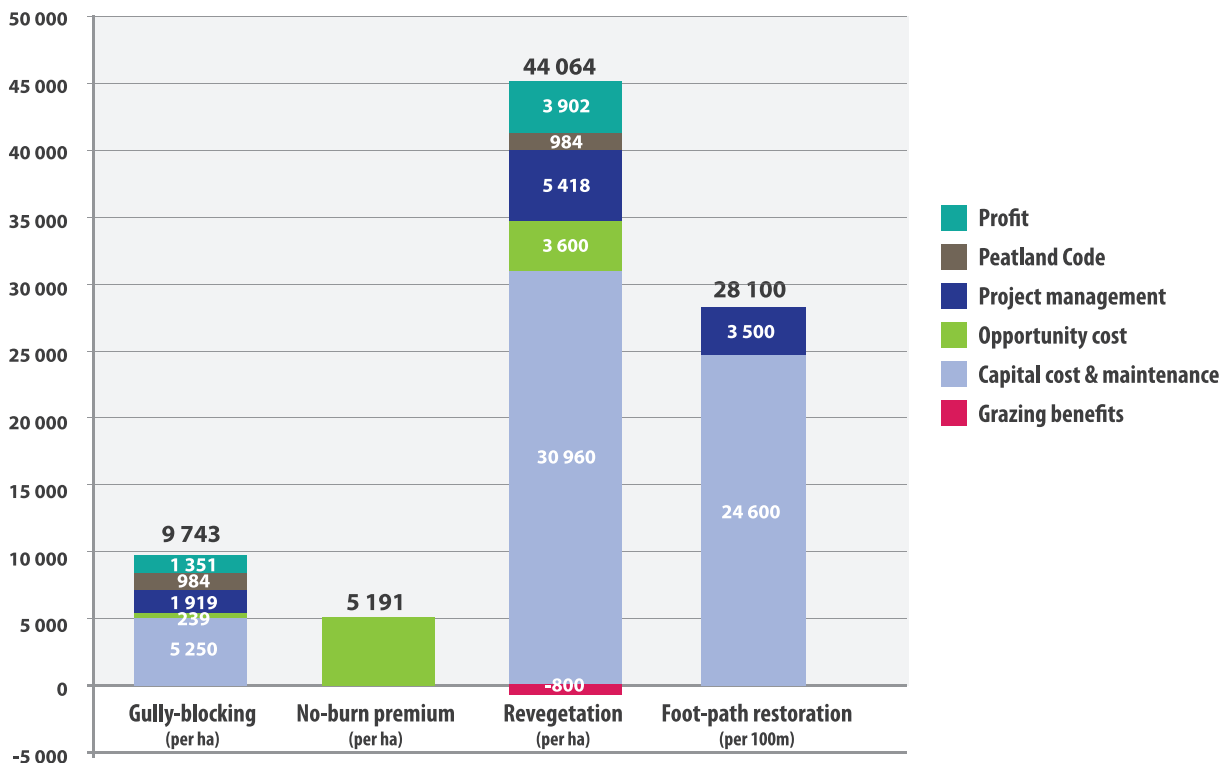


Figure 7. Fair prices for the management options in British pounds, decomposed into components established by participants. Totals are constituted over a 30 year period.



of the same things for the area in a broader sense. Thus, the deliberative valuation approach did not just establish what would be the way forward in an economic sense, but also anchored the potential PES scheme in the community, and the deliberation allowed people to overcome some prior conflict. Consequently, almost everyone wanted to take the PES scheme further, though they also felt there needed to be a lot more opportunities to feed in and consider things in more detail (table 5).

85%	agreed that deliberation had increased their knowledge and helped them learn from others' perspectives
17%	felt they had been able to give useful input into the PES process
93%	Appreciation of non-use value of goods
+++	More time needed to go through details

Table 5. Feedback from participants..



© Alewhey

Conclusion

In conclusion, if we look at both case studies, participants discussed a mix of traditional economic considerations, such as tradeoffs, opportunity costs, etc., but in their deliberations, shared transcendental values also played an important role. They helped people to form contextual values in a different way than they would have done if they had not been deliberated. The deliberations enabled social learning between participants and allowed participants to anchor fair prices and express values in a much more pluralistic way than in conventional environmental economic valuation approaches, including the way values linked to traditional culture in the Solomon Islands and the importance of sense of place to people in the Dark Peak. An important factor in enabling this was the combination of open deliberation with targeted exercises, specifically focused on learning and eliciting and bringing out formerly implicit transcendental values. Thus, well-designed deliberation provides an important means for tackling complex environmental issues.

There are several important challenges that I have not had time to go into in any detail. A first question is around inclusivity: who is sitting around the table and who is not? A second is: how are power dynamics dealt with between these people? What are the key factors that influence outcomes of deliberation? Certainly, there are disadvantages of deliberation that need to be mitigated in the way processes are designed, and we have published a range of publications in special issues of the journals *Ecosystem Services* and *Sustainability Science* which discuss these issues in more detail (Kenter, 2016; Kenter *et al.*, 2016a, 2016b, 2016c, 2019; Orchard-Webb *et al.*, 2016).

To access these and ongoing research, also see <http://www.sharedvaluesresearch.org>.



Références bibliographiques

- Fazey, I., Pettorelli, N., Kenter, J.O., Wagatora, D., Schuett, D. (2011) Maladaptive trajectories of change in Makira, Solomon Islands. *Global Environmental Change* 21, 1275–1289. <http://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2011.07.006>
- Forster, J. (Ed.) (1997) *Valuing Nature?* Routledge, New York.
- Hockley, N. (2014) Cost-benefit analysis: a decision-support tool or a venue for contesting ecosystem knowledge? *Environ Plann C* 32, 283–300. <http://doi.org/10.1068/c1384j>
- Kenter, J.O., Hyde, T., Christie, M., Fazey, I. (2011) The importance of deliberation in valuing ecosystem services in developing countries—Evidence from the Solomon Islands. *Global Environmental Change* 21, 505–521. <http://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2011.01.001>
- Kenter, J.O., Reed, M.S., Irvine, K.N., O'Brien, L., Brady, E., Bryce, R., Christie, M., Church, A., Cooper, N., Davies, A., Hockley, N., Fazey, I., Jobstvogt, N., Molloy, C., Orchard-Webb, J., Ravenscroft, N., Ryan, M., Watson, V. (2014) UK National Ecosystem Assessment follow-on phase. Work Package Report 6: Shared, plural and cultural values of ecosystems. UNEP-WCMC, Cambridge. <http://doi.org/10.13140/RG.2.1.1275.6565>
- Kenter, J.O., O'Brien, L., Hockley, N., Ravenscroft, N., Fazey, I., Irvine, K.N., Reed, M.S., Christie, M., Brady, E., Bryce, R., Church, A., Cooper, N., Davies, A., Evely, A., Everard, M., Fish, R., Fisher, J.A., Jobstvogt, N., Molloy, C., Orchard-Webb, J., Ranger, S., Ryan, M., Watson, V., Williams, S. (2015) What are shared and social values of ecosystems? *Ecological Economics* 111, 86–99. <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.01.006>
- Kenter, J.O., Fazey, I. (2015a) Conservation, Culture, Kids and Cash Crops in the Solomon Islands, in: Redpath, S.M., Guitierrez, R.J., Wood, K.A., Young, J.C. (Eds.), *Conflicts in Conservation Navigating Towards Solutions*. Cambridge, pp. 76–79.
- Kenter, J.O. (2016) Editorial: Shared, plural and cultural values. *Ecosystem Services* 21, 175–183. <http://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.010>
- Kenter, J.O., Jobstvogt, N., Watson, V., Irvine, K.N., Christie, M., Bryce, R. (2016a) The impact of information, value-deliberation and groupbased decision-making on values for ecosystem services: Integrating deliberative monetary valuation and storytelling. *Ecosystem Services* 21, 270–290. <http://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.06.006>
- Kenter, J.O., Bryce, R., Christie, M., Cooper, N., Hockley, N., Irvine, K.N., Fazey, I., O'Brien, L., Orchard-Webb, J., Ravenscroft, N., Raymond, C.M., Reed, M.S., Tett, P., Watson, V. (2016b) Shared values and deliberative valuation: Future directions. *Ecosystem Services* 21, 358–371. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.006>
- Kenter, J.O., Reed, M.S., Fazey, I. (2016c) The Deliberative Value Formation model. *Ecosystem Services* 21, 194–207. <http://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.09.015>
- Kenter, J.O. (2017) *Deliberative Monetary Valuation*, in: Spash, C.L. (Ed.), *Routledge Handbook of Ecological Economics: Nature and Society*. Abingdon. https://www.researchgate.net/publication/282868523_Deliberative_Monetary_Valuation
- Kenter, J.O., Raymond, C.M., Van Riper, C.J., Azzopardi, E., Brear, M.R., Calcagni, F., Christie, I., Christie, M., Fordham, A., Gould, R.K., Ives, C.D., Hejnowicz, A.P., Gunton, R., Horcea-Milcu, A.-I., Kendal, D., Kronenberg, J., Massenber, J.R., O'Connor, S., Ravenscroft, N., Rawluk, A., Raymond, I.J., Rodríguez-Morales, J., et al. (2019) Loving the mess: navigating diversity and conflict in social values for sustainability. *Sustainability Science* 14, 1439–1461. <https://doi.org/10.1007/s11625-019-00726-4>
- Lamoreux, J.F., Morrison, J.C., Ricketts, T.H., Olson, D.M., Dinerstein, E., McKnight, M.W., Shugart, H.H. (2006) Global tests of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature* 440, 212–214. <https://doi.org/10.1038/Nature04291>
- O'Neill, J., Holland, A., Light, A. (2008) *Environmental values*. Routledge, Abingdon.
- Orchard-Webb, J., Kenter, J.O., Bryce, R., Church, A. (2016) Deliberative Democratic Monetary Valuation to implement the Ecosystem Approach. *Ecosystem Services* 21, 308–318. <http://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.09.005>
- Parks, S., Gowdy, J. (2013) What have economists learned about valuing nature? A review essay. *Ecosystem Services* 3, e1–e10. <http://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.12.002>
- Raymond, C.M., Kenter, J.O. (2016) Transcendental values and the valuation and management of ecosystem services. *Ecosystem Services* 21, 241–257. <http://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.018>
- Raymond, C.M., Kenter, J.O., Van Riper, C.J., Rawluk, A., Kendal, D. (2019) Editorial overview: theoretical traditions in social values for sustainability. *Sustainability Science* 14, 1173–1185. <http://doi.org/10.1007/s11625-019-00723-7>
- Schwartz, S. (1999) A theory of cultural values and some implications for work. *Applied Psychology: an International Review* 14, 23–47. <http://doi.org/10.1111/j.1464-0597.1999.tb00047.x>

15



Ethical Considerations Regarding Valuation of Ecosystem Services

Erik Gomez Baggethun

Professor of Environmental Governance,
Norwegian University of Life Sciences (NMBU)

Senior scientific advisor, Norwegian Institute for Nature
Research (NINA)

I believe that the content of this presentation fits well the title you suggested to it, but I will transcend ethical considerations to address some political considerations as well. I have structured the presentation in five blocks. I will first talk about the divorce between ecology and economics to provide the background and the rationale behind the valuation of ecosystem services. Why do we value them? I will then expose three different levels of engagement with valuation of ecosystem services. Next, I will raise the controversies around the commodification of ecosystem services, and I will finish up with a discussion about the scope and limits of economic valuation.

The divorce between ecology and economics

I would like to start providing some historical background so that we can interpret how we ended up in the situation we are facing today. Ecology and economics are two words which share the same Ancient greek etymological roots, where ecology refers to the knowledge of the house and economy refers to the management of the house. How did they end up in the clash we are witnessing today, as two conflicting disciplines, when in principle they were handling the same type of subject?

One thing to note is that this is partly the outcome of a particular path along which economic theory and practice have developed over the last two to three centuries (figure 1). Not always were economics and ecology in conflict. Think for example of the first unified school of economic thinking here in France, the physiocrats. The physiocrats believed that all wealth came from land, from what we would call today **natural capital**. This was not because they were environmentalists, but because this was an agrarian economy, where most of the economic output came from agriculture.

Interestingly, the physiocrats had a physical understanding of the notion of **production**. When the physiocrats referred to production, something had to be **physically produced**, as in agriculture. This notion of production is very different from the one we use today in economics, where production simply means expansion of monetary aggregates. Nowadays, if I buy something that you have produced and I sell it to someone else with an added value, we call that production, even if no physical process is involved. This was not so with the physiocrats. They had a physical way of thinking, as you might see from the tableau de Quesnay. The laws of thermodynamics were unknown at that time. However, if the physiocrats had already known about these laws, they would possibly have developed an economic framework closer to what we know nowadays as ecological economics.

The **classical economists** kept paying a lot of attention to the importance of land (nature) in producing wealth. **Land, labour and capital** were the three production factors they emphasised. Land and nature still held distinct analytical positions, but already, the spotlight had started to shift from land to labour. This was already clear with Adam Smith, but it went into a more complete version with Marx and Ricardo's labour theory of **value**.

This process was completed with the so called **neoclassical or marginalistic revolution** in economics. In the late 19th century, neoclassical economics became the hegemonic school of thinking. This is a situation that has remained up to the present. Still today, in our universities, neoclassical economics is the dominant school of economic thinking. An important development in neoclassical economics is that land eventually disappeared from economic production functions. This is reflected for example, in the work of Solow, a Nobel Laureate in economics. From the 1970s, land had completely disappeared from the picture. Natural resources and nature were no longer part of mainstream production functions.

Why is this? A core assumption or belief in neoclassical economics is that there is **substitutability** between natural resources and capital, meaning that these two factors can replace each other. As a natural resource exhaust, technological innovations – the theory goods – allow for the substitution of that natural resource. That is, it adopts the premise that natural capital is replaceable with human made capital. This means that there are virtually no

physical limits to growth, according to this body of thinking. The concerns about physical scarcity that were an issue in classical thinking were sent into oblivion with neoclassical economics.

There are two moments to keep in mind with this historical development. The first one is what we could refer to as the **post physiocratic epistemological break**. This is when the economy shifted its focus from physical to monetary analysis. The second one is the so-called marginalistic revolution, after which economics finally got rid of the physical constraints to economic theory and practice.

What is the corollary of this historical process? Since the establishment of neoclassical economics, economic accounts are no longer concerned with all the environmental goods and services important for wealth or for human wellbeing. It is only concerned with a small subset of all those potentially important goods and services, namely those that fulfil the following conditions.

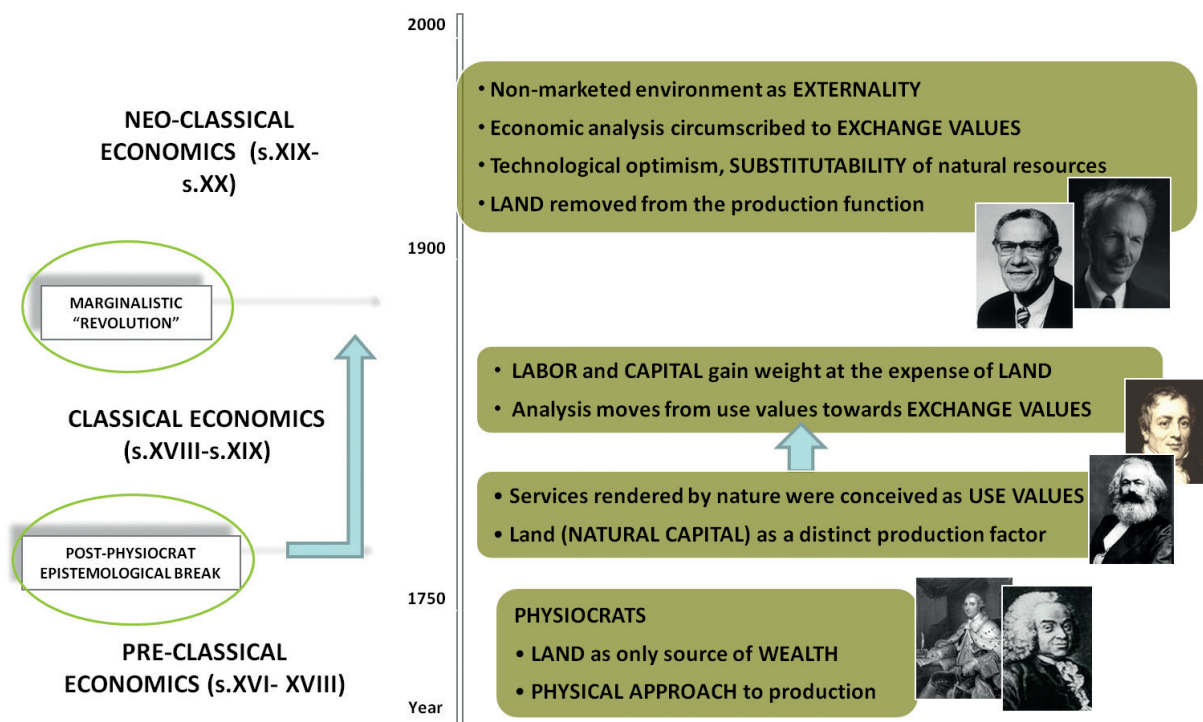


Figure 1. A brief historical background of ecology and economics (based on Gómez-Baggethun et al., 2010).



First, they must be **useful** (Ud) for humans (figure 2). Second, they must be **appropriable** (Uda), so there must be some clause of excludability that you can put in place. Otherwise, nobody is willing to pay for something you could access for free – the arguments goes. The third one is that you should be able to express them as **exchange or monetary values** (Udav). This is the scope of conventional economic analysis. Everything which is outside the inner box of figure 2 is what economists call ‘externalities’. These include negative **externalities**, such as the unaccounted costs of pollution or resource depletion, and positive externalities, such as unaccounted benefits we get from nature, including those ecosystem services that are not mediated by markets.

An important thing to note is that, against what conventional economists seem to believe, there are many more externalities than internalities. This is crucial to keep in mind most economists think of externalities as accidental market failures etc. In reality externalities are pervasive and systemic parts of the economic process. What is the solution proposed by the advocates of market based conservation? It makes the case that we must ‘get prices right’ by putting economic values into these negative and positive externalities. If we can then design institutional devices or economic incentives to turn these theoretical values into real cashflows, we will be able to align market forces with sustainability goals. This is how the theory goes. This is an approach which is getting very strong, and I will come back to it further in this text.

A prominent example of a negative externality is pollution, whereas a prominent example of a positive externality are non-market ecosystem services, i.e. benefits we get from nature and for which we do not pay money. When the ecosystem services metaphor was introduced in the 1970s, the hope was that it would help to communicate human dependence on our endangered life-support systems. Initially, the concept was not introduced by economists but by ecologists like Odum, Mooney, etc. These are radical ecological thinkers. The hope was to come up with a metaphor that visualised societal dependency on natural ecosystems. Eventually the concept became increasingly used by economists to illustrate the importance of externalities in economic valuation.

Figure 3 gives you an example, based on an empirical study in Thailand, of how different decisions can be when we take externalities into account. We live in a market society where money plays a very important role in the way we take decisions. Planners and decision makers in a tropical countries are often faced with land use change decisions of whether mangroves should be converted to shrimp farms. On the one hand we have a multifunctional mangrove forest with ecological integrity. It delivers diverse ecosystem services to local communities, but renders little direct economic output. On the other hand we have the shrimp farm, which provides few ecosystem services but higher economic output. A cost-benefit analysis is conducted and if there are more benefits than costs, they will go for this land use cover change from mangrove forests to shrimp farming. A conventional cost-benefit analysis would indicate that there are benefits to gain from the shrimp farm, which creates a strong incentive for land use change, as it has been happening in tropical countries over the last decades.

However, what happens if we take into account all the positive and negative externalities, which I referred to before? If you take into account positive externalities, i.e. the non market ecosystem services it provides such as carbon sequestration, coastal protection, biodiversity refuge and so on, the

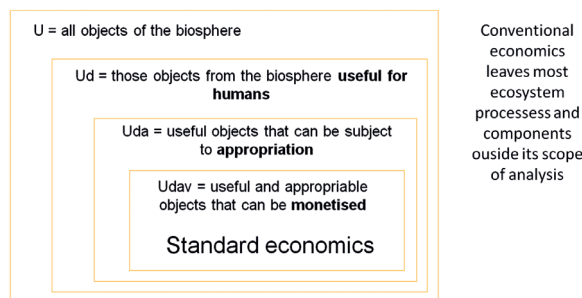


Figure 2. The scope of conventional economic analysis: the COMMODITY (Naredo, 2003).

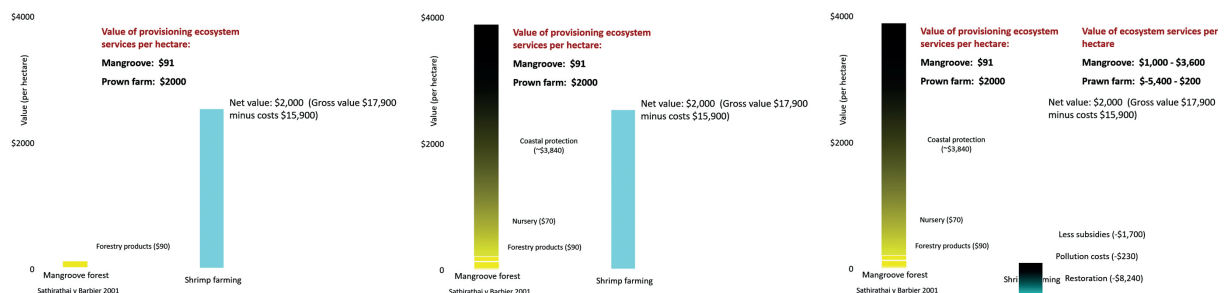


Figure 3. A cost-benefit comparison of a mangrove and a shrimp farm (Sathirathai and Barbier, 2001), without valuing externalities (left), valuing positive externalities (center), and valuing both positive and negative externalities (right). When externalities are taken into account the value of the mangrove becomes higher than the value of the shrimp farm.



benefit balance already changes in favour of the mangrove forest. That is, the one that keeps the multifunctionality and the ecological integrity. For instance, one of the services which is most highly valued is coastal protection. Figure 3 shows how mangroves, coral reefs, wetlands and other types of coastal ecosystems can act as natural barriers to climate extremes. This becomes especially important in the face of increased intensity and frequency of environmental extremes that come with climate change.

What happens if we also take into account the negative externalities? If we take into account negative externalities like the ecological restoration costs that private economic activities simply outsource to society at large, the authors suggest that the shrimp farm values can be net negative in social terms. There is an important point to note here. In many private activities that are apparently very profitable, profits are privatised, whereas many social and environmental costs are socialised.

The Millennium Ecosystem Assessment (MEA) showed that this pattern could be observed across a wide range of biomes, from wetlands to mangroves and tropical forests. In a nutshell, the main conclusion of the MEA, pointed to the bias in the way we value nature and account for the importance of nature. In terms of the four main categories of ecosystem services (provisioning, regulating, cultural and supporting services), the MEA showed that over the last 50 years, we have increased enormously our capacity to provide provisioning services (physical goods which we extract from the environment) at

the expense of nature's capacity to provide all other types of services which have all been declining dramatically. Two thirds of ecosystem services, according to this report, have been degraded worldwide over the last 50 years (figure 4).

Interestingly, it should be noted that provisioning services are mostly traded in markets, and therefore have an explicit economic value in decision making processes. In contrast, supporting and habitat services, regulating services and cultural services, are mostly delivered outside markets (we do not pay for them) and hence have no explicit economic value and risk not being into consideration in economic analysis. Hence, the conclusion reached by the Millennium Assessment, but also the report on The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) was that ecosystem services are neglected in decision making, because they are not explicitly valued. This was identified as a core driver behind the loss of ecosystems and biodiversity. The case was made that if we could give explicit values to the ecosystems services that conventional economic accounts render invisible, then ecosystem services would be given more weight and importance in planning and decision making processes.

Recognizing, demonstrating, and capturing value

That said, there are different levels of engagement with valuation of ecosystem services. Using the jargon of The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) report, I will talk about recognising,

Service	Sub-category	Status	Notes
Provisioning Services			
Food	Crops	▲	Substantial production increase
	Livestock	▲	Substantial production increase
	Capture fisheries	▼	Declining production due to overharvest
	Aquaculture	▲	Substantial production increase
	Wild foods	▼	Declining production
Fiber	Timber	+/-	Forest loss in some regions, growth in others
	Cotton, hemp, silk	+/-	Declining production of some fibers, growth in others
	Wood fuel	▼	Declining production
Genetic resources		▼	Lost through extinction and crop genetic resource loss
Biochemicals, natural medicines, pharmaceuticals		▼	Lost through extinction, overharvest
Fresh water		▼	Unsustainable use for drinking, industry and irrigation; amount of hydro energy unchanged, nut dams increase ability to use that energy
Regulating Services			
Air quality regulation		▼	Decline and ability of atmosphere to cleanse itself
Climate regulation	Global	▲	Net source of carbon sequestration since mid-century
	Regional and local	▼	Preponderance of negative impacts
Water regulation		+/-	Varies depending on ecosystem change and location
Erosion regulation		▼	Increased soil degradation
Water purification and waste treatment		▼	Declining water quality
Disease regulation		+/-	Varies depending on ecosystem changes
Pest regulation		▼	Natural control degrade through pesticide use
Pollination		▼	Apparent global decline in abundance of pollinators
Natural hazard regulation		▼	Loss of natural buffers (wetlands, mangroves)
Cultural Services			
Spiritual and religious values		▼	Rapide decline in sacred groves and species
Aesthetic values		▼	Decline in quantity and quality of natural lands
Recreation and ecotourism		+/-	More areas accessible but many degraded

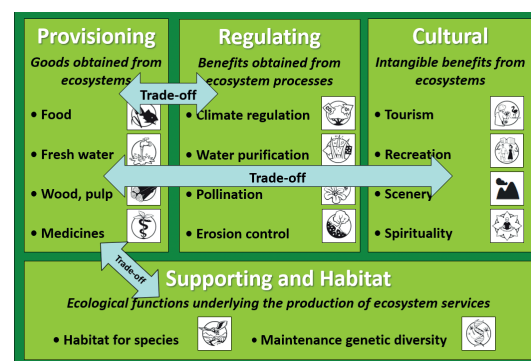


Figure 4. Left: Global trends in ecosystem services (MEA 2005); Right: Trade-offs between provisioning and all other types of ecosystem services (Erik Gomez-Baggethun et al., 2013. Icons by Jan Sasse for TEEB).

demonstrating and capturing value. In what policy contexts can economic valuation of ecosystem services be useful? (Gómez-Baggethun and Barton, 2013).

- › First, the most widespread use is for awareness raising purposes. Many people use economic valuation just as a way of rendering visible the 'hidden' costs of losing ecosystem services. As already mentioned, conventional economic accounts render these costs invisible.
- › Second, it is increasingly also used for accounting purposes. There is growing consensus, although there is still a long way to go, that Gross Domestic Product (GDP) is a very bad measure of human prosperity, progress, etc. Organizations like the European Union and the OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques) are working towards correcting GDP by accounting for the hidden costs of development and hidden benefits from ecosystem services.
- › Another use is priority setting. Increasingly, ecosystem services valuations are articulated into cost-benefit analysis, multi criteria analysis and cost-effectiveness analysis to allow policy makers to compare different options.
- › Finally, valuation is increasingly used for instrument design, such as the offsetting mechanisms and payments for ecosystem services. These new policy instruments like habitat banking, biodiversity offsets etc. coming originally from the United States, are now entering Europe. Valuation data can feed into the design of these types of instruments.
- › There is still another application of economic valuation that is vastly under researched, and yet may be the most interesting one, namely the use of valuation for environmental justice purposes. For example, indigenous communities in Ecuador sued Chevron Texaco years ago for an oil spill with catastrophic effects in the livelihood and resource base on which these indigenous communities depend. Using data for economic valuation of ecosystem services in courts, they managed to win the court case against Chevron-Texaco.

Remember now the three levels of engagement with economic valuation mentioned before, because the rest of this presentation will mostly be organised around these three elements: recognising, demonstrating and capturing value (figure 5). The notion of recognising value is the lightest level of engagement. It is when we just use valuation at a qualitative level. For instance, this is what the Millennium Ecosystem Assessment did, as it was more concerned with biophysical assessment and less with valuation.

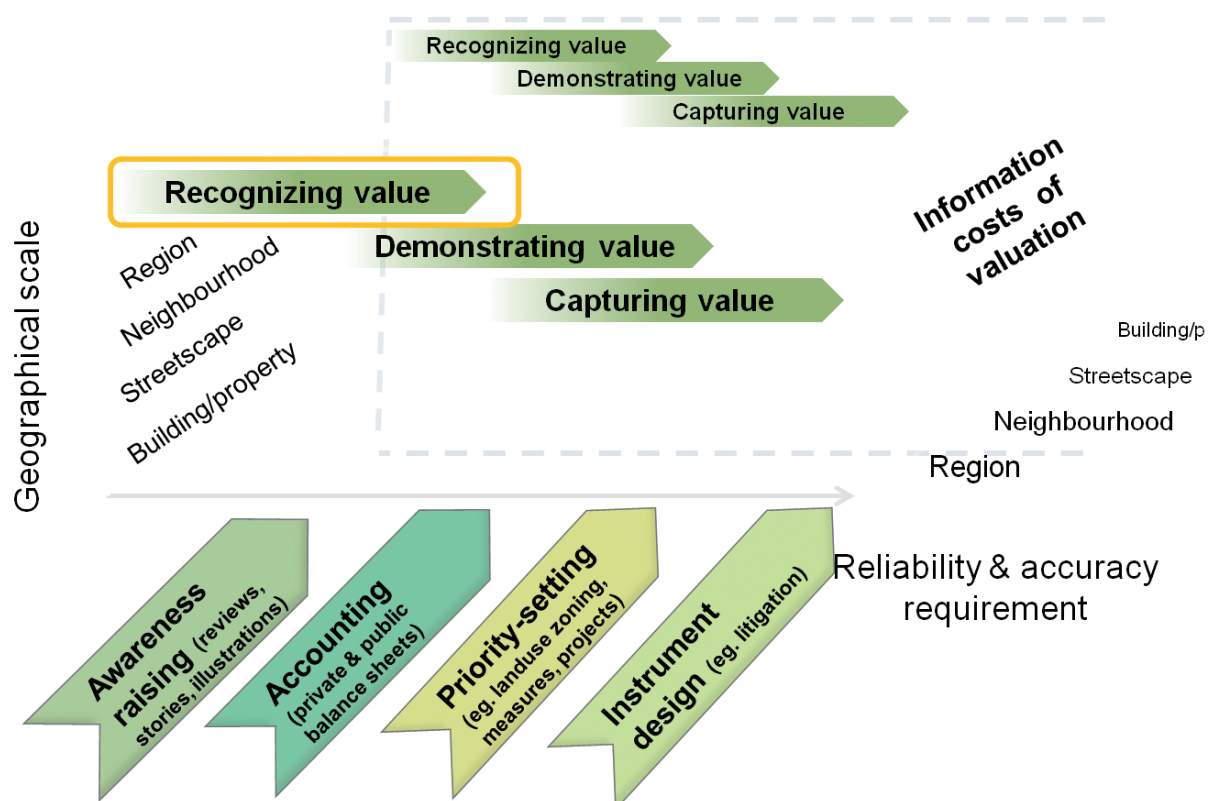


Figure 5. Purposes of ecosystem service valuation from theory (recognizing values) to practice (capturing values through their articulation in economic and other policy instruments).

Recognizing value

The MEA showed through the metaphors of natural capital and ecosystem services that nature was not just a matter of ethics and aesthetics, but the very material foundations of human societies. It showed that ecosystem services had a direct or indirect impact on all components of human wellbeing, including safety, basic material needs, health, good social relations etc (figure 6). The MEA only made a qualitative recognition of the societal value of nature, but it did engage so much with economic calculations. However, it already adopted the economic metaphor that portrays ecosystems as capital and their functions as services. The Pandora's box was opened and, as we shall see in the remaining of the presentation, we do not know any longer if we can get the genie back to the bottle.

Demonstrating value

The second level of engagement with valuation is what we call demonstrating value in the TEEB report jargon. Around 2007-2008, during preparations for the celebration of the Nagoya meeting of the Convention on Biological Diversity in 2010, the community in environmental science and policy reviewed state of the art knowledge on biodiversity loss to assess progress towards the objectives of the Convention on Biological Diversity, signed in 1992.

The Convention on Biological Diversity had set us a goal to break down or reverse biodiversity loss by 2010. However, scientific data showed that the attempt to reach this objective had been an absolute failure. Not only had we failed to break down

the pace of biodiversity loss, but biodiversity loss kept accelerating. Some estimates suggest that biodiversity is being lost at a rate that is 1,000 times faster than in pre industrial times.

In these years, something happened in the environmental policy and conservation community, which Spash (2009) has referred to as the 'new environmental pragmatism'. New environmental pragmatism stems from a reflection among environmentalists that makes the case that 'We have failed to protect nature with ethics and aesthetics. If we want to make a difference, we have to be far more pragmatic. We have to adopt valuation languages that resonate more strongly with the language that is used in decision making circles'. Since we live in a capitalist economy, the valuation language that is deemed most powerful in decision making processes is obviously money.

At this point, there was a decision to emulate the approach of the Stern report. Stern led an influential report in 2007 (Stern and Stern, 2007) that assessed the costs of inaction to stop climate change, coming up with some eye-opening figures on how this would affect GDP. The report, The Economics of Ecosystem Services and Biodiversity (TEEB) emulates this approach to show what the cost of inactions would be in relation to biodiversity loss.

The TEEB process was a complicated one, because it involved ecologists, social scientists, environmental economists, and ecological economists. We were clashing with each other, especially when it came to defining the core concepts that would guide the report as a whole.

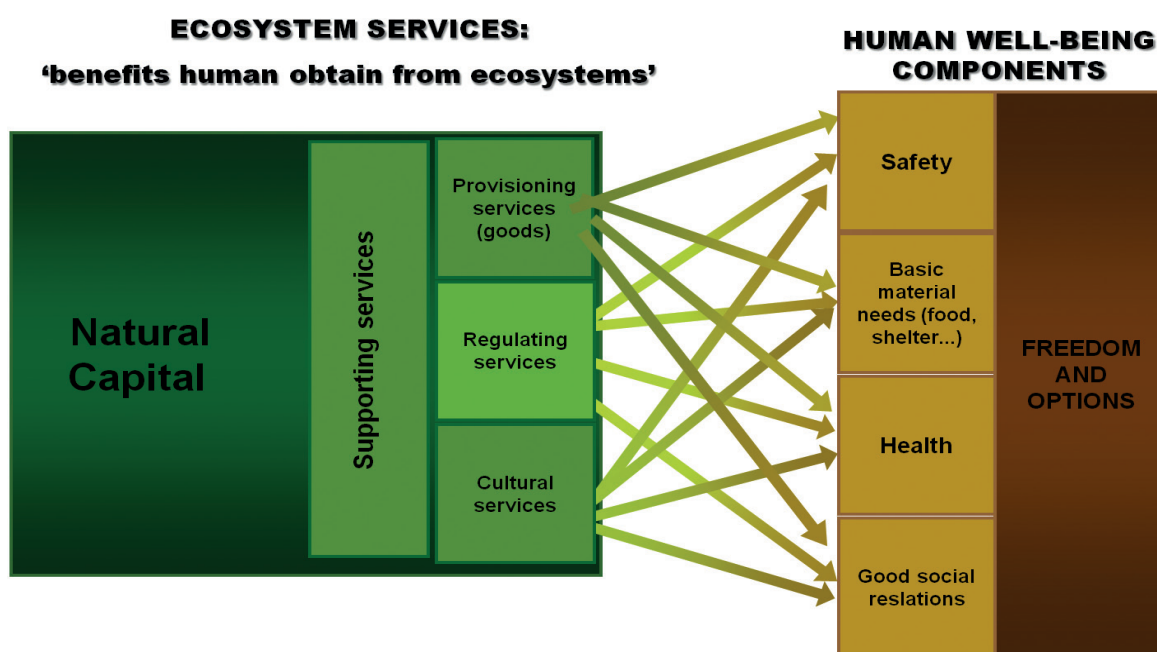


Figure 6. Impacts of ecosystem services on human well-being (MEA, 2005).



A key point of contention in the TEEB process was the following: What is value? When I ask my students every year 'What is the first idea that comes into your mind when you think of value?' Between 99 and 100% of the times, the answer I get is 'money'. Actually, within the discourse of ecosystem services, value is very often misread as merely denoting monetary value. This is prominent among economists, who often reduce value to money, but also among the critics of the ecosystem service approach, who very often taken for granted this sort of framing.

What if we check what the authorities of language have to say on this? For instance, if we look at the Oxford Dictionary, it defines value as the regard that something is held to deserve, or the importance, worth or use of something. Yes, money definition comes too, but only as the third or fourth definition of value. The keyword here is importance, but there is another important thing. I did not check the French ones, but in both Spanish and English dictionaries, you will also see values defined in the sense of 'held values'. This means that we are not just considering values in terms of individual preferences that we express in our choices in markets. Held value is understood as the principles and convictions regarding what we believe is the right thing to do and the right way to behave towards nature and other people. This is a fundamental component of value that for some time has been vastly overlooked in the ecosystem services literature. However, we are promoting this broader meaning of value in the Inter governmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES).

I want to stress the idea that values do not emerge from preferences only, but also from principles, convictions and notions of virtue. Finding the common substance of value has been a philosopher's stone that economists have been looking for for centuries. The physiocrats tried to find it in land, neoclassical economist in utility, Marx and Ricardo (building on Ibn Khaldun) in labour, and some ecologists in ecological footprints or energy. There was always this attempt to find a common substance or value. However, in a broad sense, value is about how people attribute importance and meaning, and if we want to get a comprehensive picture of the societal importance of nature and the services it produces, we need to acknowledge different valuation languages. This is core foundation of ecological economics. We will possibly never find a common denominator that captures all values of nature.

How to measure the economic value of the environment?

As we said, most ecosystem services are not mediated by markets. If we want to find the economic value of a provisioning ecosystem service, such as food, for example, we can use prices as a proxy of its economic value. However, most ecosystem services are not mediated by markets and thus do not have any explicit price.

Does that mean that they do not have a value? Obviously not, as Lord Darlington, a character in a book by Oscar Wilde's, puts it bluntly "*a cynic is a man who knows the price of everything and the value of nothing*"¹. In Spain, Antonio Machado said, "todo necio confunde valor y precio". It translates as something like every fool conflates price and value. Apparently, the importance of differentiating of price and value can be found in popular sayings and literature across different languages.

In the TEEB report, I tried to map out what sort of valuation languages we might have to deploy in order to obtain a broad picture of the importance of nature. There are two ways of approaching it. One way of looking at values rests on the idea that value only exists in the mind of the valuer and that values only emerge from people's subjective preferences, principles and convictions. On figure 7, we have, on the one hand, the valuation toolset of environmental economics, where you often look at shadow prices or parallel markets from which you might derive some proxy calculation of the value of ecosystem services. Not without resistance from some of fellow economists, we managed to include here the idea of non monetary valuation or social and cultural valuation (Pascual *et al.*, 2010). Interestingly the use of this approach has expanded in recent years. Jasper Kenter (Kenter *et al.*, 2015) is among the people that are working with this approach, but there is a growing community opening up this box.

Another way of looking at value is from the perspective that there is some sort of objective importance in things. I believe there is some objective importance in things, because we physically depend on ecosystem services. We need 2 3,000 kilocalories per day in order to live. There are toxicity levels in air, water, and food that we cannot exceed, otherwise we will die or lose health. Therefore, ecosystem services are also objectively important for us. This is why biophysical accounts are an important valuation language too.

There are different values to be considered from a biophysical perspective. First, insurance values, which I also included in the report to deal with the value of resilience. It rests on the idea that it is not



only important to have a rich flow of ecosystem services, but actually, we want to make sure that the system is resilient enough to be able to buffer disturbances so that this flow of services can be maintained over time. With this notion, we try to stress this temporal perspective. On the other hand we have the family of biophysical valuation instruments that are widely used in ecological economics and industrial ecology. These are based on carbon, water, material, energy footprints etc.

In recent years, we have pushed the notion of integrated ecosystem service valuation, which explicitly integrates ecological, socio cultural and economic values. The divide in these three values is just a convention. It is only one possible way of classifying values, so these have to be understood as ideal analytical categories in the Weberian sense. The core message is that each of these valuation languages is more strongly or weakly attached to particular types of ecosystem services. Each of them relies on their own logics, metrics and methodologies (figure 8).

It is interesting, for instance, when my ecologist colleagues tell me, 'We do not deal with valuation. It is something economists do'. I say, 'No, ecology has been dealing with valuation for decades'. It deals with things like species richness, rareness, diversity and vulnerability. This is the valuation language of ecology. They are criteria that are used in order to rank importance. For instance, we take decisions about which places we want to protect, and this is valuation at its core.

Capturing value

There is a third level of engagement with valuation. Some people claim, especially among environmental pragmatists, that it is not enough to 'demonstrate' value. It is not enough to put in money figures or other types of numbers to quantify values. Unless you design some form of institutional device or economic incentive to turn these theoretically demonstrated values into real cash flows –the argument goes, you will not make a difference in people's actual behaviour. The case is made for designing novel institutions that can turn these theoretical values into cashflows or other kind of incentives to change behavior.

How could this be done? In principle, with a whole range of institutional approaches. We could use public policy regulations, community based management, or economic instruments. However in the spirit of the times, the approach that has been privileged for capturing value has been the development of the so-called market based instruments for ecosystem services.

With my friend Roldan Muradian, we published a special issue in Ecological Economics that we called 'In Markets We Trust?' (Gomez-Baggethun and Muradian, 2015). We trace back how the discourse on market based conservation is elaborated. Documents published in the 1980s and 1990s crafted this discourse by attacking the so called 'first generation of environmental policy instruments' based on public policy regulations, mostly implemented in the 1970s.

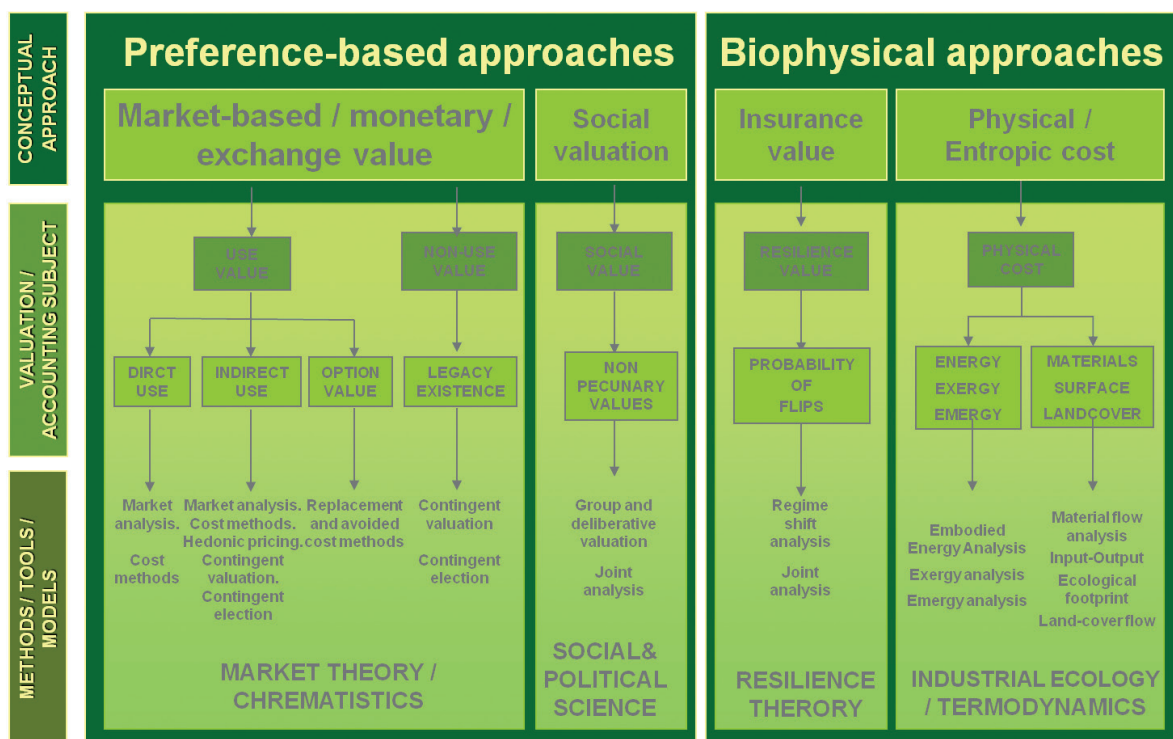


Figure 7. (Gómez-Baggethun and de Groot 2010).

The discourse portrays these instruments as authoritarian, top down, state driven command and control types of mechanisms and makes the case that we have to find more flexible, adaptive, voluntary based mechanisms to align market forces with conservation objectives. Much of the early literature comes from lawyers and economists from top US universities. It had a strong effect in the United Kingdom and eventually started to make its way into continental Europe as well. The clearest example is the development of the carbon market in Europe. Before Kyoto, European environmental policy did not pay much attention to the market as a core institution in environmental governance and the focus remained in public policy regulations.

In the early 1990s Clinton's Advisory Board on Sustainable Development made a case against public policy regulation and in favour of market based instruments. Eventually, a whole set of inter governmental organisations started advocating this approach, from the World Bank to different United Nations organisations that embraced the idea that economic growth and free trade should be key drivers of sustainable development. The Brundtland Report (Brundtland *et al.*, 1987) portrays growth as beneficial for the environment. We can see this advocacy for growth also through the Green Economy Report that the United Nations Environment Programme (UNEP 2011) and in all

major Earth summit declarations. These makes a very clear case for free trade and growth in environmental policy, despite the empirical evidence that shows there is a correlation between economic growth and resource use.

What are the two main families of policy instruments used to implement this approach? On the one hand, markets of environmental degradation, which are to some extent based on the 'polluter pays' principle. They are designed mostly to minimize negative externalities. On the other hand, we have payments for ecosystem services, based on the 'steward gets' principle and designed to reward people contributing to produce positive externalities, or ecosystem services.

I guess you are familiar with biodiversity offsets and payments for ecosystems services. The controversy is served. There are heated debates in the literature. We have proponents of market based instruments saying that they are more cost effective, flexible and capable of collecting resources from the private sector, and that they are more likely to create win win solutions between development and conservation goals. Critics on the other hand, make the case that external payments can erode intrinsic motivations for conservation and can promote unequal access to land and resources by privileging those with ability (rather than willingness) to pay.

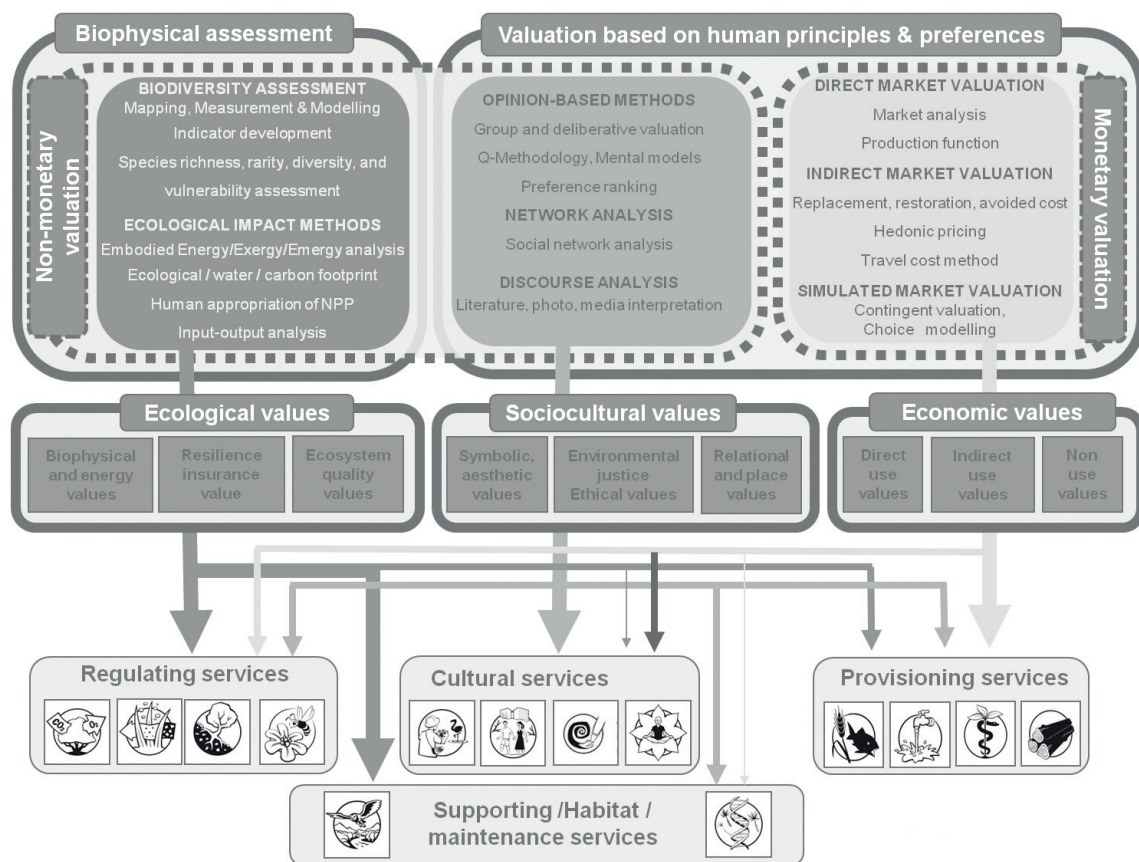


Figure 8. Ecological, socio-ecological and economic values, their methodologies and the type of ecosystem services they are the most attached to. From Gómez-Baggethun *et al.*, 2016.

Economic valuation and the commodification of nature

Critics further note that market valuation and instruments contribute to undesirable commodification of human nature relations. This is something I would like to discuss in a bit more detail. The commodification of nature is now a heated debate in the environmental science and policy agendas. Concerns about commodification are based on historically grounded observation that it changes the relationships between people and between people and nature. For instance, in France, Marcel Mauss was one of the early observers of the effects of commodification processes within social relations. Ecologists and some environmentalists fear that commodification of human nature relations can have detrimental effects on how we manage nature.

Commodification refers to the expansion of markets into previously non-market areas and to the treatment of things and processes as if they were tradable objects. It does not start at the point we set up a market to exchange things. In fact, the commodification process starts earlier, with symbolic and discursive transformations that leads us to perceive things as saleable or tradable.

But why is there so much fuss about commodification of nature when it is not a new phenomenon at all? Provisioning services like food, timber etc. have been traded in markets for centuries or even millennia. So why is there so much controversy about commodification of other types of ecosystem services such as regulating services or habitat services? There could potentially be many reasons, but one important reason is that actually, when we buy and sell tomatoes, we are not commodifying the tomato itself. It is the human (and animal!) labour

involved in the production of that tomato what we are commodifying.

Differently, when we commodify supporting and regulating services, for instance through carbon offsets, we are not paying someone for the work he or she does. We are allowing someone to appropriate nature's work, the work that nature does for free, just by putting property rights on it and allowing that person to derive a rent. This is often at the expense of the ecological commons that become enclosed. This is the type of reasoning that led Pierre Joseph Proudhon in the 19th Century to portray property as theft. It was also a situation in which property was encroaching upon the ecological commons.

The idea that ecosystem services can be privately appropriated, monetised and sold in markets is relatively recent in economic thinking. The classical economists recognised ecosystem services *avant la lettre*. Although they did not use that word, they referred to contributions from natural forces, etc. They always believed they did so as use values, not as exchange or money values. In the early 19th century Jean Baptiste Say² wrote *'The wind which turns our mills and even the heat of the sun works for us. Happily, no one has yet been able to say, "The wind and the sun are mine, and the service which they render must be paid for"'*. It is an interesting sentence to pick up at a time when payments for ecosystem services are becoming an increasingly important piece of environmental policy. Likewise, David Ricardo (1772-1823) wrote that "Natural agents are serviceable to us by adding to value in use; but as they perform their work gratuitously, as nothing is paid for the use of the air, of heat, and of water, the assistance which they afford us, adds nothing to value in exchange" (1817 [2001], p. 208)

Tentative period	Stage	Conceptualization	Action	Value	Influential publications
1960s- 1990s	Utilitarian framing	Ecosystem functions as services	Ecosystem functions framed in utilitarian terms	Use value	Daily, 1997 De Groot et al. 2002 MA, 2003
Starting in 1960s, boosts in the 1990s	Monetization	Ecosystem services as valuable / monetizable	Refinement of methods to value ecosystem services in monetary terms	Exchange value	Costanza et al., 1997 Stern, 2006 EC, 2007
Starting in 1970s, boosts in the 2000s	Appropriation	Ecosystem services as appropriable	Clear definition of ecosystem property rights (e.g. land titling)	Exchange value	Coase, 1960 Hardin, 1968
	Exchange	Ecosystem services as exchangeable	Institutional structures created for sale / exchange (PES and MES)	Exchange value	Wunder, 2005 Engel et al., 2008

Table 1. The four main stages of commodification.

Stages in this commodification process (table 1)

The first stage in the commodification process takes place in the domains of language and of symbolic change and it consists of the **utilitarian framing of nature**. It starts when we reframe ecosystem functions (a concept traditionally used in ecology to refer to processes that operate in an ecosystem irrespective of whether they were useful for humans) as ecosystem services, thereby attributing them a **use value**. This may be seen as relatively unproblematic in that it is a fact that nature is useful for people. However, it has implications in terms of framing as it involves a shift from the ecocentric perspective used in ecology to the anthropocentric perspective used in economics.

The second stage, monetization, takes place when we do not only say that ecosystem services have a use value but also a potential **exchange value**.

In the controversies that followed the publication of its famous paper (figure 9), Costanza said, 'We should not commodify nature, but we should put economic values on nature.' However, what I have referred to elsewhere as 'the tragedy of well intentioned valuation' is that you cannot put monetary values on ecosystem services and expect that nothing will happen afterwards. You are creating discursive framings and metrical technology that paves the way for commodification to happen. There are different agendas out there. While, Costanza with the best of intentions tries to make nature's value visible,

others use these values to further their agendas of creating new fresh space for accumulation through the creation of new markets.

The third stage in the commodification process, **appropriation**, involves institutional changes. Ecosystems that were in a situation of public or common property, or sometimes simply open access, are given clearly defined property rights, very often private ones. Coase, in 1960, made an influential contribution in this regard by making the case that if we want to deal with externalities in an effective way, we need clear property rights on these externalities. Adding to this is the infamous tragedy of the commons by Hardin in 1968, which made an important mistake by conflating the notion of public access with that of the commons. This problem framing has been frequently picked up by the World Bank and others to promote the privatisation of natural resources and land.

The fourth stage in the commodification process, **exchange**, is when you turn ecosystem services into actual commodities. When you set up a market where these ecosystem services can be bought and sold, as with carbon markets. Nowadays, there is a growing number of markets and payments for ecosystem services that are already implemented worldwide (table 2).

SERVICES	\$ ha ⁻¹ yr ⁻¹
+ GASES REGULATION	1.341
+ CLIMATE REGULATION	684
+ DISTURBANCE BUFFERING	1.779
+ WATERSHED REGULATION	1.115
+ WATER SUPPLY	1.692
+ EROSION CONTROL	576
+ SOIL FORMATION	53
+ NUTRIENT CYCLING	17.075
+ WATER PURIFICATION	2.277
+ POLLINATION	117
+ CONTROL OF ALIEN SPECIES	417
+ HABITAT / REFUGEE	124
+ FOOD PRODUCTION	1.386
+ RAW MATERIALS	721
+ GENETIC RESOURCES	79
+ RECREATION	815
+ CULTURAL SERVICES	3.015
TOTAL	33.266

17 ECOSYSTEM SERVICES FROM 16 BIOMES ESTIMATED TO HAVE HIGHER VALUE THAN THE WORLD'S GDP IN 1994



GDP OF THE GLOBAL ECONOMY

25 BILLION
94 US \$



ECOSYSTEM SERVICES' VALUE

33 BILLION
94 US \$

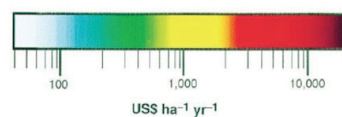
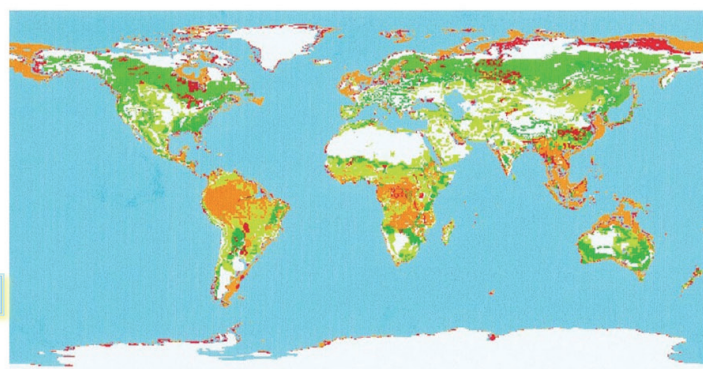


Figure 9. Estimation of the world's natural capital and ecosystem services (Costanza et al., 1997).

Scope and limits of economic valuation

Why do I believe the market approach to the governance of ecosystem services will fail in the attempt to secure the sustainable use of the ecological commons? I believe there are at least four to five important types of limits to the effectiveness of the market instruments in the governance of ecosystem services, in particular those with public good character.

The first concerns **physical limits**. We may use the metaphor of ecosystem services to break down ecological complexity into a limited set of functions and services for analytical purposes. However in reality, we know that ecosystems are complex, intertwined

systems of functions, structures and processes. It is very difficult to isolate one ecosystem service and create a discrete, tradable unit. Hence, for their very physical nature, it is complicated to commodify ecological processes.

The next type is about **institutional limits** (table 3). Markets are effective in governing objects with private good character. However, we know that it is usually states that have historically taken responsibility for the governance of public goods. Markets are usually not an effective governance mechanism in this case because of problems of free riding, excludability etc. Most ecosystem services are public goods in nature.

Mechanism	Commodified ecosystem service	Sites of application	Reference
Markets for Ecosystem Services	Emission trading of greenhouse gases (atmospheric sink functions of CO2)	European Union	Barker et al., 2001
		United Kingdom	Bayon, 2004
		Chicago	Bayon, 2004
	Sulphur dioxide emission trading (atmospheric sink functions of SO2)	USA through the US Clean Air Act of 1990	Stavins, 1998
	Wetland mitigation banking	USA	Robertson, 2004
Payment for Ecosystem Services	Watershed protection	Central America	Corbera et al., 2007
		Ecuador	Wunder and Albán, 2008
	Carbon sequestration	Costa Rica	Pagiola, 2008
		Ecuador	Wunder and Albán, 2008
	Habitat conservation / wildlife services	Bolivia	Asquith et al., 2008;
		Zimbabwe	Frost and Bond, 2008
	Bio prospecting	Costa Rica	Pagiola, 2008
	Agro environmental measures	European Union	Dobbs and Pretty, 2008
US		Claassen et al., 2008	

Table 2. Markets and payments for ecosystem services (Gómez-Baggethun et al., 2010)

		RIVALRY	
		Low	High
EXCLUDABILITY	Difficult	Public	CPRs
	Easy	Club	Private

Table 3. Institutional limits: Public good nature of most ecosystem services makes exclusion technically difficult and economically expensive (Farley and Costanza 2010; Muradian and Gomez-Baggethun 2013).

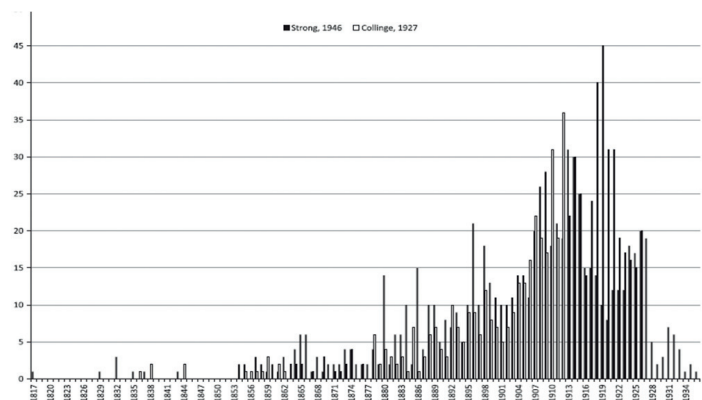


Figure 10. Number of publications on economic ornithology published per year, 1817-1936 (Kronenberg, 2014, based on Collinge, 1927; Strong, 1946).



Then there are **technological limits** (figure 10). Note this trap of short term pragmatism. If you make the case that we should conserve ecosystem services because it is profitable, you get into a very risky domain. What you see in this graph is the rise and fall of economic ornithology about a 100 years ago, a body of literature that made the same profit-driven case for conservation that is often made today with ecosystem services. We should protect birds because they prevent pests, insect outbreaks, etc. The rise and fall of economic ornithology came with the invention of pesticides, when humans found a cheaper way to cope with plagues. Then interest in economic ornithology collapsed. The lesson to be learnt here is that if environmentalists put all the eggs in one basket and concentrate their discourse in the instrumental value of nature, their arguments may fall apart as soon as a technological innovation allows to replace the benefit produced by an ecosystem service at lower cost.

There are also **political limits**. Commodification processes and expanding markets have always encountered social contestation, which is what Karl Polanyi, in 'The great Transformation', refers to as the 'double movement' (Polanyi, 1957). Some indigenous people in Latin America and other regions see REDD³ and payments for ecosystem services as schemes that encroach on their customary rights of access to land and resources. Sometimes, societal opposition to commodification of ecosystem

Finally, there are ethical limits. Every society has accepted that some things should not be for sale. Sometimes, we have not only banned specific forms of commodification, but also de-commodified things, turning market internalities into market externalities. Examples include the abolition of slavery and the abolition of the practise of selling spiritual indulgences in the Middle Ages. As you know, in Catholic countries, we were buying and selling spiritual indulgences. You could buy your way to Heaven if you had the ability to pay the price of your sin.

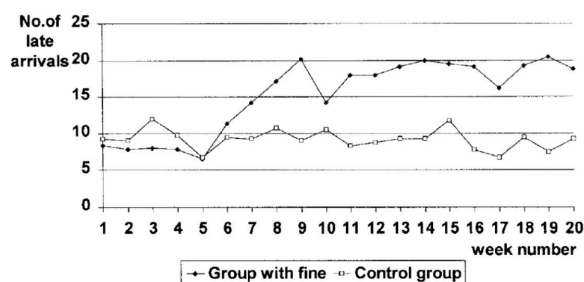


Figure 11. Average number of late-arriving parents each week in a kindergarten, with or without a fine (Gneezy and Rustichini 2000).

The Protestants finished this practise. Interestingly, however, in our post modern society we do no longer buy and sell spiritual indulgences, but we increasingly buy and sell environmental indulgences. We believe that as long as you can pay for your pollution and resource depletion, you are allowed to destroy nature and to pollute. This is important, because we are mixing the domains of prices and rights, which is something I would like to discuss afterwards.

I am finishing with one final observation that also has important implications for economic valuation and the use of payments as incentives for conservation. Many economists expect that an external incentive, for instance a payment, will always reinforce the pre existing intrinsic motivation to conserve nature. We know from experimental economics that this is not always the case and that external and intrinsic motivations interact with each other in much more complex ways than often assumed in conventional economic thinking. Note the following classical example. In a kindergarten in Israel parents were arriving late to pick up their children. The kindergarten decided to issue a fine to those parents arriving late, with the counter intuitive effect that parents started to arrive even later (figure 11). Why is this? We may find the answer in the difference between fines and prices. A fine has the moral connotation of being punished for doing something wrong. However, prices are widely seen to be morally neutral. Once a society accepts that something can be bought and sold, this is mostly left to the domain of individual choice. The problem is that the parents in our story took the fine as a price, namely the price for their right to arrive late. They may have thought, 'If I pay for arriving late, then I am released from my responsibilities'.

This may also happen with payments for conservation. For example a study conducted by colleagues of mine in Chiapas, Southern Mexico, showed that payments were eroding the intrinsic motivations for conservation (figure 12). Another paper we published

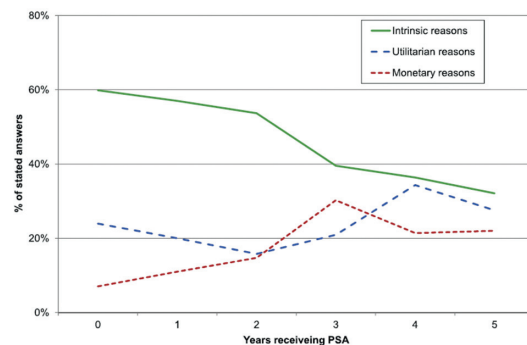


Figure 12. Percentage of reasons for conserving nature in the future in relation to number of years receiving PSA (Rico Garcia-Amado et al., 2013).



shows there is increasing empirical evidence of motivation crowding effects. As figure 13 shows, this has happened mostly in Southern countries, even though these instruments have been designed in Northern countries. As Hannah Arendt puts it, "the problem with modern theories of behaviour is not that they are wrong but that they could come true"⁴. Incentives shape behaviour and change logics.

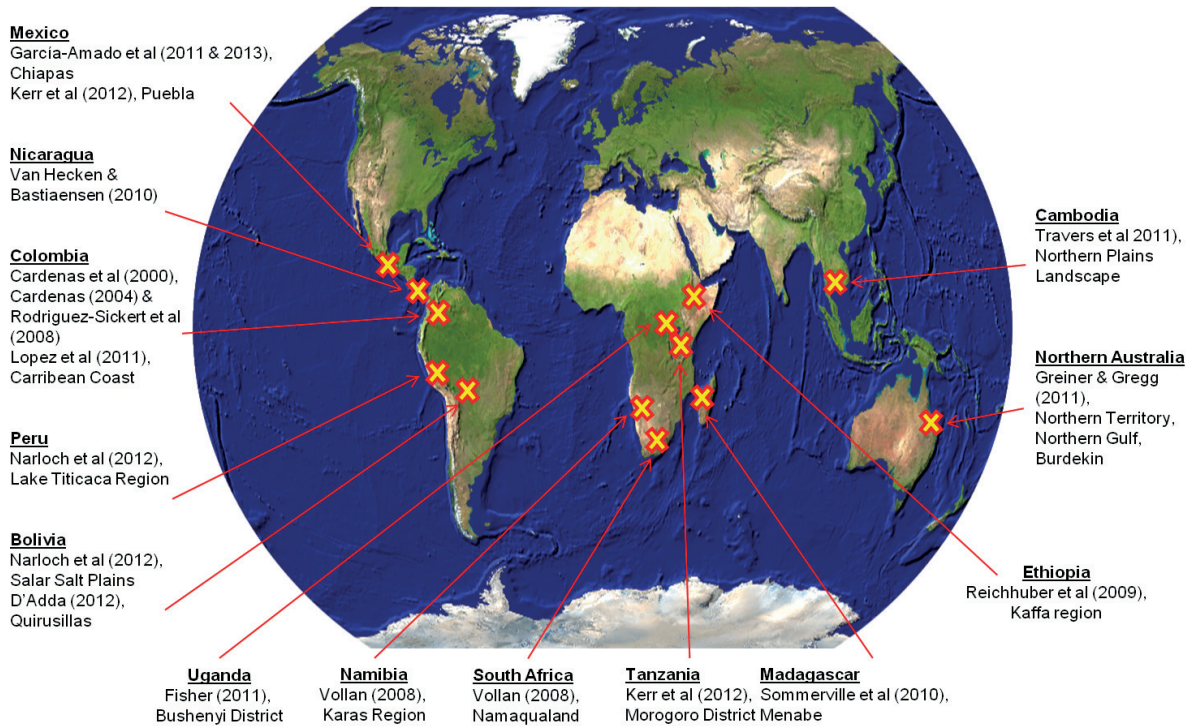


Figure 13. Examples of motivation crowding with payment for conservation (Rode, Gomez-Baggethun and Krause, 2015).

FOOD FOR THOUGHT

Let us finish by summarizing some of the key messages.

Value is about importance. If we want to understand the importance of nature, we need to use different valuation languages. The economic values of nature are obviously important, but we also have to acknowledge the symbolic, cultural and ecological and other types of values related to the environment, and the fact that these cannot be captured with a single rod of measure because they are incommensurable with one another.

Economic valuation of ecosystem services can be a powerful tool for awareness raising. It helps revealing how some economic actors impose costs on future generations or other people. However, I make the case that, used beyond its adequate scope of application, it leads to what I have referred to as the tragedy of well intentioned valuation. However good your intention may be, if you put economic values on ecosystem services that we may not want to be governed by market values and norms, economic valuation will be counterproductive because, as I said before, it will create discursive framings and metrical technology that paves the way for undesirable commodification of nature.

Hence, to value or not to value? Well, as I have argued elsewhere with my Greek colleagues Kallis and Zografos (2013), this is not the question. We need to democratically decide the separation between ecosystem services we believe may be governed by markets and those which may not. What we believe is ethically and politically acceptable to be governed by markets and what is not. When Kant said 'In the kingdom of ends, everything has a price or a dignity', he was pointing to the importance of this question, that we are not discussing in enough depth. If we want to delineate what should be inside and outside markets, technical criteria (such as the physical and institutional characteristics of goods) matter, but ultimately, it is fundamentally a political and ethical dilemma. We need to decide which ecosystem services or externalities we want to internalise and which internalities we may want to externalise from markets.

For the reasons stated above, I believe that in taking up the challenge of governing the ecological commons in the 21st century, the market approach has a limited scope of application and limited chances to succeed. I believe we will need higher levels of public policy regulation, strategic planning and international cooperation. There is a need for an institutional architecture that we are lacking nowadays and that we will have to build in the coming decades if we are to tackle effectively our global environmental challenges.

Notes

1/ In *Lady Windermere*, Oscar Wilde (1854-1900)

2/ 1829, p. 250. Revised in Gómez-Baggethun *et al.*, 2010, *Ecological Economics* 69: 1209-1218.

3/ The Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation initiative

4/ Arendt, H (1958). *The Human Condition*. Chicago

Références bibliographiques

Brundtland, G. H., Khalid, M., Agnelli, S., Al-Athel, S., & Chidzero, B. (1987) *Our common future*. New York.

Collinge, W. E. (1927) *The Food of Some British Wild Birds: A Study in Economic Ornithology*. York (UK).

Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., ... & Raskin, R. G. (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *nature*, 387(6630), 253.

Farley, J., & Costanza, R. (2010) Payments for ecosystem services: from local to global. *Ecological economics*, 69 (11), 2060-2068.

García-Amado, L. R., Pérez, M. R., & García, S. B. (2013) Motivation for conservation: assessing integrated conservation and development projects and payments for environmental services in La Sepultura Biosphere Reserve, Chiapas, Mexico. *Ecological Economics*, 89, 92-100.

Gneezy, U., & Rustichini, A. (2000) Pay enough or don't pay at all. *The Quarterly Journal of Economics*, 115(3), 791-810.

Gomez-Baggethun, E., de Groot, R. (2010) Natural capital and ecosystem services: the ecological foundation of human society. *Ecosystem*

- Services: Issues in Environmental Science and Technology. Cambridge: Royal Society of Chemistry, 105-21.
- Gómez-Baggethun, E., De Groot, R., Lomas, P. L., & Montes, C. (2010) The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes. *Ecological economics*, 69(6), 1209-1218.
- Gómez-Baggethun, E., & Barton, D. N. (2013) Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological economics*, 86, 235-245.
- Gómez-Baggethun, E., Gren, Å., Barton, D. N., Langemeyer, J., McPhearson, T., O'Farrell, P., ... & Kremer, P. (2013) Urban ecosystem services. In *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities* (pp. 175-251) Springer, Dordrecht.
- Gómez-Baggethun, E., & Muradian, R. (2015) In markets we trust? Setting the boundaries of market-based instruments in ecosystem services governance. *Ecological Economics* 217-224.
- Gómez-Baggethun, E., Barton, D.N., Berry, P., Dunford, R. and Harrison, P.A. (2016) Concepts and methods in ecosystem services valuation. In *Routledge handbook of ecosystem services* (pp. 99-111) Routledge.
- Kallis, G., Gómez-Baggethun, E., & Zografos, C. (2013) To value or not to value? That is not the question. *Ecological economics*, 94, 97-105.
- Kenter, J.O., O'Brien, L., Hockley, N., Ravenscroft, N., Fazey, I., Irvine, K.N., Reed, M.S., Christie, M., Brady, E., Bryce, R. and Church, A. (2015) What are shared and social values of ecosystems?. *Ecological Economics*, 111, pp.86-99.
- Kronenberg, J. (2014) What can the current debate on ecosystem services learn from the past? Lessons from economic ornithology. *Geoforum*, 55, 164-177.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and human well-being*. Vol. 5. Washington, DC: Island press.
- Muradian, R., & Gómez-Baggethun, E. (2013) The institutional dimension of "market-based instruments" for governing ecosystem services: Introduction to the special issue. *Society & Natural Resources*, 26(10), 1113-1121.
- Naredo, J. M. (2003) *La economía en evolución: Historia y perspectivas de las categorías básicas del pensamiento económico*. 3ªed (Doctoral dissertation, Ed. S. XXI, Madrid)
- Pascual, U., Muradian, R., Brander, L., Gómez-Baggethun, E., Martín-López, B., Verma, M., ... & Farley, J. (2010) The economics of valuing ecosystem services and biodiversity. *The economics of ecosystems and biodiversity: ecological and economic foundations*, 183-256.
- Polanyi, K. (1957) *The Great Transformation: The Political and Economic Origins of Our Time*. Beacon Press, Boston. First published in 1944.
- Rode, J., Gómez-Baggethun, E., & Krause, T. (2015) Motivation crowding by economic incentives in conservation policy: A review of the empirical evidence. *Ecological Economics*, 117, 270-282.
- Sathirathai, S., & Barbier, E. B. (2001) Valuing mangrove conservation in southern Thailand. *Contemporary Economic Policy*, 19(2), 109-122.
- Spash, Clive L. (2009) The new environmental pragmatists, pluralism and sustainability. *Environmental Values* 18.3: 253-256.
- Stern, N., & Stern, N. H. (2007) *The economics of climate change: the Stern review*. Cambridge University press.
- Strong R.M. (1946) *A Bibliography of Birds: Subject Index*. Field Museum of Natural History, Chicago.
- UNEP (2011) *Towards a green economy: pathways to sustainable development and poverty eradication*. UNEP, Nairobi.





Les services écosystémiques dans les espaces agricoles

Paroles de chercheur(e)s

Pour citer l'ouvrage en entier
Métaprogramme Inra EcoServ, 2020 (coord). Les services écosystémiques
dans les espaces agricoles. Paroles de chercheur(e)s. 156 pages.

Pour citer un chapitre : Noms des auteurs, 2020. Titre du chapitre. In :
Métaprogramme Inra EcoServ, 2020 (coord), Les services écosystémiques
dans les espaces agricoles, pp. x-y.

Relecture-réécriture par Plume & Sciences
Conception par Lilou.B, graphiste indépendante