

Références



Novembre
2010

Conservation et utilisation durable de la biodiversité et des services écosystémiques :

analyse des outils économiques

*Rapport de la commission des comptes
et de l'économie de l'environnement*

Présent
pour
l'avenir

La commission des comptes et de l'économie de l'environnement a examiné ce rapport lors de sa réunion du 24 septembre 2010 présidée par M Lucien Chabasson. Ce rapport thématique a été réalisé par la sous-direction de l'économie des ressources naturelles et des risques du SEEIDD

Collection « RéférenceS » du Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD)

Directrice de la publication : Michèle Pappalardo

Coordination éditoriale : Pierre Meignien et Elen Lemaître-Curri

Rédacteurs :

Pierre Meignien et Elen Lemaître-Curri avec la participation de :

Marc Aviam, Martin Bortzmeyer, Eric Corbel, Gaëtan Dubois, Peggy Duboucher, Hélène Gaubert, Jean-Luc Guittot, Julien Hardelin, Arthur Katossky, Christine Lagarenne, Sylvie Lefranc, Nicolas Manthe, Vincent Marcus, Mélanie Mauge, Julien Monnery, Delphine Morandeau, Frédéric Nauroy, Héloïse Pichot, Jean Plateau, Christophe Poupart, Sarah Quatresous, Thierry Quintre-Lamothe, et Antonin Vergez.

Remerciements :

Ce rapport a bénéficié de la relecture attentive et des contributions de : Eva Aliacar, MEDDTL/DEB ; Irène Alvarez, AFD ; Michel Badré, CGEDD ; Marine Baudet, MAEE ; Bernard Chevassus-au-Louis, INRA ; Gilles Kleitz, AFD ; Thomas Legoupil, MEDDTL/DAEI , Cyril Loisel, MAEE ; Romain Pirard, IDRI ; Guillaume Sainteny ; Pierre Sigaud, MEDDTL/DAEI et Julien Vert, MAAPRAT ;

ainsi que des conseils et orientations de : Farhid Bouagal MEDDTL/SOeS; Dominique Bureau, CEDD ; Julien Calas, FEM ; Audrey Coreau, MEDDTL/DEB; Ygor Gibelind, MAAPRAT; Patrice Grégoire, MEDDTL/SOeS; Roger Jumel, MAAPRAT; Vanessa Nuzzo, MEDDTL/DEB ; Bernard Poupat, MEDDTL/SOeS ; Monique Tremblay, ministère en charge de l'environnement du Québec ; Jacques Weber, CEDD, CIRAD, CSPNB, des participants à la réunion conjointe CSPNB-CEDD du 5 juillet 2010 et des membres de la Commission des comptes et de l'économie de l'environnement.

Le secrétariat de rédaction a été assuré par Isabelle Conan, la mise en page par Daniel Canardon.

Crédits photos couverture (MEDDTL) (*de gauche à droite et de haut en bas*) : Photo 1 Laurent Mignaux - Photo 2 Jérôme Couroucé (île Royale et île du Diable) - Photo 3 Laurent Mignaux (Pastoralisme en zone humide) - Photo 4 Arnaud Bouissou (Route départementale) - Photo 5 Samuel Montigaud (Atelier "Du haut des arbres") - Photo 6 Laurent Mignaux (Forêt de Fontainebleau, parcelle d'exploitation forestière) - Photo 7 Laurent Mignaux - Photo 8 Olivier Brosseau - Photo 9 Olivier Brosseau - Photo 10 Laurent Mignaux (Lac Léman)

Table des matières

AVERTISSEMENT AU LECTEUR.....	3
INTRODUCTION	5
I. UNE RICHESSE ET UNE RESPONSABILITE PARTICULIERES DE LA FRANCE	7
II. DE LA PROTECTION DE LA NATURE A CELLE DE LA BIODIVERSITE ET DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES.....	13
II.1. Une impulsion internationale : les principaux textes depuis 1950	13
II.1.1. Les conventions internationales	13
II.1.2. Les directives et politiques européennes	13
II.1.3. La protection de la nature et de la biodiversité en France	14
II.2. Les leviers d'actions qui apparaissent importants aujourd'hui	16
II.2.1. Davantage de prise en compte de la biodiversité générale et des services rendus	16
II.2.2. Davantage d'intégration dans les politiques sectorielles	16
II.2.3. Une gouvernance partagée.....	18
II.2.4. Des financements croissants.....	19
III. L'EVALUATION DE LA BIODIVERSITE ET DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES	21
III.1. Méthodes d'évaluation.....	21
III.1.1. Les outils et systèmes d'information sur la biodiversité	21
III.1.2. Les typologies de services du <i>Millennium ecosystem Assessment</i>	22
III.1.3. Des écosystèmes au bien-être, le rôle clé des fonctions écologiques.....	23
III.1.4. Les composantes de la « valeur économique totale »	25
III.1.5. Les principales méthodes d'évaluation économique.....	26
III.1.6. Quelques exemples de valeurs monétaires de services écosystémiques	28
III.1.7. Les limites de l'évaluation monétaire : apports méthodologiques du rapport du CAS « Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes »	31
III.2. Les apports de l'évaluation monétaire	34
III.2.1. La prise de décision	34
III.2.2. Le développement d'indicateurs macro-économiques	36
III.2.3. La mise en place d'outils économiques	38
IV. LES APPORTS DES OUTILS ECONOMIQUES AUX POLITIQUES DE PRESERVATION DE LA BIODIVERSITE	40
IV.1. Les outils économiques peuvent contribuer à corriger des imperfections de marché	40
IV.2. Les recommandations internationales.....	40
IV.3. Les typologies d'outils économiques pour la préservation de la biodiversité.....	43
IV.4. Les mesures existant en France	45
IV.4.1. Les outils contribuant à internaliser les dommages	45
IV.4.2. Les outils contribuant à rétribuer les pratiques positives.....	49
IV.4.3. Les outils basés sur la limitation des quantités, la création de droits de propriété et de marchés	55
IV.4.4. Les outils de financement	55
IV.4.5. Les outils dommageables à la biodiversité	57

IV.5 Des expériences étrangères d'outils peu ou pas utilisés en France	58
IV.5.1. Les outils contribuant à internaliser les dommages	58
IV.5.2. Les outils contribuant à rétribuer des bonnes pratiques	59
IV.5.3. Les outils basés sur la limitation des quantités, la création de droits de propriété et de marchés de ces droits.....	63
IV.5.4. Les outils de financement	64
IV.5.5. Les outils dommageables à la biodiversité	65
IV.6. Niveau d'utilisation des outils économiques pour la biodiversité.....	65
IV.7. Eléments d'évaluation issus des expériences françaises et étrangères	66
IV.7.1. Efficacité écologique.....	67
IV.7.2. Efficacité économique	72
IV.7.3. Effets distributifs	75
IV.7.4. Régulation et gouvernance.....	78
V. PERSPECTIVES DE DEVELOPPEMENT DES OUTILS ECONOMIQUES EN FRANCE	82
V.1. Les principaux enjeux des politiques de préservation de la biodiversité et des services écosystémiques en France .	82
V.2. Les mesures fiscales	83
V.3. L'écoconditionnalité	84
V.4. Les paiements pour services environnementaux	84
V.5. L'expérimentation des banques de compensation en France	85
V.6. Les servitudes environnementales conventionnelles.....	86
V.7. Le bail environnemental	87
V.8. Les outils informationnels	87
V.9. Les marchés de droits.....	87
V.10. L'accès aux ressources génétiques et le partage des avantages issus de leur utilisation	88
TABLE DES FIGURES.....	89
LISTE DES ABREVIATIONS	90
BIBLIOGRAPHIE GENERALE	92
SITES INTERNET	94
FICHES DESCRIPTIVES SUR LES OUTILS ECONOMIQUES	95
ANNEXES	233

Avertissement au lecteur

Le rapport 2010 de la Commission des comptes et de l'économie de l'environnement porte sur les outils économiques qui peuvent contribuer à la conservation et à l'utilisation durable de la biodiversité et des services écosystémiques. L'objectif de ce rapport est de présenter aux différents acteurs susceptibles de concevoir, d'évaluer et de mettre en œuvre des politiques visant la conservation de la biodiversité ou la préservation des services écosystémiques, une palette d'outils économiques utilisés en France ou à l'étranger.

Certaines des pressions clés qui s'exercent sur la biodiversité ont des déterminants économiques ou sont directement liées à des imperfections de marché. La biodiversité reste, dans bien des situations et alors même que sa conservation est menacée, un bien commun en accès libre ; les atteintes à la biodiversité ont un coût pour la société qui n'est que très partiellement pris en compte dans les activités économiques ; *a contrario*, les pratiques qui ont une incidence positive sur le bien-être global sont rarement récompensées. La biodiversité est typiquement un domaine dans lequel l'intervention de la puissance publique est nécessaire pour réconcilier les intérêts publics et privés, assurer la prise en compte des temps longs, éviter les stratégies qui consisteraient pour chaque agent à attendre des autres les efforts nécessaires au bien commun.

Le recours à des instruments économiques est de plus en plus envisagé comme une piste sérieuse pour corriger certaines de ces limites (imperfections) et notamment pour réconcilier les intérêts particuliers et collectifs. Le rôle des outils économiques n'est pas de créer des marchés de biodiversité – même si certains d'entre eux s'appuient, souvent de manière optionnelle, sur des mécanismes de marché – mais bien de faire en sorte que la valeur de la biodiversité et des services qu'elle rend soit mieux prise en compte dans les décisions des acteurs publics et privés. Les outils économiques ne sont pas les seuls qui permettent de remplir de tels objectifs mais ils ont une place aux côtés des outils réglementaires. Les politiques de conservation ne s'inscrivent d'ailleurs pas en dehors de la sphère économique, mais influent sur l'activité économique tant par les activités qu'elles restreignent que par les opportunités qu'elles offrent.

Un ensemble d'outils économiques, notamment fiscaux, est déjà utilisé en France pour favoriser la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité. Le recours accru aux outils économiques est une option envisagée dans plusieurs politiques publiques en cours de négociation ou récemment négociées : négociation des objectifs pour 2020 de la Convention pour la diversité biologique en octobre 2010 lors de la 10e Conférence des parties, révision de la Stratégie nationale pour la biodiversité d'ici 2011, préparation de la Politique agricole commune de l'Union européenne post 2013, révision de la Politique commune de la pêche, négociation d'un régime d'accès aux ressources génétiques et de partage des avantages, etc.

Dans la pratique, les outils économiques susceptibles de contribuer à la conservation et à l'utilisation durable de la biodiversité s'inscrivent souvent dans des dispositifs plus complexes qui allient des dimensions économiques, réglementaires, informationnelles ou contractuelles. Ainsi, le niveau de sanction fixé pour non-respect d'obligations réglementaires, par exemple, est considéré comme un outil économique qui a sa place dans la typologie définie par l'organisation de coopération et de développement économique (OCDE). Lorsqu'un choix est possible entre différents types d'outils pour atteindre un objectif de politique publique (fiscalité incitative ou réglementation, pour limiter les pollutions diffuses, par exemple), l'efficacité relative des différents instruments doit être analysée au cas par cas.

L'évaluation monétaire de la biodiversité et des services qu'elle rend a un rôle à jouer pour orienter les décisions publiques et privées. Toutefois, les instruments économiques présentés dans le rapport ne font pas forcément appel à une évaluation monétaire de la biodiversité, technique dont la précision est débattue. Certains outils s'appuient, par exemple, sur une évaluation physique ou sur une estimation des niveaux d'investissements nécessaires pour atteindre des objectifs fixés par les politiques publiques. Le recours à une évaluation physique plutôt que monétaire se heurte sans doute à moins de questions méthodologiques, mais n'est pas dénué de difficultés dans le domaine de la biodiversité. La connaissance et les indicateurs nécessaires au dimensionnement de certains outils économiques (mais aussi réglementaires ou contractuels) font souvent défaut. Les analyses présentées dans le rapport doivent être abordées en tenant compte.

La présentation des outils proposée dans ce rapport se veut la plus factuelle possible. Le rapport présente des éléments d'analyse et d'évaluation lorsque ceux-ci sont disponibles. En revanche, à ce stade, il ne s'agit pas de proposer des recommandations générales ou de préjuger de l'orientation des politiques publiques.

Enfin, ce document ne s'attache pas à un type particulier de biodiversité. Les outils présentés ici visent aussi bien à protéger la biodiversité dite générale¹ que la biodiversité dite remarquable², même si certains outils peuvent être plus ou moins adaptés à

¹ Le terme de biodiversité ordinaire est également employé pour qualifier la biodiversité qui n'a pas de caractère emblématique. Le terme de biodiversité générale lui est préféré dans le présent rapport pour éviter une possible connotation négative.

² Ou biodiversité remarquée. Le choix du terme « remarquable » correspond à l'usage le plus courant.

ces deux grandes catégories. Au-delà de la biodiversité stricto sensu, le rapport s'intéresse aux outils susceptibles de contribuer à la préservation des services écosystémiques ; ainsi, l'eau et le paysage, par exemple, ne sont traités qu'en temps qu'ils participent de services écosystémiques. Dans quelques cas, le rapport aborde aussi des outils destinés à la préservation d'une ressource naturelle renouvelable, comme les ressources halieutiques. Enfin, la conservation de la biodiversité ex-situ (parcs zoologiques, collections, fermes d'élevage, banques de gènes,...) n'est pas abordée.

INTRODUCTION

La *biodiversité* est un bien mondial et collectif majeur, source de vie, support des activités humaines et facteur de développement de richesses. L'émergence de ce concept, comme de celui de *services écosystémiques*, est récente. Mais l'importance de la biodiversité, notamment à travers les services qu'elle rend, est de plus en plus largement reconnue et l'amélioration de sa prise en compte, dans les politiques publiques et les choix privés, est un enjeu clé.

En 1992, la Convention sur la diversité biologique (CDB), adoptée dans le cadre du Sommet de la terre à Rio de Janeiro, inscrit le maintien de la diversité biologique, ou biodiversité, parmi les objectifs internationaux prioritaires.

Le rapport du *Millennium ecosystem Assessment* (MA), ou Evaluation des écosystèmes pour le Millénaire³, de 2005 souligne que l'importance des services écosystémiques est en général sous-estimée, alors qu'ils sont essentiels au bien-être humain, en particulier pour les populations pauvres qui sont les plus directement tributaires des ressources naturelles pour leur santé et leurs moyens de subsistance.

« Des études récentes du changement climatique en suggèrent des conséquences beaucoup plus rapides et profondes que les prévisions précédentes, notamment le risque de conflits humains causés par la concurrence pour les ressources qu'offre la biodiversité et les services rendus par les écosystèmes »⁴.

La lutte contre la perte de la biodiversité et pour le maintien des services écosystémiques, par ses multiples dimensions sociales et économiques, participe à l'objectif de recherche d'une économie sobre en ressources naturelles et décarbonée, auquel s'attachent désormais les pays et les organisations internationales.

Pour freiner l'érosion de la biodiversité, les 193 pays signataires de la Convention sur la diversité biologique se sont fixé de nouveaux objectifs d'ici à 2020 à l'occasion de la 10^e Conférence des Parties d'octobre 2010 à Nagoya.

L'érosion de la biodiversité s'explique en partie par « l'inaction » qui résulte entre autres d'une connaissance insuffisante sur les écosystèmes, les moyens de les protéger et l'évaluation économique des biens et services qu'ils procurent.

Ce besoin d'une expertise scientifique internationale reconnue et indépendante dans le domaine de la biodiversité devrait aboutir à la création d'une plateforme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques à l'interface entre science et politique, *l'Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (l'IPBES) par l'Assemblée générale des Nations-Unies.

D'ores et déjà, plusieurs travaux d'envergure internationale ont été engagés. L'Etude sur l'économie des écosystèmes et de la biodiversité (TEEB) qui s'inscrit dans la continuité des travaux du MA a rendu de premières conclusions en 2008. Le coût pour la société de la perte cumulée de bien-être liée à la dégradation des écosystèmes et à la perte de services écosystémiques pourrait être équivalente à 7 % de la consommation annuelle mondiale à l'horizon 2050⁵. En 2010, le TEEB a abouti à plusieurs documents de propositions à destination des décideurs publics, des administrations locales et des entreprises et à un site Internet à destination des citoyens. Ces travaux permettent de mieux appréhender les différentes composantes du bien-être, tel que recommandé par le rapport de la Commission sur la mesure des performances économiques et du progrès social (Stiglitz - Sen - Fitoussi, 2009).

Les instruments économiques pouvant être sollicités pour les politiques de conservation et d'utilisation durable de la biodiversité, le présent rapport vise à faire le point sur leur contribution en France et à l'étranger et à discuter leurs perspectives de développement en France. Les instruments économiques sont entendus ici au sens large : ceux jouant sur les prix, comme les outils fiscaux, ceux jouant sur les quantités comme les quotas ; les instruments visant à internaliser les dommages comme ceux visant à internaliser les bénéfices ; les outils fiscaux comme les outils contractuels, informationnels, financiers ou ceux portant sur la responsabilité.

Afin de préciser le contexte dans lequel s'inscrit cette analyse, il apparaît nécessaire de rappeler brièvement ce qu'est la biodiversité, ce que sont les services écosystémiques et quel est l'état de la biodiversité en France, comment elle évolue,

³ Née en 2000 à la demande du Secrétaire général des Nations Unies, Kofi Annan, l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire a pour objectif d'évaluer les conséquences des changements écosystémiques sur le bien-être humain. Les conclusions des plus de 1300 experts qui ont travaillé à ce projet sont réunies en cinq volumes techniques et six rapports de synthèse ; elles proposent une évaluation scientifique des fonctions des écosystèmes et présentent les moyens de restaurer, de conserver ou d'améliorer l'utilisation durable des écosystèmes.

⁴ WBGU – German Advisory Council on Global Change (2008) *World in Transition: Climate Change as a Security Risk*, Earthscan, Londres.

⁵ L. Braat & P. ten Brink, May 2008, "The Cost of Policy Inaction. The case of not meeting the 2010 biodiversity target", Wageningen / Brussels.

notamment au regard des pressions qu'elle subit⁶ (Partie I). Le panorama des politiques de conservation et d'utilisation durable de la biodiversité et des services écosystémiques, de 1930 jusqu'au Grenelle Environnement, illustre l'évolution de ces politiques (Partie II).

Après avoir ensuite rappelé le cadre d'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques (Partie III), le rapport étudie la mise en œuvre des outils économiques de préservation de la biodiversité en France et à l'étranger et présente des éléments d'analyse et d'évaluation de ces outils économiques lorsque ceux-ci sont disponibles. (Partie IV et fiches). En conclusion, le rapport discute des perspectives d'utilisation ou de développement de différents outils économiques en France (Partie V).

⁶ Pour une description de l'état de la biodiversité et des pressions et menaces sur la biodiversité, le lecteur pourra se référer à la publication de mai 2010 « Données de synthèse sur la biodiversité », collection Références du Commissariat général au développement durable (CGDD) du MEDDTL.

I. UNE RICHESSE ET UNE RESPONSABILITÉ PARTICULIÈRES DE LA FRANCE

La biodiversité, qui résulte de l'évolution du vivant depuis plusieurs milliards d'années, est, selon la définition retenue par la Convention sur la diversité biologique, « la variabilité des organismes vivants de toute origine, y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie. Cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes ». La biodiversité comprend donc trois échelles principales : la diversité intra-spécifique, c'est à dire celle des individus au sein des espèces ; la diversité spécifique, qui correspond au nombre et à la variété des espèces ; et la diversité des écosystèmes, à la fois structurale et fonctionnelle.

Les espèces ne sont qu'une composante de la biodiversité. La structure spatiale et l'organisation fonctionnelle des écosystèmes résultent entre autres de leurs combinaisons et interactions. La place et le rôle des espèces, au sein d'un écosystème donné, évoluent en fonction de leur propre dynamique, de celle des autres espèces peuplant le même écosystème, et, plus généralement, de l'ensemble de leur environnement biotique et abiotique. Ces processus dynamiques se réalisent souvent à l'échelle des temps géologiques.

Si la biodiversité est le résultat d'une longue évolution, son appréhension par le grand public est assez récente et elle reste relativement peu connue. Le terme « diversité biologique » a été employé pour la première fois par Thomas Lovejoy, biologiste américain, en 1980. Le terme « biodiversité » est apparu en 1985 aux Etats-Unis, lors de la préparation du « *National Forum on Biological Diversity*⁷ ». La première définition officielle de la biodiversité date du Sommet de la terre à Rio, en 1992 (cf. supra). Les services écosystémiques, concept plus récent encore, sont définis comme les avantages, directs et indirects, que l'homme retire de la nature (MA, 2005).

La richesse de la biodiversité varie à la surface du globe. La biodiversité est particulièrement riche, au moins en terme d'espèces, dans l'espace intertropical. La France, dont une partie du territoire est intertropical, est le premier pays européen en terme de biodiversité. Carrefour biologique pour nombre d'espèces migratrices en métropole, présente dans les trois océans avec ses départements et collectivités d'Outre-Mer, la France a une responsabilité élevée concernant la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité.

Encadré 1 : Quelques éléments chiffrés sur la biodiversité en France

La France métropolitaine héberge 4 900 espèces de plantes, soit 40 % des espèces européennes, 39 000 espèces d'insectes, soit 26 % des espèces européennes, 55 % des espèces européennes d'amphibiens, et 80 % des espèces européennes d'oiseaux, dont 64 % des 191 espèces visées par l'annexe I de la directive « Oiseaux » de l'Union européenne. La France compte 75 % des habitats naturels européens, dont 70 % des 222 types d'habitats naturels d'intérêt communautaire et est concernée par 22 % des 632 espèces animales et végétales visées par l'annexe II de la directive « Habitats » de l'Union européenne. Le territoire français métropolitain s'étend sur 4 des 8 zones bio-géographiques européennes : atlantique, alpine, continentale et méditerranéenne.

L'Outre-mer contribue tout particulièrement à la richesse biologique française, en hébergeant 26 fois plus de plantes, 60 fois plus d'oiseaux et 100 fois plus de poissons que la métropole et abrite ainsi une diversité biologique remarquable à l'échelle de la planète. La Guyane est un des 15 derniers grands massifs de forêts tropicales qui n'ont pas encore été fragmentés par les activités humaines. La France est présente dans 5 des 25 « points chauds⁸ » mondiaux pour la diversité biologique, à savoir : la Méditerranée, les Caraïbes, l'Océan indien, la Nouvelle Calédonie, la Polynésie, auxquels s'ajoute l'Amazonie, en tant que l'une des 3 zones forestières majeures de la planète. Présente dans les trois océans, elle y possède des récifs coralliens, dont certains sont uniques. Elle compte 57 000 km² de récifs coralliens et de lagons (soit 10 % de la superficie mondiale) ce qui lui confère une responsabilité internationale pour leur conservation⁹. Les bénéfices issus des services fournis par les écosystèmes coralliens (pêche, tourisme, recherche médicale, etc.) sont évalués à environ 120 milliards d'euros chaque année.

⁷ Forum organisé par le « National Research Council » aux Etats-Unis en 1986.

⁸ Un point chaud ou hot spot (en anglais) étant défini comme une des zones où la diversité spécifique, végétale comme animale, est très forte et aussi parfois menacée.

⁹ La France assure depuis le 1er juillet 2009 et jusqu'en décembre 2011 la présidence de l'Initiative Internationale pour les Récifs Coralliens (ICRI) en coopération avec Monaco, et conjointement avec les Samoa.

Figure 1 : Diversité et endémisme en France métropolitaine et d'outre-mer

		France métropole	Total outre-mer	Guyane	Martinique	Guadeloupe	Saint-Pierre- et-Miquelon	Mayotte	La Réunion	TAAF ¹	Nouvelle-Caledonie	Wallis et Futuna	Polynésie française
Plantes vasculaires	Diversité	4 900	50	5 350	1 863		446	629	750	70	3 261	350	799
	Endémisme	66	3 356	151	45	24	0	33	188	24	2 423	7	461
Mollusques continentaux	Diversité	659	50	97	59	91	4	104	69	1	265	29	412
	Endémisme	201	765	6	15	9	0	41	23	0	264	11	396
Poissons d'eau douce	Diversité	87	50	> 400	16	16	?	5	21	0	58	?	33
	Endémisme	9	36	?	0	0	0	0	1	0	21	?	14
Amphibiens	Diversité	32	50	114	2	3	0	0	0	0	0	0	0
	Endémisme	3	8	5	1	2	0	0	0	0	0	0	0
Reptiles terrestres	Diversité	40	50	196	21	31	1	14	3	0	105	11	9
	Endémisme	0	106	0	6	7	0	9	2	0	82	0	0
Oiseaux	Diversité	526	50	721	73	208	325	94	46	59	173	25	72
	Endémisme	1	77	5	5	5	0	3	8	2	21	0	28
Mammifères terrestres	Diversité	106	50	201	11	14	6	4	3	0	9	1	0
	Endémisme	0	10 - 12	2	0	1 - 3	0	0	1	0	6	0	0

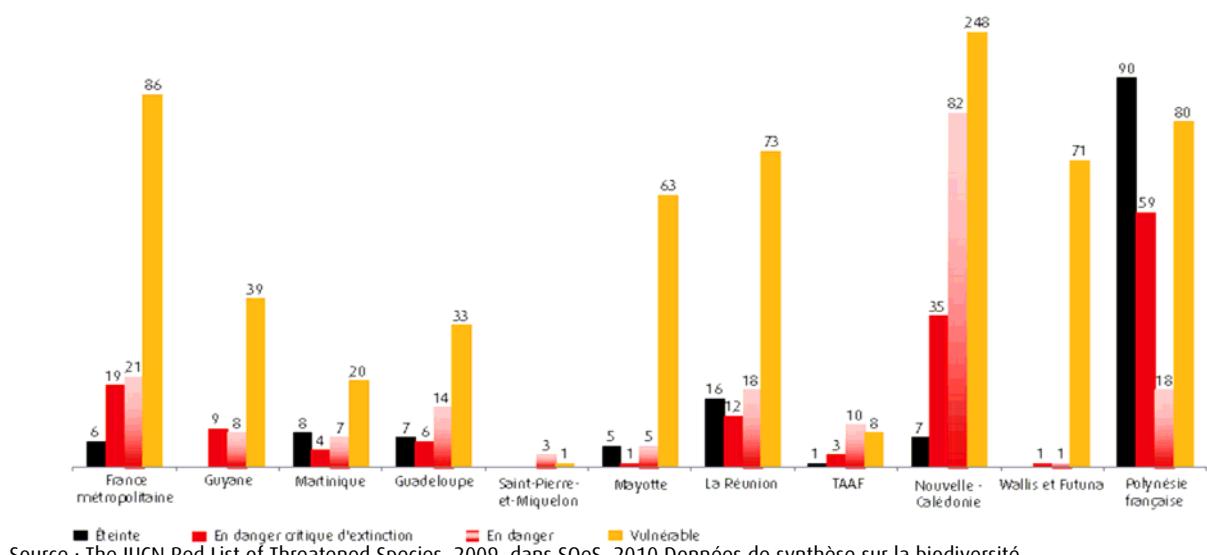
¹ Terres australes et antarctiques françaises : Kerguelen, Crozet, Amsterdam et Saint-Paul, îles éparses.

Note : Hors espèces introduites et cryptogénées ; 50 = sans objet.

Source : MEEDTL/CGDD/SOeS, 2010 Données de synthèse sur la biodiversité

Source : UICN, 2003 – MNHN (INPN), janvier 2010.

Même s'il est impossible de décrire précisément toute la biodiversité et même de lister l'intégralité des espèces vivantes, il apparaît que leur rythme de disparition s'est beaucoup accéléré et que les atteintes de l'homme sur l'environnement se multiplient. Le *Millennium ecosystem Assessment* (MA) met l'accent sur le niveau de pression que subissent les écosystèmes et ses incidences : 60 % des services écosystémiques seraient dégradés. Le taux actuel d'extinction d'espèces est estimé entre 100 et 1000 fois plus élevé que le taux moyen d'extinction qu'a connu l'histoire de l'évolution de la vie sur Terre¹⁰, et serait 10 à 100 fois plus rapide qu'au cours des extinctions de masse précédentes¹¹. En France, les espèces disparues ou en danger critique d'extinction sont particulièrement nombreuses en Outre-mer.

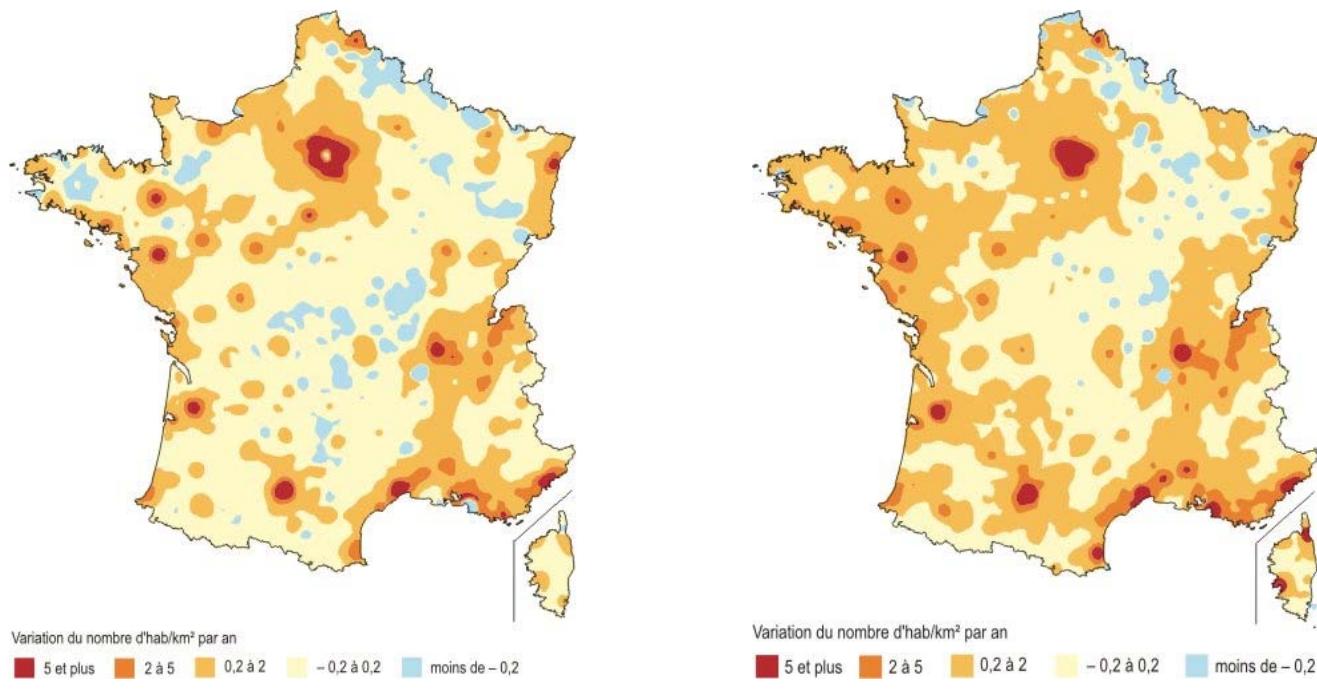
Figure 2 : Espèces menacées de la liste rouge IUCN mondiale en France métropolitaine et collectivités d'outre-mer¹²

Source : The IUCN Red List of Threatened Species, 2009, dans SOeS, 2010 Données de synthèse sur la biodiversité

¹⁰ J.H.Lawton et R.M.May, Extinction rates, Oxford University Press, Oxford.¹¹ Les biologistes considèrent que la terre a connu au moins cinq grandes extinctions, au cours desquelles de nombreuses espèces ont disparu en une période de temps relativement courte à l'échelle des temps géologiques.¹² Parallèlement à l'évaluation française, il existe une évaluation mondiale réalisée par les instances internationales de l'IUCN, qui liste les espèces menacées au niveau mondial et leur présence dans les différents pays. Pour le territoire métropolitain, les résultats présentés sont différents de ceux obtenus au niveau national mais ces deux évaluations distinctes reposent néanmoins sur la même méthodologie, mise au point par l'IUCN au niveau international.

La dégradation de la biodiversité et son appauvrissement affectent à la fois l'économie des filières et des ressources naturelles ou cultivées (bois, pêche, agriculture et alimentation), l'environnement (cycles du carbone et changement climatique, régulation et qualité de l'eau, lutte contre l'érosion, qualité des sites et des paysages), la santé humaine (pharmacopée, vecteurs de pathogènes, invasions biologiques), la conservation du patrimoine (espaces et espèces remarquables, pratiques culturelles) et la qualité des cadres de vie (paysages, identité et valeurs des lieux). La rareté des ressources provoquée par cette altération de la biodiversité peut être à l'origine de conflits.

Figure 3 : Variation de la densité démographique.



1982-1999 1999-2004

Source : INSEE, Recensement général de la population

La perte de biodiversité provient notamment du changement d'affectation des sols. En France, l'artificialisation des sols est près de 4 fois plus rapide que la croissance démographique. Les zones artificialisées atteignent 8,8 % du territoire métropolitain en 2009, soit un peu moins de 5 millions d'hectares ce qui représente environ 800 m² par habitant¹³. Entre 1982 et 2004, les surfaces artificialisées ont augmenté de 43 %, au détriment des zones agricoles et naturelles¹⁴. Cet accroissement annuel représente environ 60 000 hectares, soit l'équivalent d'un département tous les dix ans. Entre 2006 et 2009, ce phénomène se serait même accéléré, passant à 86 000 hectares par an, soit l'équivalent d'un département tous les sept ans¹⁵. Les résultats du recensement de la population de 2006 illustrent le fait que de larges territoires se peuplent, avec une urbanisation diffuse, de plus en plus éloignée des pôles d'attraction que constituent les villes majeures et le littoral (voir Figure 3). Au-delà de l'urbanisation diffuse liée à l'habitat, on constate une progression particulièrement rapide en France de l'urbanisme commercial et des infrastructures. L'écart très élevé entre les prix du foncier agricole ou naturel et les prix du foncier constructible d'une part, l'amélioration très nette des conditions de desserte du milieu périurbain et rural, d'autre part, font partie des déterminants économiques qui contribuent à l'étalement urbain.

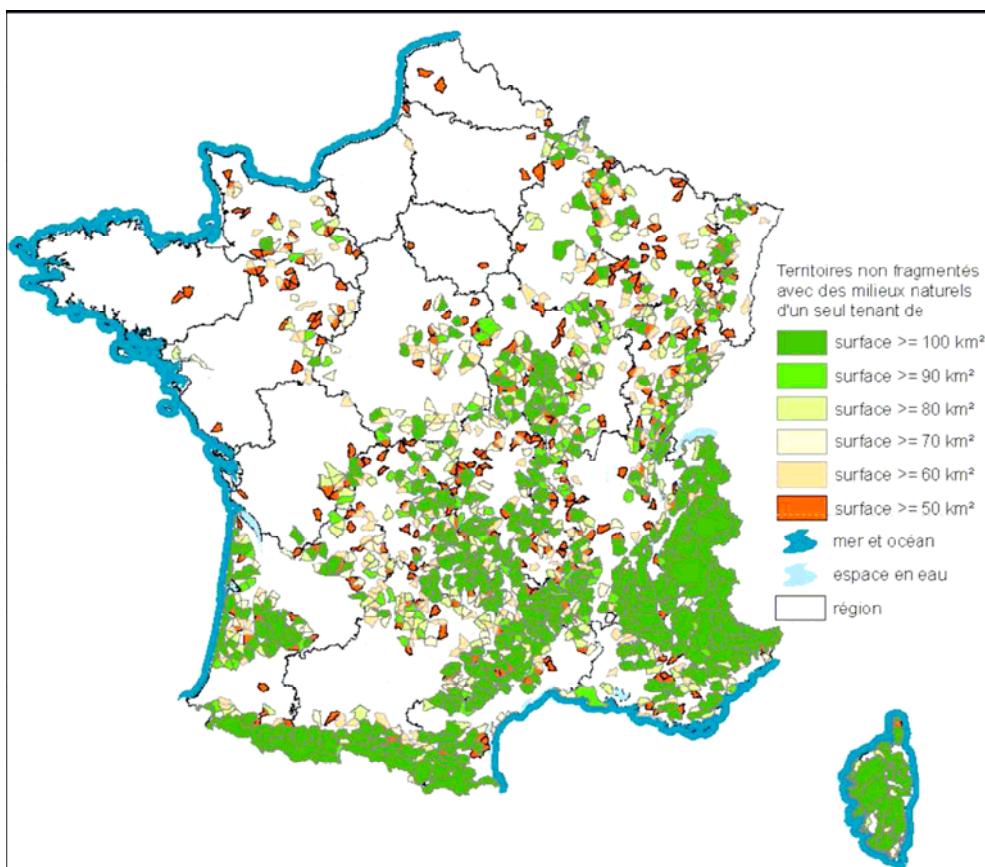
La perte de biodiversité est également liée à la fragmentation des espaces naturels et agricoles, notamment par les infrastructures de transport. Les territoires de montagne et les Landes sont presque les seuls espaces qui comptent encore de vastes surfaces non fragmentées en France métropolitaine (voir Figure 4).

¹³ 16 % de ces surfaces correspondent à des sols bâtis (maisons, immeubles...), 44 % à des sols revêtus ou stabilisés (routes, parkings...) et 40 % à d'autres espaces artificialisés (jardins, chantiers...). Source : 10 indicateurs clés de l'environnement, Édition 2010, CGDD, SöES.

¹⁴ Après avoir régulièrement augmentée, la surface de forêt demeure stable à environ 15 millions d'hectares.

¹⁵ In Agreste primeur, 4 p., n°246, juillet 2010, MAAP.

Figure 4 : Fragmentation des écosystèmes en France : cartographie des territoires non-fragmentés



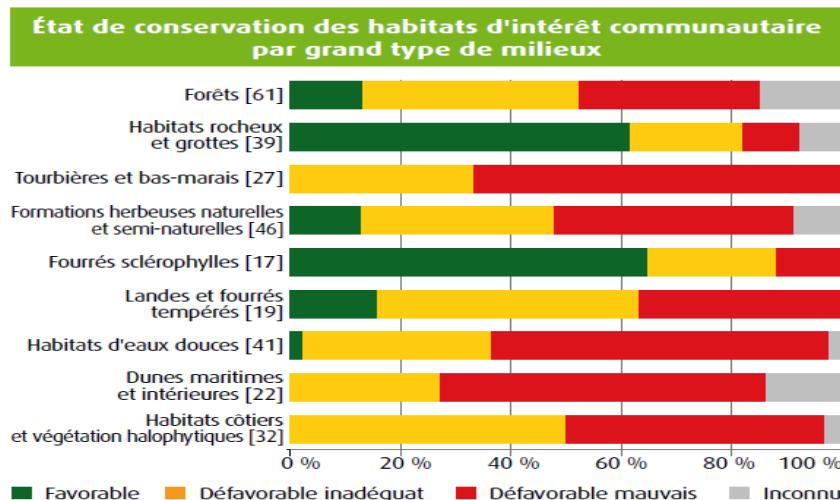
Source : Deshayes, M. (2006), Projet d'expertise : Réalisation d'une cartographie des espaces naturels terrestres non fragmentés, UMR TETIS Cemagref, Cirad, AgroParisTech-ENGREF.

La surexploitation des ressources naturelles conduit par définition à une perte de biodiversité. Par ailleurs, avec la modernisation des moyens de transports, le développement des voyages et du tourisme et l'augmentation des volumes de marchandises échangées, on assiste à une accélération de l'introduction d'espèces à l'extérieur de leur aire de répartition naturelle. Ces introductions touchent désormais presque toutes les régions du monde, tous les écosystèmes et concernent tous les types d'organismes (virus, micro-organismes, plantes, animaux, champignons...). Les espèces introduites n'induisent pas toutes des conséquences négatives au sein des écosystèmes dans lesquelles elles s'installent mais une partie d'entre-elles est à l'origine d'impacts majeurs, directs ou indirects.

En outre, les pollutions : introductions directes ou indirectes, par l'activité humaine, de substances, de vibrations, de chaleur ou de bruit dans l'air, l'eau ou le sol, sont susceptibles de porter atteinte à la biodiversité. Les activités agricoles intensives, les activités extractives et certaines activités industrielles affectent les milieux, notamment aquatiques, mais aussi les sols. Des menaces anthropiques sur la biodiversité, la pollution, notamment chimique, est la moins connue bien que des centaines de milliers de substances soient introduites dans l'environnement. Si l'essentiel des préoccupations concerne les pollutions chimique et organique, il ne faut pas oublier : les macro déchets et la pollution sonore, la pollution thermique des eaux douces (refroidissement des centrales), la pollution radioactive, les pollutions génétiques et la pollution lumineuse (effet sur les oiseaux)¹⁶. L'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire, par grand type de milieux, est résumé dans la Figure 5. Ces données attestent du mauvais état de conservation de certains types d'habitats, en particulier de zones humides (tourbières et bas-marais, habitats d'eau douce...).

¹⁶ Référence : Texte de préparation des ateliers de la Conférence française sur la biodiversité, de mai 2010 à Chamonix. Davantage d'information est disponible sur le site : <http://www.biodiversite2010.fr/Documents-a-télécharger.html>.

Figure 5 : Etat de conservation des habitats communautaires en France



Note : Les nombres entre crochets indiquent le nombre d'évaluations réalisées. Résultats toutes régions biogéographiques confondues.

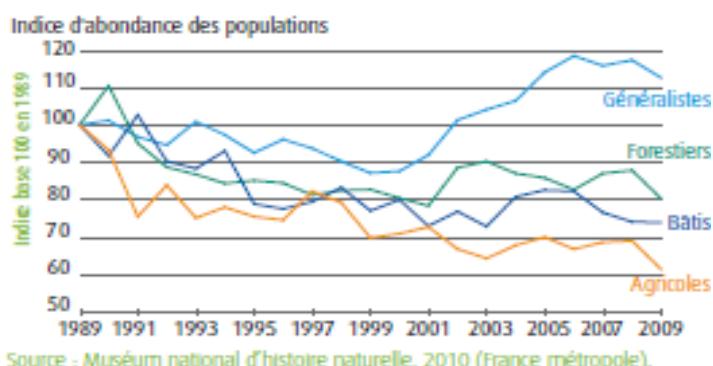
Source : MNHN (SPN), 2009. Traitements : MNHN-SOeS.

Plus récemment, l'impact du changement climatique devient perceptible. Les interactions croisées entre perte de biodiversité et changement climatique méritent d'être soulignées : le réchauffement entraîne le déplacement de certaines espèces, la modification de leur aire de répartition et l'altération de leur cycle biologique. L'appauvrissement de biodiversité qui peut s'en suivre, notamment au niveau des forêts tropicales (dont la forêt guyanaise), peut entraîner une diminution des capacités de séquestration du carbone, ce qui conduirait in fine à un accroissement du réchauffement. On estime qu'une hausse des températures supérieure à 2,7°C pourrait transformer la forêt amazonienne en savane et entraîner une hausse des températures supplémentaire de 1,5°C. Le lien entre changement climatique et biodiversité en France fait l'objet de travaux récents qui s'attachent notamment à apprécier les incidences économiques de ces changements et à identifier des stratégies d'adaptation au changement climatique favorables à la biodiversité¹⁷.

Si les causes de l'appauvrissement de la biodiversité sont bien identifiées, il est plus difficile de le chiffrer, ne serait-ce que parce que la biodiversité n'est que partiellement connue. Par exemple, les estimations du nombre d'espèces vivant sur Terre varient entre 5 et 50 millions, une majorité de scientifiques s'accordant autour de 10 à 15 millions¹⁸. Ainsi, seuls certains taxons, tels les vertébrés terrestres, ont fait l'objet d'un inventaire quasi-exhaustif. Les principaux critères d'évaluation de l'appauvrissement sont le nombre d'espèces identifiées disparues, la régression des effectifs des populations et des aires de répartition des espèces existantes, le rythme d'artificialisation des sols et d'exploitation des écosystèmes. On estime ainsi qu'un dixième des oiseaux, un cinquième des plantes supérieures, et un quart des mammifères mondiaux sont gravement menacés, et que la déforestation tropicale atteint 20 000 ha/jour, soit 14 ha/minute.

¹⁷ Rapport du groupe de travail interministériel sur l'évaluation des impacts du changement climatique, du coût des dommages et des mesures d'adaptation en France, septembre 2009, MEDDTL. Pour le rapport du groupe « biodiversité », voir Rapport des groupes transversaux, Partie III : http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/partie_2_rapports_des_groupes_transversaux.pdf

¹⁸ Ces chiffres ne tiennent pas compte des microorganismes.

Figure 6 : Evolution des populations d'oiseaux communs en France¹⁹

Source : Muséum national d'histoire naturelle, 2010 (France métropole).

La perte de biodiversité ne se limite pas aux espèces rares ou emblématiques. La tendance générale d'évolution constatée en 20 ans²⁰ d'observation pour les 65 espèces d'oiseaux communs suivies en France traduit : le déclin des espèces agricoles (- 25 %), sensibles à la dégradation des habitats, le déclin des espèces des milieux bâties (- 21 %) et des espèces des milieux forestiers (- 12 %). Les espèces généralistes s'adaptent mieux et progressent (+ 20 %). Les mêmes tendances s'observent en Europe.

Ces indicateurs sont significatifs de la perte de biodiversité dite générale qui rend, à l'homme, des services essentiels.

La France se trouve au deuxième rang des pays ayant perdu le plus grand nombre d'espèces animales et végétales connues depuis le début du XVI^e siècle. Ces extinctions²¹ ont majoritairement été identifiées en Polynésie française (90 espèces), à la Réunion (16 espèces), en Nouvelle-Calédonie (7 espèces), en Martinique (8 espèces), en Guadeloupe (7 espèces). Elle se situe au sixième rang mondial des pays hébergeant les espèces d'oiseaux les plus menacées d'extinction globale, et au deuxième rang mondial pour le nombre d'espèces de chauves-souris menacées (21 espèces).

¹⁹ Source : 10 indicateurs clés de l'environnement, Édition 2010, CGDD, SOeS.

²⁰ Cette tendance est obtenue par régression linéaire sur la période indiquée.

²¹ Source : UICN, liste rouge des espèces menacées.

II. DE LA PROTECTION DE LA NATURE A CELLE DE LA BIODIVERSITE ET DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES

II.1. Une impulsion internationale : les principaux textes depuis 1950

II.1.1. Les conventions internationales

Au niveau mondial, l'importance de la biodiversité est soulignée par l'existence de conventions internationales, reprises chronologiquement dans l'Encadré 2 ci-dessous. Ces conventions sont indispensables pour définir un cadre international aux actions de conservation et d'utilisation durable de la biodiversité, notamment sur les espaces partagés, ou pour encadrer les activités ayant de fortes externalités transfrontalières, comme la bioprospection, le commerce d'espèces rares et le commerce de bois tropicaux par exemple.

Le premier parc naturel, le parc du Yellowstone aux Etats-Unis, date de 1872. Les premières législations internationales en matière de préservation d'espèces datent des années 1950, avec la Convention internationale de Paris sur la préservation des oiseaux sauvages pendant leur reproduction et leur migration. Il s'agit alors surtout de conserver certaines espèces emblématiques.

Encadré 2 : Chronologie des conventions internationales et autres initiatives portant sur la biodiversité

- 1950 : Convention de Paris sur la préservation des oiseaux sauvages pendant leur reproduction et leur migration
- 1971 : Convention de Ramsar : traité intergouvernemental relatif à la conservation et l'utilisation rationnelle des zones humides et de leurs ressources
- 1972 : Convention sur le patrimoine mondial de l'Humanité, qui vise la préservation et la mise en valeur du patrimoine culturel et naturel
- 1973 : Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction
- 1976 : Convention de Barcelone pour la protection de la Méditerranée contre la pollution, visant la protection des espèces et des habitats menacés dont l'importance est jugée vitale pour la conservation de la Méditerranée. Un protocole relatif aux Aires spécialement protégées de Méditerranée fut adopté en 1982
- 1979 : Convention de Bonn sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage : conservation des espèces migratrices terrestres, marines ou d'oiseaux et de leurs habitats
- 1979 : Convention de Berne sur la préservation de la vie sauvage : relative à la préservation du patrimoine naturel (faune et flore sauvage, habitats naturels) du continent européen et de certains états africains associés, et à la coopération dans ce domaine
- 1980 : Stratégie de conservation de la nature de l'IUCN
- 1991 : Convention alpine qui lie les 8 pays de l'arc alpin et l'Union européenne, pour assurer le développement durable de l'arc alpin (9 protocoles dont un protocole sur la nature et l'entretien des paysages)
- 1992 : Convention sur la diversité biologique (CDB) à Rio de Janeiro : recommande des approches de conservation et d'utilisation durable de la biodiversité, ainsi qu'un partage juste et équitable des avantages découlant de l'exploitation des ressources génétiques. Cette convention marque un véritable tournant dans le droit international
- 2002 : Engagement de Johannesburg d'enrayer d'ici 2010 l'érosion de la biodiversité ; le 22 mai est déclaré journée mondiale de la biodiversité par le programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE)
- 2003 : Protocole de Carthagène sur la biosécurité : ce protocole d'application de la CDB encourage la prévention des risques biotechnologiques en établissant des règles et des procédures applicables au transfert, à la manipulation et à l'utilisation d'organismes vivants génétiquement modifiés (OGM). Il insiste tout particulièrement sur la réglementation des mouvements transfrontaliers des OGM
- 2010 : L'année 2010 est déclarée Année internationale de la biodiversité
- Un protocole sur l'accès aux ressources génétiques et le partage des avantages issus de leurs utilisations ainsi que les objectifs 2020 sont adoptés.

II.1.2. Les directives et politiques européennes

Les approches européennes (voir dates clés en Encadré 3) sont plus opérationnelles que les accords internationaux et plus systémiques : elles visent entre autres à mettre en place un réseau de préservation des espèces et des habitats (Natura 2000) qui suit les directives européennes Habitats et Oiseaux, à protéger un réseau d'infrastructures écologiques, à intégrer la biodiversité dans les politiques sectorielles, à évaluer les incidences environnementales des plans, programmes et projets et à instaurer une obligation de réparation du dommage écologique, via la directive Responsabilité environnementale. Le souci de conserver la diversité biologique a également donné lieu à l'adoption d'une Stratégie européenne sur la biodiversité, en cours de révision en 2010.

Encadré 3 : Chronologie des directives et autres initiatives portant spécifiquement sur la biodiversité

- 1979 : Directive européenne « Oiseaux » (directive 79/409) relative à la conservation des oiseaux sauvages
- 1992 : Directive européenne « Habitats, faune, flore » (directive 92/43) concernant la conservation des habitats naturels, ainsi que les espèces de la faune et de la flore sauvages. Création du réseau Natura 2000
- 1998 : Stratégie européenne pour la biodiversité
- 2000 : Directive cadre sur l'eau qui introduit une obligation de résultats : atteindre un bon état des eaux en 2015
- 2002 (2001 ?) : Adoption de l'objectif de stopper la perte de la biodiversité à l'horizon 2010.
- 2002 : Recommandations du Conseil et du Parlement pour l'adoption d'une Gestion intégrée des zones côtières
- 2004 : Directive européenne sur la responsabilité environnementale (directive 2004/35)
- 2006 : Communication sur la biodiversité, et adoption d'un plan d'action
- 2010 : Adoption d'une nouvelle Stratégie communautaire sur la biodiversité prévue fin 2010. Cette stratégie aura pour principal objectif une meilleure intégration de la biodiversité dans les principales politiques communautaires, dont la Politique agricole commune, les fonds structurels, les transports, le commerce international, la recherche...

Le réseau Natura 2000, qui est un élément clé de la politique communautaire, est constitué d'un ensemble de sites naturels européens identifiés pour la rareté ou la fragilité des espèces sauvages, animales ou végétales et de leurs habitats. Maintenir les habitats semi-naturels qui accueillent les espèces sauvages consiste souvent à promouvoir les activités humaines et les pratiques qui ont permis de les forger puis de les sauvegarder, en conciliant les exigences écologiques avec les exigences économiques et sociales.

Les directives et politiques européennes ouvrent la voie à l'utilisation d'instruments économiques notamment avec la publication du Livre vert sur les instruments économiques (voir Encadré 4).

Encadré 4 : Livre vert de la Commission européenne sur les instruments économiques de l'environnement

En mars 2007, la commission européenne a publié un Livre vert sur « les instruments fondés sur le marché en faveur de l'environnement et des politiques connexes ». Elle rappelle que plusieurs programmes et stratégies préconisent de tels instruments et avancent des arguments en faveur de leur utilisation. Le Livre vert s'attache à montrer comment ces outils sont utilisés en appui des politiques énergétiques et de préservation de l'environnement. Il évoque ceux qui peuvent être mobilisés pour la préservation de la biodiversité et des services écosystémiques comme les paiements pour services environnementaux, les permis de chasse ou de pêche, les crédits de zones humides...

II.1.3. La protection de la nature et de la biodiversité en France

La protection de la nature en France date notamment de la loi de 1930 relative à la protection des monuments naturels et des sites de caractère artistique, historique, scientifique, légendaire ou pittoresque.

Outre un encadrement législatif et réglementaire important dans le domaine de la biodiversité (Encadré 5), la France a adopté en 2004 une Stratégie nationale pour la biodiversité. Cette stratégie, en cours de révision, s'appuie sur dix plans d'actions renouvelés tous les deux ans et pilotés par les ministères compétents. Ces plans d'actions concernent : le patrimoine naturel, l'agriculture, la forêt, les infrastructures de transports terrestres, l'urbanisme, l'international, la recherche, l'outre-mer, la mer, le tourisme. Les enjeux essentiels sont une consolidation des actions de conservation et une appropriation de la biodiversité par les acteurs économiques et par les ministères en charge de politiques sectorielles, dans une logique d'intégration, qui figure également à l'article 6²² de la Charte de l'environnement et dans son considérant relatif aux équilibres biologiques²³. La stratégie nationale cherche à élargir la prise en compte de la biodiversité à l'ensemble des territoires métropolitains et d'outre-mer, y compris les espaces maritimes sous souveraineté ou juridiction nationale. Elle prévoit le développement de l'évaluation économique de la biodiversité et de sa comptabilisation, ainsi que l'adoption de mesures fiscales incitatives ou de financement pour assurer le maintien de la biodiversité ou la reconnaissance de sa fonction.

²² Art. 6 de la Charte de l'environnement : « Les politiques publiques doivent promouvoir un développement durable. A cet effet, elles concilient la préservation et la mise en valeur de l'environnement, le développement économique et le progrès social. »

²³ « Considérant que la diversité biologique, l'épanouissement de la personne et le progrès des sociétés humaines sont affectés par certains modes de consommation ou de production et par l'exploitation excessive des ressources naturelles. »

Encadré 5 : Chronologie des lois et initiatives majeures sur la biodiversité en France

- 1930 : Loi relative à la protection des monuments naturels et des sites de caractère artistique, historique, scientifique, légenderaire ou pittoresque
- 1960 : Loi sur la création des parcs naturels
- 1963 : Création du premier parc naturel
- 1967 : Décret sur la création des parcs naturels régionaux
- 1971 : Création du premier ministère de l'Environnement
- 1975 : Création du Conservatoire de l'espace littoral et des rivages lacustres (CELRL)
- 1976 : Loi française sur la préservation de la nature (espèces et milieux)
- 1985 : Loi relative au développement et à la protection de la montagne et Loi forestière
- 1986 : Loi relative à l'aménagement, la protection et la mise en valeur du littoral
- 1992 : Introduction dans la politique agricole commune du principe d'écoconditionnalité des aides versées en fonction de certaines normes environnementales (c'est par exemple le cas pour l'irrigation)
- 1992 : Transposition de la Directive sur les eaux résiduaires urbaines
- 1993 : Loi sur la protection et la mise en valeur des paysages et modifiant certaines dispositions législatives en matière d'enquêtes publiques
- 1994 : Ratification de la convention sur la diversité biologique
- 1994 : Création du Fonds français pour l'environnement mondial
- 2001 : Loi d'orientation sur la forêt
- 2002 : Loi relative à la démocratie de proximité, qui traduit notamment la Convention d'Aarhus
- 2003 : Loi relative à la prévention des risques technologiques et naturels et à la réparation des dommages
- 2004 : Stratégie nationale pour la biodiversité (SNB) et adoption par la France de l'objectif de stopper la perte de biodiversité d'ici 2010
- 2005 : Charte de l'environnement, plaçant les principes de sauvegarde de l'environnement au même plan que les droits de l'homme et du citoyen (1789) et que les droits économiques et sociaux (Constitution de 1946)
- 2005 : Renforcement de la conditionnalité des aides dans le cadre de la politique agricole commune
- 2005 : Loi sur le développement des territoires ruraux, qui prévoit en particulier l'implication des élus locaux dans la gestion des sites Natura 2000
- 2006 : Loi sur les parcs nationaux, parcs marins et parcs naturels régionaux (loi 2006-436)
- 2006 : Loi sur l'eau et les milieux aquatiques et création de l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques
- 2007 : Création du Parc naturel marin de l'Iroise, premier parc naturel marin
- 2007 – 2008 : Engagements du Grenelle Environnement suivis de la Loi de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle Environnement (2009) et de la Loi portant engagement national pour l'environnement (2010)
- 2008 : Loi sur la responsabilité environnementale, transposition de la Directive européenne sur la responsabilité environnementale de 2004
- 2009 : Grenelle de la mer
- 2009 : Décret de création de l'Autorité environnementale

Une partie des espaces les plus riches en France bénéficie de régimes de protection stricte : coeurs de parcs nationaux, réserves naturelles, arrêtés de protection de biotope... Le premier parc national, le Parc de la Vanoise, a été créé en 1963 ; il en existe 9 aujourd'hui dont plusieurs en outre-mer. A l'origine, l'idée est de protéger la beauté de la nature dans ce que l'on pourrait dénommer des « sanctuaires ». Actuellement, les modes de protection stricte sont privilégiés lorsque la conservation de la faune, de la flore, du sol, du sous-sol, de l'atmosphère, des eaux et, en général, d'un milieu naturel présente un intérêt particulier et qu'il importe de préserver ce milieu contre tout effet de dégradation et de le soustraire à toute intervention artificielle susceptible d'en altérer l'aspect. La protection stricte des espaces naturels a nettement progressé en Outre-mer, dans la période récente. L'objectif fixé dans le Grenelle Environnement est d'étendre les modes de protection stricte à 2% du territoire, contre environ 1% au moment du Grenelle.

Au-delà de la protection réglementaire, la France a recours à des outils contractuels. Ainsi, elle consacre 12,5 % de son territoire métropolitain à la préservation des habitats et des espèces d'intérêt communautaire grâce à la mise en place du réseau Natura 2000. En France, la démarche du réseau Natura 2000 privilégie la recherche collective d'une gestion équilibrée et durable qui tient compte des préoccupations économiques et sociales. Le réseau compte 1 749 sites en France soit 6,9 millions d'hectares. Dans 920 d'entre eux, la réflexion collective a abouti à la rédaction d'un « document d'objectifs », dont la préparation a permis à des acteurs locaux variés d'aboutir à un projet de préservation commun. Une démarche de négociation locale est engagée sur 1 218 sites. Cette démarche volontaire est appuyée par des contrats de gestion et des chartes qui donnent accès aux dispositifs financiers (contrats ou exemptions fiscales).

Les 46 parcs naturels régionaux procèdent également d'une démarche volontaire de protection d'une zone naturelle, grâce à la mise en place d'outils contractuels. Les parcs naturels régionaux concernent près de 4 000 communes et couvrent 13 % du territoire métropolitain.

Au-delà du niveau national, le niveau le plus fin de gouvernance de la biodiversité, qui est largement pertinent, est donc celui des territoires. Les choix locaux doivent notamment arbitrer entre l'urbanisation et la préservation de la biodiversité locale.

II.2. Les leviers d'actions qui apparaissent importants aujourd'hui

II.2.1. Davantage de prise en compte de la biodiversité générale et des services rendus

Historiquement, ce sont plutôt des espèces ou des espaces ayant un intérêt patrimonial qui ont été protégés. Avec la progression de la connaissance sur la biodiversité, les stratégies de conservation s'appuient de plus en plus sur la notion d'utilitarisme, c'est à dire sur les services rendus par la biodiversité. La valeur socio-économique de ces services est aujourd'hui reconnue de manière croissante par les décideurs publics comme en témoignent les travaux engagés au niveau national et international (Cf. partie III.1). Ceci conduit à protéger des éléments de la biodiversité qui n'ont rien d'emblématique mais qui peuvent contribuer fortement au bien-être humain (microorganismes du sol, prairies permanentes, réseaux de haies, insectes pollinisateurs...). Les questions de fonctionnalité des écosystèmes, de leur résilience et de leur fonctionnement en réseau émergent comme de premier ordre. Ces préoccupations ont conduit à inscrire la définition d'une trame verte et bleue parmi les priorités du Grenelle Environnement (voir Encadré 6).

Encadré 6 : La Trame verte et bleue

Le développement d'une trame verte et bleue, prévu dans la loi de programmation du Grenelle Environnement, vise à protéger les espaces naturels existants et à assurer une continuité écologique entre eux, en préservant les continuités ou en les restaurant. Outil d'aménagement du territoire, la trame devrait limiter les effets de la fragmentation des territoires et faciliter la circulation des espèces, et de la diversité génétique au sein des espèces, ainsi que leur adaptation aux pressions qui pèsent sur les écosystèmes, notamment au changement climatique. Le maillage du territoire reposera sur des réservoirs de biodiversité, des corridors écologiques et des zones tampons. La définition de la trame verte et bleue s'appuiera sur des orientations nationales élaborées en concertation avec les représentants des acteurs concernés, des schémas de cohérence écologiques régionaux, définis d'ici 2012, et une déclinaison dans les documents d'urbanisme. Elle sera mise en œuvre sur le terrain notamment par des procédures contractuelles. La trame verte et bleue française s'articulera avec les autres réseaux écologiques européens. Les documents de planification et projets relevant du niveau national, et notamment les grandes infrastructures linéaires de l'Etat et de ses établissements publics, seront compatibles avec les orientations nationales de la trame verte et bleue. Les schémas régionaux de cohérence écologique seront pris en compte dans les documents d'urbanisme.

Ces évolutions se traduisent aussi par une intégration plus systématique de la biodiversité dans les politiques sectorielles et un renforcement de la participation du public aux décisions.

II.2.2. Davantage d'intégration dans les politiques sectorielles

Un corpus de directives européennes et de textes nationaux (lois, décrets et circulaires) visent à intégrer les enjeux écologiques dans la conception et la réalisation des projets, plans ou programmes. Ces textes, qui s'appliquent à l'ensemble des politiques sectorielles, imposent des démarches d'optimisation d'un projet, plan ou programme au regard de ses impacts sur l'environnement en général (études d'impact, consultations) ou spécifiquement sur la biodiversité (zones Natura 2000, espèces protégées, zones humides, milieux aquatiques, etc.).

L'évaluation environnementale est un processus conçu pour prendre en compte les impacts sur l'environnement et la santé d'un projet, plan ou programme tout au long de sa conception. Dans un processus itératif au cours de l'élaboration de leur projet, les maîtres d'ouvrages et maîtres d'œuvre sont tenus d'évaluer les impacts de leur projet sur l'environnement (notamment la biodiversité) et la santé, et de « supprimer, réduire et, si possible, compenser » les conséquences dommageables de celui-ci. Ce processus prévoit l'information et la participation du public (débats publics et enquêtes publiques) dans la logique de la convention d'Aarhus. Une autorité administrative de l'Etat compétente en matière d'environnement donne un avis sur la qualité du processus. Cette démarche, qui existe pour les projets depuis 1976 en France et depuis 1985 dans l'Union Européenne, est globalement similaire dans sa forme aux démarches mises en œuvre sur des aspects plus spécifiques de la biodiversité (étude d'incidence Natura 2000, étude loi sur l'eau, réglementation sur les espèces protégées...).

L'évaluation environnementale s'applique à chaque niveau des politiques sectorielles et concerne toutes les formes de biodiversité (générale et remarquable, espèces et milieux). L'article R122-3 du Code de l'environnement précise en effet que l'étude d'impacts présente notamment une analyse des effets du projet sur la « faune et la flore », les « sites et paysages » et les « milieux naturels et les équilibres biologiques ». L'ensemble des incidences sont en principe étudiées, qu'elles soient directes, indirectes et cumulées, temporaires ou permanentes. Les interrelations entre les incidences doivent aussi être évaluées.

Le MEDDTL a lancé en 2010 des réflexions pour renforcer l'articulation entre les outils réglementaires d'intégration de la biodiversité dans l'élaboration des projets, plans ou programmes pour une plus grande efficacité des politiques de protection de la biodiversité.

Les retours d'expériences montrent que les mesures prises pour éviter, réduire et compenser les impacts ne sont pas systématiquement mises en œuvre. C'est pourquoi, la Loi portant engagement national pour l'environnement (Grenelle 2) prévoit que :

- les mesures d'évitement, réduction et compensation soient inscrites dans les décisions d'autorisation d'un projet ;
- un dispositif de suivi de la mise en œuvre de ces mesures et de leur effet sur l'environnement soit prévu dès l'évaluation environnementale. Ce volet renforce l'obligation de suivi des projets d'infrastructure de transport relevant de la Loi d'orientation des transports intérieurs (LOTI) sur son volet environnement et l'étend à l'ensemble des projets soumis à évaluation environnementale.

L'évaluation environnementale des projets (*Environmental Impact Assessment*). Apparue aux Etats-Unis avec le *National Environmental Policy Act* en 1969 et au Canada avec un décret de 1973, l'évaluation environnementale a été introduite en France par la loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la préservation de la nature qui crée un nouvel outil en droit français : l'étude d'impact applicable à certains projets de travaux, d'ouvrages ou d'aménagements ; et la loi n° 76-663 du 19 juillet 1976 relative aux installations classées pour la préservation de l'environnement (ICPE) qui adapte le dispositif de l'étude d'impact pour les installations les plus dangereuses ou polluantes. La France réalise depuis 1976 environ 5 000 études d'impacts par an (dont 3 000 pour les ICPE).

L'évaluation environnementale des plans et programmes (*Strategic Environmental Assessment*). Malgré les réels apports de l'évaluation environnementale des projets, il est apparu nécessaire de réaliser celle-ci plus en amont de la planification. La directive 2001/42/CE relative à l'évaluation des incidences de certains plans et programmes sur l'environnement a été adoptée en 2001 et transposée en France par une ordonnance du 3 juin 2004 et par la loi portant Engagement national pour l'environnement dite Grenelle 2. Cette évaluation est par exemple prévue pour les Schémas de cohérence territoriale, pour certains Plans locaux d'urbanisme, comme ceux en zone Natura 2000, et pour des schémas d'aménagement régionaux et nationaux (cas des SAR dans les DOM par exemple).

L'étude d'impact des lois. Au-delà de l'évaluation environnementale, relevant de directives européennes, la France prévoit désormais que le gouvernement accompagne chacun de ses projets de loi d'une étude d'impact (réforme constitutionnelle opérée par la loi du 23 juillet 2008 et précisée par une loi organique du 15 avril 2009). Quelque peu différente d'un point de vue méthodologique de l'évaluation environnementale, cette évaluation définit les objectifs poursuivis, expose les motifs du recours à une nouvelle législation, l'état actuel du droit et l'articulation du projet avec le droit européen. Cette étude porte également sur un champ plus large puisqu'elle comprend une évaluation des conséquences économiques, financières, sociales et environnementales des dispositions du projet de loi. De nombreux pays (Grande Bretagne, Etats-Unis, Canada, Espagne) se sont déjà dotés d'outils législatifs analogues. Ces exigences sont assorties d'un mécanisme de sanctions à la fois politique et juridictionnelle : sans étude d'impact, le projet de loi ne peut être inscrit à l'ordre du jour de l'Assemblée. Le Secrétariat Général du Gouvernement (SGG) peut également bloquer sa transmission au Conseil d'Etat. L'exercice servira de support au débat public : les deux assemblées publient les textes en ligne, l'Assemblée nationale a créé un forum spécifiquement dédié au débat public sur leur contenu²⁴. Un premier bilan fait état de 38 études d'impact déposées en 2009.

²⁴ etudesimpact.assemblee-nationale.fr

Encadré 7 : Etude d'impact de la loi de programmation du Grenelle Environnement

La loi du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle Environnement a été évaluée suivant les trois dimensions du développement durable : économique, environnementale et sociale. Les coûts et les bénéfices induits par une gamme d'engagements du Grenelle ont été chiffrés. L'évaluation balaie des champs très variés. Si elle reste incomplète, faute de connaissances consensuelles dans certains domaines, elle apporte des éléments quantifiés et argumentés au débat public et aux décideurs politiques. L'évaluation de 2008, mise à jour fin 2009, conclut sur les gains qu'il y a pour la société à investir dans des politiques environnementales ambitieuses.

Le coût brut pour l'ensemble des acteurs économiques a été évalué par le coût direct induit par la mise en œuvre du Grenelle relativement à un scénario prospectif tendanciel. S'agissant des principales mesures relatives à la protection de la biodiversité, ce surcoût budgétaire serait de l'ordre de 1 Md d'euros (cumul non actualisé sur la période 2009-2013), dont 0,2 à 0,3 Md pour l'acquisition de 20 000 hectares de zones humides (coût financier d'investissement plus coût de fonctionnement).

L'évaluation économique des bénéfices environnementaux n'a pas pu être réalisée pour l'ensemble des engagements biodiversité, les données étant encore trop partielles. Toutefois, à titre d'exemple, quelques bénéfices ont été chiffrés : au moins 0,4 Md d'euros pour les bénéfices non marchands tirés de l'existence des 20 000 ha de zone humide, entre 300 et 400 euros par hectare liés au maintien de la biodiversité dans des sites Natura 2000, 100 euros par hectare liés aux services récréatifs fournis par ces sites...

En France, l'évaluation environnementale doit donc aujourd'hui être réalisée à chaque niveau de décision : du plus général (lois, orientations ou options générales, ...) aux plus particuliers (projets de travaux, d'ouvrages ou d'aménagements). L'impact sur la biodiversité est pris en compte dans chacune de ces évaluations.

II.2.3. Une gouvernance partagée

a) L'information et la participation du public

La Convention d'Aarhus sur l'accès à l'information, la participation du public au processus décisionnel et l'accès à la justice en matière d'environnement a été signée le 25 juin 1998 dans le cadre des travaux de la Commission économique pour l'Europe des Nations Unies. Cette convention encadre le droit public à être informé, à s'impliquer dans les décisions et à exercer des recours en matière d'environnement. Elle a pour objet de contribuer à protéger le droit de chacun, ceux des générations présentes comme futures, de vivre dans un environnement propre à assurer sa santé et son bien être. Elle applique à l'environnement le mouvement large de démocratisation administrative et établit un nouveau processus de participation du public à la négociation et à l'application des accords internationaux. Cette convention est la concrétisation du principe 10 de la Déclaration de Rio de 1992, qui affirme que « la meilleure façon de traiter les questions d'environnement est d'assurer la participation de tous les citoyens au niveau qui convient ».

La France a ratifié la Convention d'Aarhus le 8 juillet 2002 et celle-ci est entrée en vigueur le 6 octobre 2002²⁵. La Convention d'Aarhus consacre trois droits fondamentaux pour les citoyens et les associations qui les représentent :

- **L'accès à l'information** : Le public a le droit d'obtenir des autorités publiques des informations qu'elles détiennent en matière d'environnement et celles-ci sont tenues de les fournir en réponse à une demande. Par ailleurs, les autorités publiques mettent les informations sur l'environnement à la disposition du public de façon transparente. Dans le respect de la convention, et suite au Grenelle Environnement, le Ministère en charge de l'écologie a ouvert courant 2009 le portail toutsurlenvironnement.fr qui oriente vers les informations, documents et données sur l'environnement, disponibles gratuitement sur les sites et portails publics existants ;
- **La participation au processus décisionnel** : Le deuxième pilier de la Convention d'Aarhus concerne la participation du public. Il comprend trois composantes. La première concerne la participation du public qui risque d'être touché par des décisions prises au sujet d'une activité particulière ou qui est intéressé par ce processus décisionnel à un autre titre. La deuxième composante a trait à la participation du public à l'élaboration des politiques environnementales, telles que les plans et programmes en France, et la troisième sa participation à la préparation de la réglementation ;
- **L'accès à la justice** : L'accès à la justice, prévu par la Convention d'Aarhus, garantit la bonne application des deux autres piliers et renforce l'application du droit interne de l'environnement. Il accorde le droit de faire condamner et réparer les manquements des autorités publiques en ce qui concerne l'accès à l'information et la participation du public au processus décisionnel.

²⁵ Cf. loi n° 2002-285 du 28 février 2002 autorisant l'approbation de la Convention d'Aarhus et décret n° 2002-1187 du 12 septembre 2002 portant publication de la Convention d'Aarhus.

La **Charte de l'environnement** a été adoptée le 28 février 2005 et rattachée au préambule de la Constitution de 1958. Elle place les principes de sauvegarde de notre environnement au même niveau que les Droits de l'Homme et du Citoyen de 1789 et que les droits économiques et sociaux du préambule de 1946. La Charte reconnaît notamment à chacun le droit de vivre dans un environnement équilibré et respectueux de la santé, le droit d'accéder à l'information détenue par les autorités publiques et le droit de participer à l'élaboration des décisions publiques ayant une incidence sur l'environnement. Elle constitue donc notamment, pour la France, une transposition de la Convention d'Aarhus.

b) La gouvernance partagée du Grenelle Environnement

Pour réussir une mutation vers le développement durable de l'ensemble du corps social, changer les comportements, la France a adopté un processus de gouvernance concertée, le processus de gouvernance à cinq. Il s'agit d'un processus décisionnel dans une démocratie représentative : l'autorité publique, même investie d'une légitimité démocratique ou administrative, décide en tenant compte des avis, remarques, positions des parties prenantes de la société civile que sont les élus, les entreprises, les syndicats de salariés et les acteurs environnementaux. Ce processus a permis d'adopter 273 engagements lors du Grenelle Environnement qui ont été traduits dans la loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en oeuvre de Grenelle Environnement. Le titre II couvre la programmation relative à la biodiversité, les écosystèmes et milieux naturels (Encadré 8).

Encadré 8 : Le Grenelle Environnement

La conservation et l'utilisation durable de la biodiversité sont une des thématiques phares du Grenelle Environnement, organisé en octobre 2007. Ce rassemblement multipartite a réuni six groupes de travail, constitués chacun de 40 membres, représentant l'État, les collectivités, les ONG, les entreprises, les syndicats et autres personnalités qualifiées. Les réflexions du groupe « Préserver la biodiversité et les ressources naturelles » ont dégagé 5 grands axes d'action (cf. Titre II de la Loi programmation relative à la mise en oeuvre de Grenelle Environnement) :

- Stopper partout l'érosion de la biodiversité. Pour ce faire, il est prévu la création d'une Trame verte et bleue d'ici 2012 et un mécanisme de compensation des dommages. Seront également mis en place des plans de conservation nationaux pour les 131 espèces animales et végétales en danger critique d'extinction, ou encore une stratégie de lutte contre les espèces envahissantes ;
- Retrouver une bonne qualité écologique de l'eau et assurer son caractère renouvelable dans le milieu et abordable pour le citoyen, avec notamment le plan « éco-phytos » qui prévoit la réduction de 50 % de l'usage de pesticides d'ici dix ans.
- Développer une agriculture et une sylviculture diversifiées, productives et durables. Ceci implique des outils pour développer l'agriculture biologique et le retrait du marché des substances chimiques les plus préoccupantes.
- Valoriser et protéger la mer et ses ressources dans une perspective de développement durable. Il s'agit de réduire à la source les pollutions, de préserver les milieux marins et de lutter contre les pratiques illégales.
- Doter la France des outils favorisant la connaissance et éclairant les choix pour l'élaboration des politiques nationales, notamment la mise en place d'un Observatoire national de la biodiversité et la réalisation d'inventaires.

La **Conférence française sur la biodiversité**, organisée en mai 2010 à l'occasion de l'Année internationale de la biodiversité, poursuit la logique de co-construction des politiques publiques dans le domaine de la biodiversité et ouvre les travaux d'actualisation de la Stratégie nationale sur la biodiversité qui devraient aboutir en 2011. Ces travaux s'inscrivent par ailleurs dans le contexte de révision du plan stratégique de la CDB pour 2020.

II.2.4. Des financements croissants

Entre 1998 et 2008, la dépense nationale en faveur de la protection de la biodiversité et des paysages a nettement augmenté pour atteindre 1,7 Md euros dont environ 60 % consacrés à la biodiversité (voir Encadré 9). La dépense de protection de la biodiversité et des paysages représentait, en 2008, 2 % des dépenses de protection de l'environnement des entreprises, 8 % des dépenses de protection de l'environnement des administrations publiques et 1% de celles des ménages²⁶.

²⁶ Source : L'économie de l'environnement en 2008, Rapport de la Commission des comptes et de l'économie de l'environnement, Édition 2010, MEDDTL, CGDD, Service de l'observation et des statistiques. Le concept de dépense de protection de l'environnement présenté dans ce rapport mesure l'effort financier des ménages, des entreprises et des administrations publiques pour la prévention, la réduction ou la suppression des dégradations de l'environnement. La dépense prend en compte les consommations et les investissements en produits environnementaux, ainsi que les transferts entre agents (aides, paiements pour le service de gestion des déchets....).

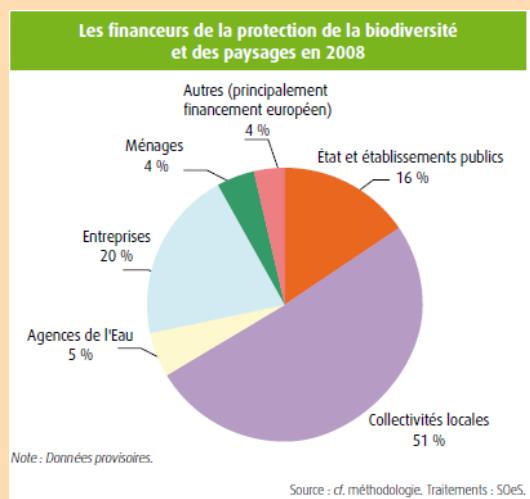
Encadré 9 : Évolution de la dépense nationale en faveur de la protection de la biodiversité et des paysages²⁷

Entre 1998 et 2008, la dépense de protection de la biodiversité et des paysages, selon le concept européen des comptes de l'environnement, a augmenté de 70 %. Elle s'élève en 2008 à 1,7 milliard d'euros. Il s'agit pour moitié de dépenses courantes et pour moitié de dépenses en capital.

Près de 60 % du montant concerne la protection de la biodiversité, le reste est consacré à la protection des paysages. La forte croissance de la dépense de protection de la biodiversité, qui a plus que doublé en dix ans, est à mettre en lien avec les engagements des acteurs publics, notamment des collectivités locales qui représentent la moitié de cette dépense.

Entre 1998 et 2008, la dépense liée à la gestion des espaces et des espèces a plus que doublé. En 2008, elle atteint 740 millions d'euros. Cette dépense est à mettre en lien avec les budgets du ministère en charge de l'Écologie et des organismes gérant ces milieux remarquables. En 2008, environ 14 millions d'euros ont été engagés dans le domaine de la connaissance de la biodiversité et des paysages (inventaire, expertises relatives au patrimoine naturel et atlas de paysages). Les actions, dites « de réduction des pressions » ont pour objectif de réparer les dommages causés aux paysages et à la biodiversité par les activités productives comme le transport routier, l'activité industrielle ou l'agriculture. Elles sont mises en oeuvre par les entreprises elles-mêmes. Entre 1998 et 2008, ces dépenses sont restées stables et atteignent près de 480 millions d'euros (en moyenne sur la période). D'autres actions de protection sont engagées par les collectivités locales, mais les sources comptables ne permettent pas leur affectation à des projets déterminés. Leurs dépenses ont plus que doublé sur la période.

La protection de la biodiversité et des paysages est un domaine financé principalement sur fonds publics. En 2008, les administrations publiques centrale et locale couvrent les trois quarts de la dépense totale. Les communes contribuent à elles seules pour 55 % à la dépense des administrations publiques locales. Au sein de l'administration centrale, le financement est assuré à 58 % par le ministère en charge de l'Écologie, le reste provenant d'autres ministères (Agriculture notamment). Depuis 1998, le poids des entreprises s'est érodé, passant de 45 % en 1998 à 20 % en 2008. La dépense en capital des entreprises s'est surtout portée en début de période et explique en grande partie cette baisse. Les financements européens viennent en appui des actions en faveur de la nature. Il s'agit par exemple du Fonds européen d'orientation et de garantie agricole (Feoga) pour les mesures agro-environnementales et des programmes Life Nature.



Contribution française au financement de la conservation de la biodiversité à l'international²⁸

Le montant alloué à la conservation de la biodiversité à l'international serait de 155 M euros en 2008. La majeure partie de ces financements concerne l'aide au développement. Ainsi les prêts accordés par l'Agence française de développement (AFD) représenteraient 89 M d'euros en 2008 (soit la moitié des engagements) et l'aide publique au développement sous forme de dons (ONG, organisations internationales, assistance technique) 61M d'euros (soit 35% des engagements). Les contributions obligatoires se montent à 21,5 M d'euros environ et les dépenses liées au personnel impliqué au niveau des administrations et établissements publics hors assistance technique à 4,5M d'euros. Les dons en faveur de la biodiversité dans le cadre de l'aide publique au développement sont pour une très grande part des subventions sur projets (91%), essentiellement de l'AFD et des instruments de coopération de l'Union européenne mais également du Fonds français pour l'environnement mondial qui appuie des projets d'envergure souvent plus limitée mais importants par leur facteur d'innovation.

²⁷ Source : Données de synthèse sur la biodiversité ; MEDDTL, CGDD, Service de l'observation et des statistiques, collection Références mai 2010.

²⁸ Source MAEE, Direction générale de la mondialisation, du développement et des partenariats, Direction des biens publics mondiaux, Sous-direction de la gestion des ressources naturelles. Ces chiffres sont présentés en première approche, la méthodologie souligne la prudence avec laquelle il convient de les examiner, notamment au vu de la difficulté à affecter à la biodiversité des financements qui poursuivent souvent plusieurs objectifs.

III. L'EVALUATION DE LA BIODIVERSITE ET DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES

Cette partie s'attache à présenter le cadre de l'évaluation tant physique que monétaire de la biodiversité. En général, l'évaluation monétaire de la biodiversité, notamment lorsqu'elle est approchée par les services écosystémiques, est dépendante de son évaluation physique. Par ailleurs, la définition d'une politique économique pertinente passe, au moins en théorie, par l'analyse des élasticités entre les mesures proposées ou le comportement des agents économiques (i.e. les politiques publiques, les pratiques agricoles...) et les résultats atteints (les niveaux de services environnementaux). Cette analyse d'élasticité ne peut-être conduite que dans la sphère réelle ; la monnaie n'intervient qu'à la fin de l'analyse (sous la caution de l'économie du bien-être) comme critère de décision à travers les évaluations coûts-bénéfices, par exemple.

En outre, les outils économiques contribuant à préserver la biodiversité peuvent, pour une large part, être développés sans évaluer la valeur monétaire de la biodiversité, alors que l'évaluation physique est souvent indispensable (utilisation de méthodes d'équivalence en nature, identification de valeurs seuils, fixation des objectifs, suivi, contrôle...).

L'évaluation physique de la biodiversité et des services qu'elle rend est donc capitale ; mais elle est loin d'être acquise et fait, comme l'évaluation monétaire, l'objet de vastes programmes de travail.

III.1. Méthodes d'évaluation

Un ensemble de travaux méthodologiques sur l'évaluation des écosystèmes et de la biodiversité ont été publiés de 2005 à 2010²⁹, dont les travaux suivants :

- Evaluation des écosystèmes pour le millénaire (*Millennium ecosystem Assessment, MA*), 2005 ;
- Evaluation des écosystèmes pour le millénaire en France (MA France), étude exploratoire, 2010 ;
- Etude exploratoire sur les indicateurs de fonctions écologiques, MNHN, 2010 ;
- Rapport n°18 du Centre d'analyse stratégique sur l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques, dit Rapport Chevassus-au-Louis, 2009 ;
- Rapport d'étape et rapports pour les décideurs, les entreprises et les administrateurs locaux de l'Etude internationale sur l'économie des écosystèmes et de la biodiversité (TEEB), 2008, 2009 et 2010.

Ces travaux s'inscrivent dans une approche d'évaluation de la biodiversité à travers les services qu'elle rend. En France, l'évaluation de la biodiversité peut notamment s'appuyer sur les systèmes d'information et les références présentés ci-après.

III.1.1. Les outils et systèmes d'information sur la biodiversité

La connaissance de l'état de la biodiversité en France et de son évolution s'appuie en particulier sur les outils, recherches et institutions suivants :

- une liste rouge d'espèces menacées d'extinction actualisée chaque année par l'Union internationale pour la conservation de la nature (IUCN) depuis 2007 ;
- des recherches scientifiques menées notamment par le Muséum national d'histoire naturelle, la Fondation pour la recherche sur la biodiversité (FRB) et l'ensemble de leurs partenaires ;
- des réseaux d'observation de l'état de santé de la nature ordinaire sur tout le territoire à l'image de l'Observatoire national des zones humides (ONZH) et du réseau Vigie-nature ;
- de nouveaux indicateurs pour apprécier l'évolution de la biodiversité, les pressions exercées sur les écosystèmes et les réponses mises en œuvre ;
- un système national de centralisation et d'organisation des données naturalistes : le système d'information sur la nature et les paysages (SINP) ;
- le Conseil scientifique du patrimoine naturel et de la biodiversité (CSPNB) : placé auprès du ministre chargé du développement durable, il permet d'orienter les décisions politiques ;
- le Conseil national du patrimoine naturel (CNPN) ;

²⁹ Travaux dont des synthèses sont disponibles aux adresses suivantes :

Millennium ecosystem Assessment international, 2005 : <http://www.millenniumassessment.org>

Millennium ecosystem Assessment en France, étude exploratoire, 2010 :

http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/DGALN_Synthese_Rapport_Final_MA20100204.pdf

Etude exploratoire sur les indicateurs de fonctions écologiques du Muséum national d'histoire naturelle, 2010 :

<http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/LPS51.pdf>

Rapport n°18 du Centre d'analyse stratégique sur l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques, 2009 : http://www.strategie.gouv.fr/article.php3?id_article=980

Rapport d'étape du TEEB : disponible sur teebweb.org

- l'Observatoire national de la biodiversité (ONB) lancé en 2010, à l'occasion de l'Année mondiale de la biodiversité (voir Encadré 10).

Encadré 10 : l'Observatoire de la biodiversité

L'Observatoire National de la Biodiversité, lancé en juin 2010, sera l'organisme et l'outil chargé de documenter à l'échelle française l'état et l'évolution de la biodiversité. Cet observatoire, qui s'appuie sur un ensemble de systèmes d'informations et réseaux existants (dont le Système d'information national sur la nature et les paysages, SINP) aura vocation à fournir des informations synthétiques aux décideurs publics, privés et à la société civile sur les éléments stratégiques de la biodiversité à différentes échelles spatiales et temporelles. L'observatoire identifiera également des besoins de connaissances prioritaires.

III.1.2. Les typologies de services du *Millenium ecosystem Assessment*

L'évaluation internationale des écosystèmes pour le millénaire (*Millenium ecosystem Assessment*, MA) du Programme des Nations-Unies pour l'environnement (PNUE), achevée en 2005, a mis en évidence le rôle important de la diversité biologique dans la génération de la plupart des biens et services environnementaux bénéficiant aux sociétés humaines et établi une typologie des services rendus, qui distingue : les services d'approvisionnement, les services de régulation, les services de support et les services culturels (voir Figure 7).

Parmi les services écosystémiques, ceux de régulation sont sans doute moins bien appréhendés et évalués que les autres. Néanmoins, ils assurent un rôle fondamental dans le maintien des grands équilibres de la planète, notamment le climat, l'hydrologie et la pédologie.

Figure 7 : Typologie des services écosystémiques retenue par l'étude MA internationale

Services de provision <i>Produits tirés des écosystèmes</i>	Services de régulation <i>Avantages découlant de la régulation des processus écosystémiques</i>	Services culturels <i>Avantages non matériels découlant des écosystèmes</i>
<ul style="list-style-type: none"> - Nourriture - Eau douce - Bois combustible - Fibre - Produits biochimiques - Ressources génétiques 	<ul style="list-style-type: none"> - Régulation du climat - Régulation des maladies - Régulation de l'eau - Purification de l'eau - Pollinisation 	<ul style="list-style-type: none"> - Spirituels et religieux - Récréation et écotourisme - Esthétiques - Sources d'inspiration - Educatifs - Sentiment d'enracinement - Héritage culturel
Services d'appui <i>Services nécessaires pour la production de tous les autres services écosystémiques</i>		
<ul style="list-style-type: none"> - Formation du sol 	<ul style="list-style-type: none"> - Cycle des nutriments 	<ul style="list-style-type: none"> - Production primaire

Source : adapté de : Millennium Ecosystem Assessment (2003), Ecosystems and Human Well-Being, A Framework For Assessment, World Resources Institute, Island Press

Le **MA France**, déclinaison en France de l'exercice international, recense dans une première étude exploratoire 42 services écosystémiques sur le territoire français. Ces services se répartissent en trois catégories : les services d'approvisionnement, les services de régulation et les services à caractère social (voir Figure 8). Les services de support n'ont pas été retenus dans cette évaluation pour éviter d'éventuels doubles comptes. Les auteurs considèrent en effet que ces services relèvent des processus de fonctionnement des écosystèmes (fonctions écologiques) ou de services de régulation.

Au-delà de cette grille des services écosystémiques, l'étude exploratoire pour un MA France proposera un ensemble d'outils méthodologiques pour l'évaluation physique des services écosystémiques en France :

- une typologie d'écosystèmes conduisant à une première représentation cartographique ;
- un jeu d'indicateurs d'état des écosystèmes ;
- une caractérisation des services écosystémiques et de leurs déterminants socioéconomiques ;
- une méthode de quantification des services écosystémiques permettant d'établir des correspondances entre les services rendus et chaque type d'écosystème « producteur » ;
- une série d'indicateurs pour mesurer la contribution de chaque type d'écosystème au bien-être humain à travers les services ;
- un premier exercice d'application des techniques de quantification proposées.

Cette première phase conclut à la pertinence d'une évaluation plus fine des services écosystémiques en France et propose, pour y parvenir, de mobiliser des groupes d'experts français et européens.

Figure 8 : Typologie des services écosystémiques retenue par l'étude exploratoire du MA France³⁰

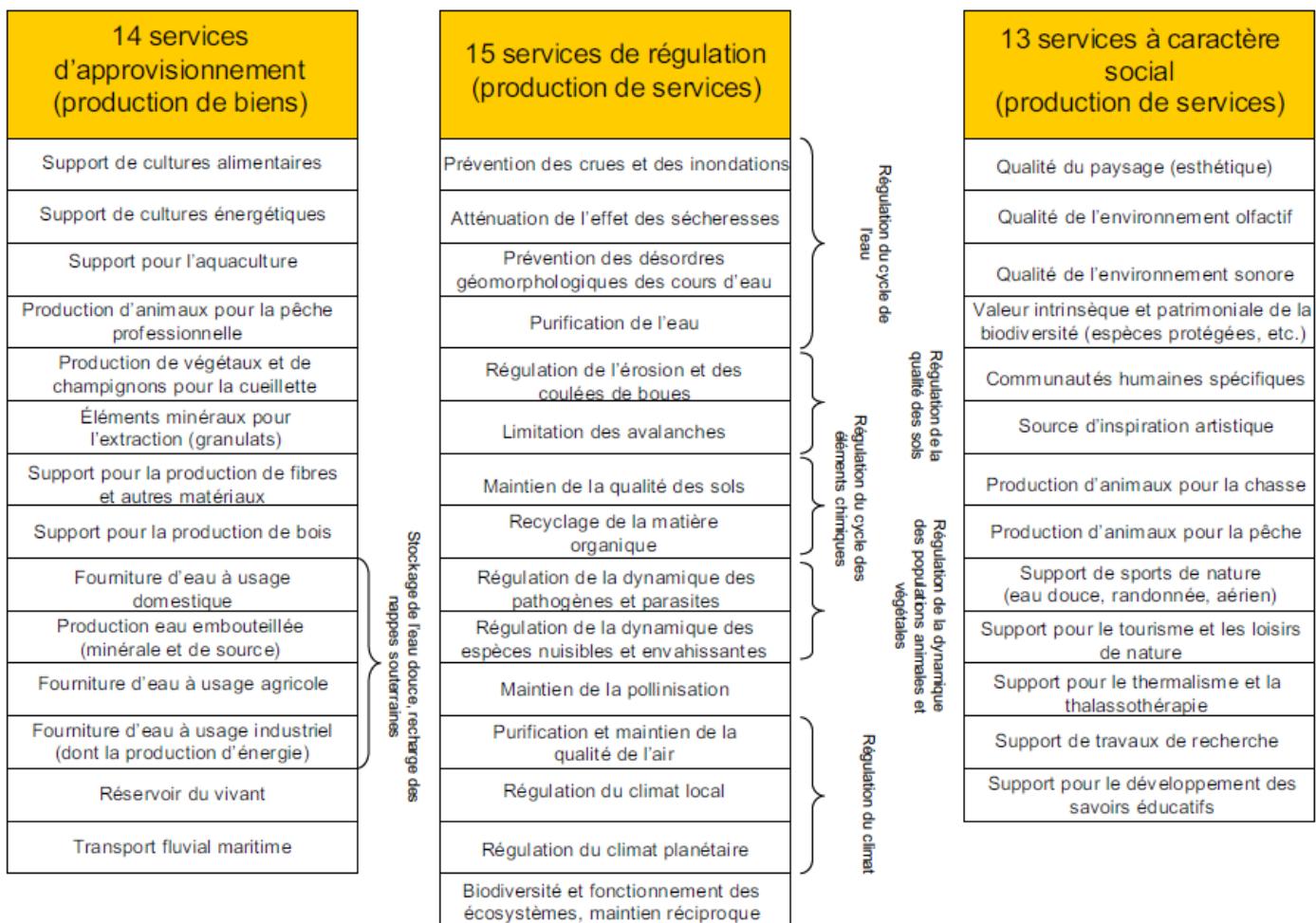


Figure : 43 services rendus par les écosystèmes en France

Source : d'après CREDOC, Asconit, Biotope, 2009

Le Projet Eureca. L'Agence européenne pour l'environnement a lancé en 2006 le projet *European Ecosystem Assessment* (EURECA), qui reprend le cadre logique du MA et sa typologie des services rendus par les écosystèmes, ainsi que les indicateurs sur la biodiversité définis à l'échelle de l'Union européenne « *Streamlining European Biodiversity Indicators* (SEBI) ». Ce projet vise non seulement à décliner le MA en Europe, en le précisant, mais aussi à être davantage orienté vers les politiques publiques. La publication des résultats est prévue en 2012.

III.1.3. Des écosystèmes au bien-être, le rôle clé des fonctions écologiques

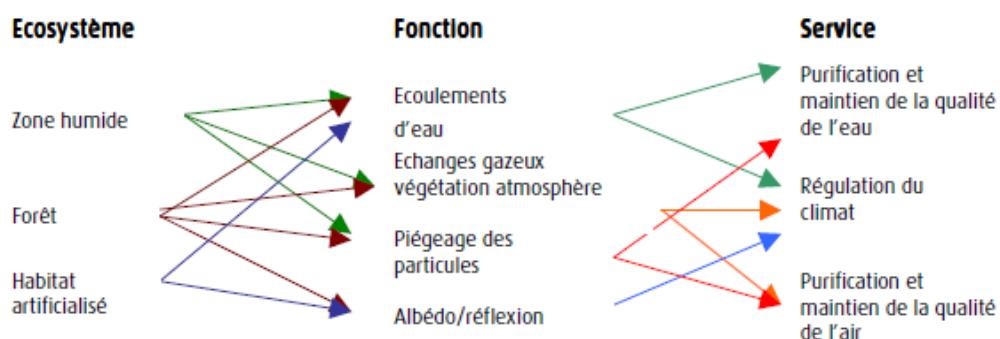
Une étude exploratoire, réalisée par le Museum national d'histoire naturelle à la demande du Ministère de l'environnement, du développement durable, des transports et du logement (MEDDTL) et publiée en 2010, se penche sur les fonctions écologiques assurées par les écosystèmes en France. Cette première étude a permis de poser des définitions explicites. Les fonctions écologiques sont définies comme les processus biologiques qui permettent le fonctionnement et le maintien des écosystèmes (vision écologique), et les services écosystémiques comme les bénéfices retirés par l'homme des processus biologiques (vision économique, donc anthropocentrique).

L'étude décrit les processus à l'origine des principales fonctions écologiques liées aux services de support et de régulation, tels qu'identifiés par le MA international (voir tableau en annexe III). Elle précise les liens (non bijectifs) entre écosystèmes,

³⁰ La chasse et la pêche récréatives figurent dans les services à caractère social. La pêche professionnelle correspond aux services d'approvisionnement.

fonctions écologiques et services de régulation et de support (cf. Figure 9) et établit une typologie et une cartographie des écosystèmes à l'échelle nationale, adaptées à l'identification des fonctions écologiques. Enfin, les travaux ont permis de proposer des indicateurs de fonctions écologiques (voir annexe III), qui restent à éprouver par des études de cas.

Figure 9 : Exemple de liens non-bijjectifs entre écosystèmes, fonctions et services³¹



Source : MNHN, MEDDTL, juin 2010

Les travaux récents qui cherchent à apprécier la valeur de la biodiversité en unité monétaire s'appuient sur l'évaluation des services rendus par les écosystèmes, en s'inspirant de la typologie du MA. L'évaluation des fonctions écologiques n'a pas vocation à être directement utilisée pour la monétarisation. Toutefois, cette évaluation est nécessaire pour apprécier l'état de conservation d'un écosystème et donc les services qu'il sera capable de rendre à l'avenir. Elle permet de caractériser la capacité de résilience d'un écosystème et d'identifier, dans la mesure du possible, des valeurs seuils au-delà desquelles un écosystème ne serait plus à même de fournir un niveau de service de manière pérenne. Une approche par les fonctions écologiques peut donc être adaptée à la définition d'objectifs de politiques publiques ou d'indicateurs de résultats pour des programmes de paiements pour services environnementaux par exemple. L'analyse des fonctions écologiques à l'origine des principaux services écosystémiques et des conditions de leur résilience, ainsi que l'identification d'éventuelles valeurs-seuils font potentiellement l'objet de vastes programmes de recherche.

Encadré 11 : Le programme de recherche Européen BiodivERsA

BiodivERsA est un programme ERA-net³² inclus dans le 6^{ème} programme cadre de l'Union européenne pour la recherche. BiodivERsA vise à renforcer la collaboration entre les institutions finançant des recherches dans le domaine de la biodiversité en Europe. Il rassemble 19 agences de financement issues de 15 pays européens. Le programme facilite les partenariats, établit une base de données des financements en faveur de la biodiversité en Europe et lance des appels à projet de recherche.

L'appel à projet lancé en 2008, pour un montant de 14,2 millions d'euros, portait sur :

- a) Les dynamiques d'évolution de la biodiversité dans un contexte de changement global ;
- b) Le fonctionnement des écosystèmes ; et
- c) Les services écosystémiques.

L'évaluation physique et monétaire des services écosystémiques est un axe proposé pour de futures recherches.

L'identification et le recensement des services rendus par la biodiversité ouvrent la voie dans un nombre croissant de pays à une évaluation économique au moins ponctuelle de la biodiversité, à la mise en œuvre d'outils visant à garantir sa prise en compte dans les comportements de production et de consommation et donc à son intégration dans les décisions des acteurs économiques. Au-delà des travaux d'évaluation physique, qui sont déterminants, plusieurs initiatives nationales et européennes s'attachent à évaluer économiquement la biodiversité à travers les services écosystémiques qu'elle rend.

³¹ Les relations représentées par des flèches sur le schéma peuvent correspondre à des incidences positives ou négatives (la moins grande réflexion due à l'habitat artificielisé tend par exemple à réchauffer le climat alors que le captage de CO₂ est favorisé par la forêt.)

³² L'action ERA-NET (European Research Area) du 6^{ème} programme cadre de l'UE vise à promouvoir la coopération et la coordination des activités de recherche entreprises au niveau national ou régional dans les Etats membres et associés, par un soutien à la mise en réseau de programmes de recherche et à l'ouverture mutuelle de ces programmes. Elle s'inscrit dans une perspective plus large de construction de l'espace européen de la recherche.

L'approche par les services écosystémiques que l'on pourrait dire « utilitariste », puisqu'elle ne s'intéresse directement ou indirectement qu'aux services marchands ou non marchands rendus à l'homme, est complémentaire de l'approche privilégiée dans les décennies précédentes, qui pourrait être qualifiée de patrimoniale. Certains éléments de la valeur économique totale sont particulièrement difficiles à évaluer en pratique et peuvent potentiellement représenter une part importante, voire majoritaire, de cette valeur. Ceci appelle donc à des approches complémentaires de l'évaluation ou à minima une prise de conscience de ces limites dans une perspective de rationalisation des politiques publiques et d'efficacité économique.

III.1.4. Les composantes de la « valeur économique totale »³³

La biodiversité, en particulier en raison des services écosystémiques qu'elle rend, peut être directement ou indirectement utile à l'homme et peut donc constituer une source de bien-être au sens économique du terme. Les pressions sur la biodiversité, notamment d'origine anthropique, sont telles que bien qu'il s'agisse d'une ressource renouvelable par nature, les usages de la biodiversité et des services écosystémiques deviennent concurrents, et la biodiversité de plus en plus rare. Puisque la biodiversité et les services qu'elle rend sont des biens utiles qui deviennent rares, ils se prêtent à l'analyse économique, même s'ils ne donnent pas lieu à des transactions marchandes, n'ont pas de prix et ne font pas toujours l'objet de droits de propriété. En tant que bien utile et rare, il est possible d'apprécier la valeur de la biodiversité, en évaluant, dans un cadre marginaliste, la perte de bien-être social induite par une perte de biodiversité³⁴.

Afin d'évaluer un bien, on décompose sa valeur économique totale en différentes valeurs susceptibles d'être approchées par des méthodes adaptées.

Les **valeurs d'usage**, tout du moins pour les usages directs et indirects récréatifs, s'appuient sur les services que procure la biodiversité. Ainsi, l'industrie pharmaceutique se présente clairement comme une des bénéficiaires marchandes de la diversité génétique. Lorsqu'une espèce est utilisée à des fins marchandes, l'utilité qu'elle procure permet de lui attribuer une valeur économique d'usage. La valeur d'option correspond à la possibilité d'usages futurs encore inconnus.

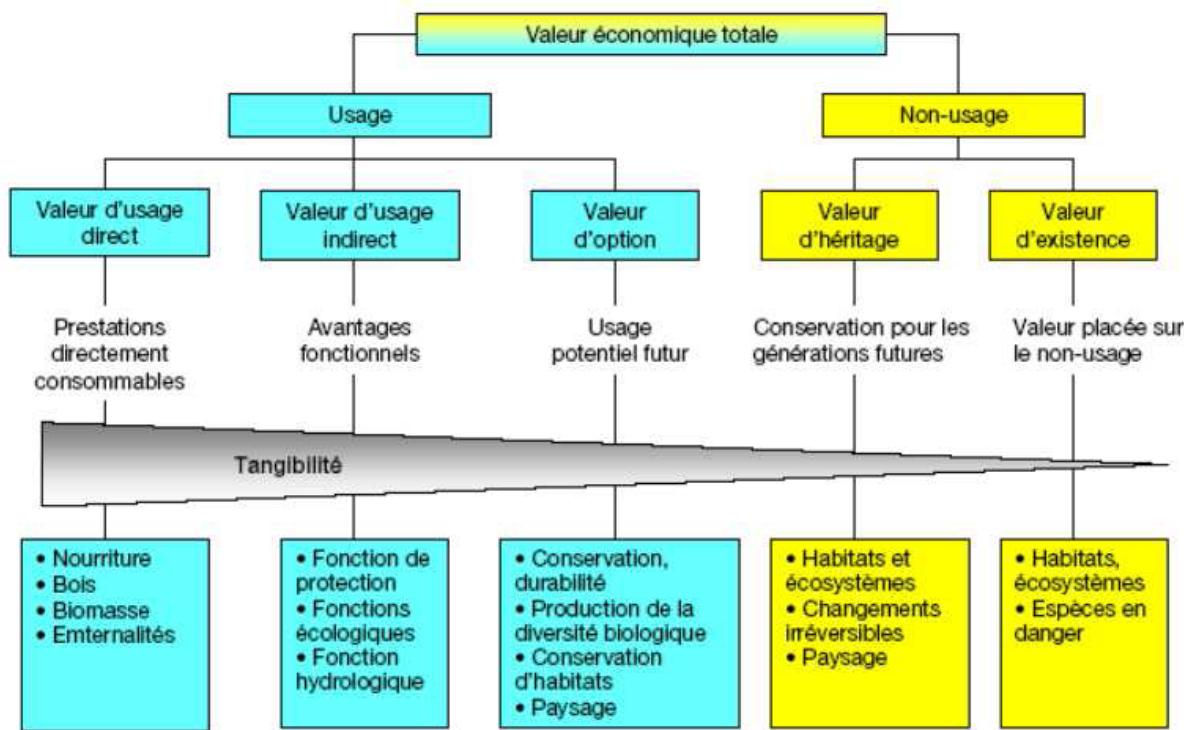
Les **valeurs de non-usage** se réfèrent d'une part à des enjeux d'existence (correspondant à une volonté de préservation indépendamment de tout usage) et d'autre part à des enjeux de patrimoine (préservation pour l'usage d'autres personnes d'une part et de générations futures d'autre part), les valeurs correspondantes sont alors dites respectivement « d'altruisme » et « de legs ». La décomposition des valeurs est décrite dans le graphe ci-dessous, de l'aspect le plus tangible au moins tangible (Figure 10).

Une analyse par la valeur économique totale n'oppose donc pas une approche marchande à une approche patrimoniale, mais cherche au contraire à intégrer des valeurs patrimoniales et marchandes dans le souci d'identifier une rationalité économique qui intègre l'ensemble de ces dimensions. Dans la pratique, les réticences exprimées par les tenants d'une approche patrimoniale à l'utilisation de méthodes économiques tiennent moins à l'approche théorique qu'à la difficulté d'apprécier certaines valeurs économiques, dont les valeurs d'option et de non-usage.

³³ Partie adaptée du rapport du CAS déjà cité.

³⁴ Dans le cadre de l'économie néoclassique, utilitariste (ou plutôt *welfariste*) conséquentialiste et marginaliste, il n'y a de valeur que s'il existe une rareté, et les choix des agents sont réalisés afin de maximiser leur bien-être en fonction de l'utilité marginale en arbitrant entre les différents choix possibles. La valeur d'un bien ne peut être exprimée que par rapport à celle d'un autre bien, ce rapport correspondant à celui des utilités marginales que procurent ces biens.

Figure 10 : Les différentes composantes de la valeur économique totale



Source : Rapport du Centre d’analyse stratégique sur l’évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques, 2009

III.1.5. Les principales méthodes d'évaluation économique

La plupart des biens et services qui composent la valeur économique totale ne font pas l'objet d'échanges marchands (c'est même le cas pour certaines valeurs d'usage direct comme certains usages récréatifs) ; leur traduction en terme monétaire (unité de référence) ne peut pas se baser sur des prix de marché et doit s'appuyer sur des méthodes d'évaluation adaptées. Il n'existe pas de présentation unique de ces méthodes, mais la typologie retenue dans l'Encadré 12 ci-après est couramment utilisée.

Encadré 12 : Méthodes d'évaluation monétaire des biens, services et impacts environnementaux

1. Les méthodes basées sur les coûts

- **Méthode des coûts de remplacement** : Cette méthode consiste à évaluer le coût induit par le remplacement d'un actif environnemental détruit. Des variantes peuvent s'intéresser au coût de restauration ou de relocalisation. Il s'agit ici d'estimer les dépenses nécessaires pour restaurer la biodiversité qualitativement et quantitativement ou pour reconstituer les services qu'elle rend. Il faut noter que l'on cherche en Europe d'abord à éviter les dommages, ensuite à les réduire et finalement, sur les seuls dommages résiduels qui n'ont pu être évités ou réduits, à les compenser, et que la possibilité de recréer un écosystème de qualité identique fait débat.
- **Méthode du changement de productivité** : Lorsqu'un bien environnemental est dégradé, sa fonction de production peut être affectée. La perte de valeur du bien peut alors être mesurée à l'aune du changement de productivité induit par sa dégradation. La variation de valeur de récifs coralliens a ainsi pu être déterminée à partir de la baisse de l'intensité de la pêche.
- **Méthode des coûts évités** : Il s'agit ici d'évaluer les coûts que l'on devrait supporter en l'absence du bien environnemental étudié. Cette méthode est pertinente lorsque les services rendus par ce bien pourraient être artificiellement remplacés moyennant un coût. Les Catskill Mountains, par exemple, sont des collines proches de New York où la ville se fournit en eau. Face à une qualité de l'eau qui se détériorait, la ville a estimé le prix de la construction d'une station de purification à huit milliards de dollars. Il a finalement été choisi de restaurer les milieux naturels pour une somme dix fois moindre, ce qui a permis de rétablir la qualité de l'eau.
- **La méthode des coûts de la maladie** : La dégradation d'un bien environnemental peut conduire à une morbidité et une mortalité accrues ainsi qu'à une augmentation des dépenses de santé. Le chiffrage de ces coûts, notamment par la définition de relations dose-réponse, permet d'estimer un coût de la dégradation du bien étudié. Cette méthode est peu utilisée pour la biodiversité ; son utilisation est en revanche plus courante pour donner une valeur à la qualité de l'air.

2. Les méthodes basées sur les préférences individuelles

a) Les préférences révélées

- **Méthode des dépenses de préservation** : La valeur d'un bien environnemental peut être déduite des dépenses que les agents engagent pour prévenir, neutraliser ou atténuer les conséquences de la dégradation de ce bien. La valeur d'une eau de qualité peut par exemple être évaluée par les dépenses engagées par les consommateurs pour purifier leur eau (pastilles, filtres,...).
- **Méthode des coûts de déplacement** : Cette méthode consiste à attribuer une valeur à un bien environnemental en évaluant les coûts de transports engagés par les agents pour profiter de ce bien, ainsi que la valeur du temps correspondant. Une étude D4E de 2005 a ainsi permis de valoriser le Lac de Derre en étudiant le déplacement des touristes vers ce lieu. Cette méthode s'applique bien aux usages récréatifs ou culturels.
- **Méthode des prix hédoniques** : Cette méthode repose sur le fait que la valeur de certains biens, en particulier immobiliers, reflète en partie la qualité de leur environnement. En comparant le prix de biens semblables en tous points excepté en ce qui concerne leur environnement, on peut extraire la composante de prix du bien due à l'environnement et ainsi proposer une valeur de cet environnement. Cette méthode est fréquemment employée pour évaluer les nuisances liées au bruit (en appréciant leur impact sur le prix du logement), ou *a contrario* le gain de valeur que représente un environnement mieux sécurisé, ou plus agréable en raison de sa proximité d'un espace vert par exemple.

b) Les préférences déclarées

- **Méthode d'évaluation contingente** : Il s'agit d'évaluer la valeur d'un bien environnemental par le biais d'un marché contingent. Après leur avoir décrit les caractéristiques du bien à évaluer, on interroge les agents sur la somme qu'ils seraient prêts à payer pour le préserver ou, *a contrario*, celle qu'ils seraient prêts à recevoir pour compenser une dégradation de celui-ci. Avec cette méthode, plusieurs études ont évalué le consentement à payer des riverains pour préserver des zones humides à plusieurs centaines d'euros par hectare. Cette méthode est par exemple souvent utilisée pour apprécier la valeur attribuée à un paysage.
- **Méthode d'expérience de choix** : La méthode d'expérience de choix s'appuie sur des enquêtes, durant lesquelles les agents sont amenés à choisir parmi plusieurs scénarios composites. Dans chaque ensemble de choix, deux alternatives sont proposées plus la situation de référence (*le statu quo*). La personne interrogée choisit un scénario au sein de chaque ensemble ou classe les scénarios. L'analyse statistique permet ensuite d'attribuer une valeur à chaque niveau d'attribut du bien envisagé, et donc, en les sommant, au bien dans sa globalité³⁵. Cette méthode permet d'évaluer concomitamment plusieurs composantes d'un projet ou caractéristiques d'un bien. Des évaluations de la valeur accordée par les riverains à certaines zones humides et sites Natura 2000, en France, ont été conduites selon cette méthode.

³⁵ La méthode d'expérience de choix s'appuie sur la théorie de Lancaster selon laquelle l'utilité d'un bien est égale à la somme des utilités procurées par ses différents attributs.

Ces méthodes ne sont pas interchangeables et peuvent conduire à des résultats contrastés. Choisir, par exemple, une évaluation par les coûts de restauration ou par les services rendus peut conduire à des résultats très différents. Certains principes peuvent guider le choix d'une méthodologie. Ainsi, la méthode des coûts de restauration n'est par exemple utilisée que si elle conduit aux valeurs minimales. Au-delà de ces règles générales, le choix des méthodes adaptées dépend notamment de la nature du bien ou service environnemental considéré, de la disponibilité de données ou du temps imparti pour les mobiliser, des approches utilisées pour évaluer d'autres coûts et bénéfices dans le cadre d'une analyse plus globale et, parfois, de choix politiques. Il revient donc à l'expert, et parfois au décideur politique, de choisir, dans une situation donnée, quelle méthode est la plus pertinente. Certaines études choisissent de mettre en regard plusieurs approches et de comparer leurs résultats. Dans tous les cas, la présentation des résultats doit être assortie d'une explication des choix méthodologiques et principales hypothèses, ainsi que d'une analyse de sensibilité sur les paramètres les moins robustes et les plus sensibles.

III.1.6. Quelques exemples de valeurs monétaires de services écosystémiques

- Les services d'approvisionnement

Alimentation : Au niveau mondial, la valeur du service « production de ressources halieutiques »³⁶ rendu par les écosystèmes coralliens s'élève à un montant situé entre 40 et 900 dollars (2007) par hectare et par an (étude D4E, 2008). Une étude du Ministère de l'Agriculture et de la Pêche de 2006 estime, pour la France, la valeur commerciale du gros gibier à 61 millions d'euros par an.

Santé : Selon une étude de 2008 du Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique (CDB)³⁷, sur les 640 milliards de dollars que représente le marché du médicament, 25 à 50 % sont dérivés des ressources génétiques.

Production de matières premières : l'étude de la D4E 2008 estime entre 10 et 270 dollars par hectare la valeur des matériaux de construction (dont le calcaire) fournis par les récifs coralliens. Le rapport Chevassus-au-Louis (CAS, 2009) évalue à 75 euros par hectare et par an la valeur commerciale annuelle du bois prélevé dans la forêt française.

– Les services de régulation

Purification de l'eau : Une méta-analyse de Brander et al., réalisée à partir de 89 sites, chiffre la valeur économique moyenne du service d'épuration de l'eau rendu par les zones humides à 272 euros par hectare et par an. Par ailleurs, la biorémediation³⁸, largement utilisée notamment pour la purification de l'eau, pourrait représenter 10 milliards d'euros dans le monde d'ici quelques années et aider à dépolluer plus de 20 000 sites en France.

Stockage de carbone : Le rapport Chevassus-au-Louis (CAS, 2009) estime la valeur économique associée au stockage du carbone à 414 euros par hectare et par an en moyenne pour la forêt tempérée, et à 320 euros par hectare et par an en moyenne pour les prairies permanentes en France (pour une valeur tutélaire de 32 euros la tonne de carbone préconisée par le rapport Quinet³⁹).

Résistance aux intempéries : Au Vietnam, la plantation de près de 12 000 hectares de mangroves a coûté 1,1 million de dollars mais a permis d'économiser en maintien de digues plus de 7 millions de dollars par an⁴⁰.

Autres services de régulation : Une étude de 2008 publiée dans *Ecological Economics*⁴¹ estime la valeur économique totale de la pollinisation dans le monde à 153 milliards d'euros en 2005, soit 9,5 % de la valeur de la production agricole mondiale pour l'alimentation humaine.

– Les services culturels ou sociaux

Innovation industrielle : Les animaux et les végétaux ont colonisé des écosystèmes extrêmement diversifiés. Au cours de l'évolution, les organismes ont su s'adapter à de tels milieux. La biomimétique consiste à s'inspirer de ces adaptations pour innover dans le domaine industriel. Ainsi, les bandes Velcro s'inspirent ainsi du fruit de bardane, un type de pneus antidérapants a été inventé en observant un lézard de la forêt guyanaise, la mousse qui permet de garder un pneu gonflé

³⁶ La pêche en milieu corallien représente à elle-seule entre 10% et un quart de la pêche mondiale, soit une source d'alimentation pour environ un milliard de personnes.

³⁷ Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2008) *Access and Benefit-Sharing in Practice: Trends in Partnerships Across Sectors*. Technical Series No. 38, 140 pages, Montreal.

³⁸ La « biorémediation » est un ensemble de techniques nouvelles mettant à contribution des microorganismes ou des plantes pour dépolluer des sols ou des eaux.

³⁹ Rapport sur « La valeur tutélaire du carbone », Centre d'analyse stratégique, Documentation française, 2009.

⁴⁰ Source : rapport TEEB pour les décideurs publics.

⁴¹ Gallai, N. Salles, J-M. Settele. J. Vaissière, B. 2008. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. Ecological Economics.

après une crevaison a été mise au point après avoir découvert les mécanismes par lesquels une écorce d'arbre se régénère. Il est difficile d'obtenir des valeurs précises pour ce service, mais le marché de la biomimétique est en expansion et les retombées économiques des inventions et découvertes humaines inspirées de la nature sont considérables.

Loisirs et culture : Certaines activités de tourisme (750 milliards d'euros dans le monde en 2006 pour l'écotourisme) et de loisirs (37 milliards d'euros pour la pêche récréative aux États-Unis) dépendent de la biodiversité. Par ailleurs, le rapport Chevassus-au-Louis (CAS, 2009) évalue à 60 euros par hectare et par an l'apport des aménités paysagères des prairies permanentes en France. L'évaluation menée en 2009 par le Service d'économie, d'évaluation et d'intégration du développement durable du MEDDTL à partir de 15 études françaises, dans la continuité de l'étude d'impact du Grenelle Environnement, estime que le service social rendu par les zones humides en France varie de 200 à 1 600 euros par hectare et par an. La variation est notamment liée au type de zone humide évaluée et au contexte socio-économique.

Les valeurs ci-dessus ne correspondent, pour chacune d'entre-elles, qu'à un seul service écosystémique, et n'approchent donc pas la valeur économique totale. Il n'existe encore que peu de résultats donnant une telle valeur à un écosystème. Outre le travail du Centre d'analyse stratégique sur les forêts tempérées et les prairies en France, qui a établi des premières valeurs de référence *a minima*, le MEDDTL s'est proposé d'approcher la valeur économique totale des zones humides à partir d'une revue des différentes valeurs présentes dans la littérature (Encadré 13). Les résultats sont en cours d'approfondissement (étude MEDDTL à paraître fin 2010).

Encadré 13 : Approche de la valeur globale des services rendus par un écosystème : Cas des zones humides

Les zones humides rendent un grand nombre de services : services marchands d'approvisionnement (production de ressources agricoles, forestières, halieutiques...), services écologiques (formation des sols, purification de l'eau, lutte contre l'érosion et les inondations, soutien des étiages, maintien de la biodiversité et stockage du carbone) et services culturels (récréatifs, spirituels ou éducatifs). Or ces écosystèmes sont extrêmement menacés par les activités humaines : l'extraction de matériaux, le drainage agricole et l'urbanisation auraient détruit deux tiers des zones humides en 30 ans. Dans ce contexte, l'évaluation économique des fonctions et services écologiques rendus par les zones humides est particulièrement importante.

Une analyse menée en 2009⁴² compare les bénéfices liés aux services écosystémiques aux coûts d'acquisition et d'entretien des zones humides. Elle conclut que les services seraient évalués entre 1 000 et 3 000 euros par ha et par an soit, actualisés sur 50 ans, entre 20 000 et 70 000 euros par ha. Cette valeur est nettement supérieure aux coûts d'acquisition et d'entretien sur 50 ans estimés entre 10 000 et 15 000 euros par ha.

Cette analyse a également permis de faire le point des méthodes économiques utilisées en France pour évaluer les zones humides. Elle conclut que les études sont loin de tenir compte de l'ensemble des services rendus. Des études ont été lancées pour progresser dans l'articulation des méthodes, afin de mieux approcher une valeur globale.

Valeur des principaux services rendus par les zones humides (15 études françaises et une méta-analyse américaine) – en euro 2008/ha/an

	Valeur économique moyenne issue des 15 études françaises	Valeur économique moyenne selon la méta-analyse ⁴³ de Brander et al. à partir de 89 sites
Epuration de l'eau	15-11300 (4)	272
Soutien des étiages	45-150 (3)	42
Lutte contre les inondations	37-617 (6)	438
Activités récréatives pêche, chasse..)		
Pêche	80-120 (2)	353
Chasse	230-330 (2)	116
Navigation/plaisance	15 (1)	pas évalué
Canoë/kayak	28 (1)	pas évalué
Valeur sociale	200-1600 (7)	392
Total des services rendus (en euros 2008/ha/an)	650-1416*	1613
	907-3132**	

(*) le chiffre entre parenthèses indique le nombre d'études ayant permis d'aboutir à cette fourchette

* ces valeurs totalisent les services rendus par les zones humides

** étant donné la grande variabilité de l'évaluation du service d'épuration de l'eau, nous avons fait le choix de substituer la fourchette de ce service, par la valeur moyenne (272 euros) trouvée par la méta-analyse de Brander et al. Cette démarche statistique, qui combine les résultats d'études indépendantes portant sur 89 sites du monde entier, permet d'obtenir une valeur moyenne pour différents services rendus par les zones humides.

Encadré 14 : Bénéfices de la conservation des forêts malgaches

Une étude de Balmford et al. (2008), sur les forêts de Madagascar, montre que les bénéfices issus de la préservation et de la gestion de la biodiversité des forêts sont environ deux fois supérieurs aux coûts de gestion. Les services estimés comprennent les médicaments (1,3 % du total), le contrôle de l'érosion (0,3 %), le stockage du carbone (90,2 %), les loisirs (4,4 %) et les produits forestiers (3,7 %). A noter la prédominance du service de stockage du carbone dans la valeur économique totale estimée.

Les valeurs monétaires de services écosystémiques disponibles dans la littérature proviennent d'études disparates, en général conduites au niveau local. Il est rare que l'ensemble des éléments composant la valeur économique totale soient pris en compte et peu de méta-analyses ont été réalisées. Par ailleurs, la manière de construire ces valeurs diffère d'une étude à l'autre. Ceci conduit à des données chiffrées hétérogènes et difficilement exploitables en dehors de la prise de décision locale ou de l'illustration de l'importance économique de la préservation des services écosystémiques.

⁴² Ces valeurs reposent sur une analyse bibliographique (Schéhérazade Aoubid, CGDD/SEEIDD/ERNR) de quinze études françaises et d'une méta-analyse américaine sur l'évaluation des bénéfices des zones humides. Les études françaises s'intéressent, le plus souvent, à des sites emblématiques, de taille assez importante et situés en France métropolitaine. La grande majorité des types de zones humides est représentée : plaines alluviales, marais, tourbières, estuaires, lacs artificiels, étangs et zones littorales.

⁴³ Une méta-analyse est "une méthode de recherche visant à résumer, évaluer et analyser des résultats de recherche antérieurs. Bien qu'elle ait été employée pour la première fois dans le domaine de la recherche médicale, elle est utilisée de façon croissante en sciences économiques comme complément aux revues de littérature faisant l'état de l'art" (traduit de Gastineau et al., 2007).

C'est précisément pour proposer des valeurs de référence plus globales et construites de manière harmonisée que le rapport TEEB (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*), à l'échelle internationale, et le rapport du Centre d'analyse stratégique (CAS) piloté par Bernard Chevassus-au-Louis, à l'échelle nationale, ont été lancés.

L'étude sur l'économie des écosystèmes et de la biodiversité (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*, TEEB) initiée en mars 2007 durant la présidence allemande du G8 à Postdam et coordonnée par l'économiste Pavan Sukhdev, vise à évaluer le coût global, pour la société, de la dégradation de la biodiversité et des services écosystémiques. Ce processus se situe à la fois dans la continuité des travaux du MA et dans l'optique de la « *Stern Review on the Economics of Climate Change* », publiée en 2006, qui avait conduit un travail similaire sur le coût global du changement climatique. L'économiste Pavan Sukhdev collabore avec un large réseau international d'économistes et écologues, dans le cadre du Programme des Nations-Unies pour l'environnement (PNUE).

La première phase du TEEB a abouti à un rapport d'étape publié en 2008⁴⁴ qui met en évidence les dangers de la perte de biodiversité pour la santé et le bien-être de l'humanité, en particulier pour les populations les plus pauvres. Le coût en bien-être pour la société de la dégradation des écosystèmes est estimé à 7 % de la consommation annuelle à l'horizon 2050⁴⁵ (coût de l'inaction). Ce rapport propose aussi un cadre méthodologique général et consensuel pour l'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques. Il fait le point sur les méthodes d'évaluation existantes et reconnaît que toutes les valeurs de la biodiversité ne peuvent pas être mesurées en termes économiques.

Les travaux du TEEB ont aussi abouti à 4 rapports et un site Internet qui ont été présentés en 2010, dont un rapport⁴⁶ sur les fondements écologiques et économiques du TEEB, comprenant une matrice de valeurs pour chaque type d'écosystèmes et de services écosystémiques dans différentes régions et différents contextes socio-économiques. Fin 2009, plus de 1 000 valeurs avaient été recensées, couvrant 10 écosystèmes et 22 services écosystémiques⁴⁷.

III.1.7. Les limites de l'évaluation monétaire : apports méthodologiques du rapport du CAS « Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes »

Les méthodes d'évaluation monétaire présentées en Encadré 12 peuvent en théorie être mobilisées pour évaluer la biodiversité et les services écosystémiques. Néanmoins, leur utilisation demeure confrontée à des écueils relatifs à la fois à l'objet d'étude et à l'emploi que l'on souhaite faire des résultats. Le rapport du Centre d'analyse stratégique : « Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes » piloté par Bernard Chevassus-au-Louis (2009) a conduit une étude très détaillée de ces limites et pose des principes pour mener l'analyse économique en tenant compte.

Le manque de connaissances sur la biodiversité rend l'évaluation monétaire difficile. Les agents n'ont pas toujours conscience des services écosystémiques fournis par la biodiversité. Ce n'est souvent qu'une fois la dégradation des écosystèmes effective que l'ampleur des services qu'ils rendaient se révèle ; il peut être alors trop tard ou trop coûteux de les conserver ou de les restaurer. Dans ce contexte, la grille de services proposée par le MA (cf. Figure 8) facilite l'analyse, mais la méconnaissance de la nature des bénéfices de la biodiversité par les acteurs directement concernés limite le recours à certaines méthodes de valorisation. Les méthodes qui s'appuient sur les préférences déclarées dépendent par exemple de l'information que les agents détiennent sur la biodiversité et de leur capacité à en inférer les conséquences sur leur bien-être. Or, pour certains types de services rendus par la biodiversité, à l'exception notable des services paysagers et créatifs par exemple, cette connaissance est souvent lacunaire ce qui conduit à une plus grande imprécision dans les résultats que pour d'autres objets d'études.

La relation entre le « niveau » de biodiversité, et le « niveau » de services écosystémiques qu'elle rend n'est que très partiellement décrite et n'est sans doute pas linéaire (effets de seuils, effets cumulés, effets de réseau, résilience...). Toutefois, dans un contexte où les processus physiques sont peu modélisés et difficiles à évaluer, il est le plus communément choisi de poser l'hypothèse de proportionnalité entre niveaux de biodiversité et niveaux de service. L'hypothèse de proportionnalité est non seulement un postulat fort, mais c'est dans certains cas une relation fausse. S'il est par exemple admis que la diversité des pollinisateurs favorise la production alimentaire ou que la lutte contre les nuisibles est d'autant plus efficace que l'écosystème considéré est biodivers, *a contrario*, les forêts qui captent le plus de dioxyde de carbone semblent être les plus jeunes et ne sont donc pas en général les plus biodives.

Il existe également un risque de double-compte. Un écosystème peut être source d'un ensemble de services dont il est rationnel d'additionner les bénéfices pour estimer la valeur économique totale. Par exemple une zone humide peut à la fois produire un service d'usage indirect d'amélioration de la qualité de l'eau et un service de régulation de la quantité de l'eau

⁴⁴ Ce rapport d'étape a été présenté le 29 mai 2008 par le ministre de l'environnement allemand Sigmar Gabriel, le Commissaire européen Stravos Dimas et Pavan Sukhdev lors de la neuvième Conférence des Parties (COP9) à la Convention sur la diversité biologique (CDB) à Bonn.

⁴⁵ Source : rapport d'étape 2008 p.37.

⁴⁶ Certaines parties de ce rapport ont été publiées en septembre 2009.

⁴⁷ Davantage d'information sur le site : <http://www.teebweb.org/Home/tabid/924/language/fr-FR/Default.aspx>

(protection contre les inondations, etc.). En revanche, cette addition des bénéfices doit d'affranchir d'éventuels doubles comptes qui résulteraient d'une confusion entre fonctions et services écosystémiques.

Il est difficile de séparer la part de la valeur qui peut directement être attribuée à la biodiversité et celle qui résulte d'une intervention humaine. C'est le cas pour les productions agricoles qui dépendent à la fois de la pollinisation et des travaux agricoles, par exemple. De fait, les études évaluent en général la valeur économique dépendante de la biodiversité et non la valeur qui peut lui être directement attribuée.

On ne sait pas donner une valeur à un bien qui est essentiel et irremplaçable. Il n'est donc pas faisable, dans la pratique, d'évaluer la perte de toute la biodiversité. L'évaluation adopte donc une approche marginaliste. Certains spécialistes considèrent que l'évaluation économique ne doit pas s'appliquer à la biodiversité dite remarquable puisque celle-ci n'est pas substituable. Il est plus généralement accepté que : « pour la biodiversité remarquable, et a fortiori remarquée (...), il ne peut être question d'opposer le seul calcul économique à des décisions publiques qui traduisent un arbitrage entre des enjeux multidimensionnels » (Salles, 2010).

L'évaluation est compliquée par l'existence d'effets cumulés et de réseau rarement pris en compte dans l'évaluation, mais certainement déterminants lorsqu'il s'agit d'évaluer les atteintes à l'intégrité de la trame verte ou bleue, ou d'un réseau de haies, par exemple.

Même lorsque les services sont bien identifiés, il peut manquer des données nécessaires à l'évaluation. Dans ce cas, le rapport Chevassus-au-Louis (CAS, 2009) conseille de privilégier l'évaluation des services pour lesquels des données fiables sont disponibles. La méthode de transfert des résultats⁴⁸ peut également être utilisée ; il s'agit alors d'appliquer les résultats d'évaluations disponibles pour une autre zone que celle de l'étude en tenant compte des paramètres locaux. La qualité de cet exercice est néanmoins très conditionnée à la bonne connaissance des contextes locaux, et nécessite une certaine homogénéité entre les zones étudiées.

Encadré 15 : Valeurs de référence a minima proposées par le rapport Chevassus-au-Louis (CAS, 2009) et recommandations d'approfondissements

Dans ce contexte de forte imprécision, le groupe réuni par le Centre d'analyse stratégique, pour analyser l'approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes, a choisi de s'appuyer sur les méthodes les plus robustes et d'évaluer des services rendus a minima par la biodiversité ordinaire.

Il aboutit à deux types de valeurs pour deux écosystèmes de référence :

- Une valeur annuelle, estimée à 970 euros pour les forêts tempérées et à 600 euros pour les prairies
- Une valeur totale actualisée, estimée à environ à 35 000€₂₀₀₉/ha pour les forêts tempérées par exemple.

Au-delà de ces chiffres, le rapport constitue une référence méthodologique.

Enfin, il recommande de développer les travaux d'étude et de recherche pour :

- proposer des valeurs de référence pour d'autres écosystèmes ;
- spatialiser les valeurs ;
- préciser les valeurs en s'attachant à évaluer certains services écosystémiques qui n'ont pu être pris en compte faute de données (impact sur la santé, la sécurité...) ;
- prendre en compte la dynamique des écosystèmes en établissant des valeurs maximales plausibles qui tiennent compte de l'évolution de l'offre et de la demande de services dans le futur ;
- définir les modes de gouvernance adaptés pour adopter et actualiser localement des valeurs de référence pertinentes.

Les méthodes basées sur les coûts et sur les préférences observées sont jugées les plus robustes même si elles ne permettent pas une évaluation complète et qu'elles ne sont pas toujours applicables en raison du caractère non substituable du bien étudié. De ce fait, l'évaluation monétaire s'attache d'abord aux valeurs d'usage direct et indirect.

Les méthodes basées sur les préférences déclarées sont considérées comme moins robustes (ou – selon les experts – peu robustes), même si elles ont fait l'objet de progrès importants ces dernières années permettant de minimiser certains biais. Le recours à ces méthodes tient au fait qu'il n'existe pas d'approche alternative pour apprécier certains éléments de la valeur totale, comme les valeurs d'option et de non-usage, qui sont particulièrement importantes dans le cas de la biodiversité

⁴⁸ Le transfert de valeur se définit comme « le transfert d'estimations existantes de valeurs non marchandes en vue de les utiliser dans le cadre d'une nouvelle étude différente de celle pour laquelle elles ont été initialement établies » (Boyle et Bergstrom, 1992, repris de Brahic et Terreaux, 2009). Le transfert peut être de trois types : sans ajustement (direct), avec ajustement par nouvelle analyse d'échantillon, correction par dires d'experts ou métanalyse, ou en utilisant la fonction de valeur. Le transfert de valeur est une méthode d'évaluation secondaire, par opposition aux méthodes primaires pour lesquelles le site d'étude coïncide avec le site sur lequel les valeurs non marchandes ont été estimées (Brahic et Terreaux, 2009).

remarquable. Il peut être choisi de négliger ces éléments, en précisant que l'on évalue une valeur a minima et que seule la biodiversité générale est évaluée (comme c'est le choix du groupe qui a élaboré le rapport Chevassus-au-Louis, 2009), ou choisir de présenter des résultats discutés, en le spécifiant et en présentant au décideur des analyses de sensibilité sur les paramètres clés.

Les valeurs de non-usage strictes demeurent quasi-inaccessibles à l'évaluation monétaire. Le rôle « d'assurance vie de la planète » joué par la biodiversité, au-delà des services écosystémiques qu'elle fournit, n'est pas évalué. Les résultats de l'évaluation monétaire sont donc par construction des valeurs a minima.

Par ailleurs, l'évaluation monétaire ne se limite pas à la mesure de la variation de bien-être à la période présente, mais se penche également sur des horizons temporels éloignés. Quelle importance relative accorder à ces variations de bien-être différenciées dans le temps ? Le taux d'actualisation accorde une valeur relative aux horizons temporels. Le choix de ce taux a une incidence déterminante sur l'évaluation économique sur le long terme⁴⁹. Le rapport Chevassus-au-Louis préconise d'appliquer à l'évaluation monétaire de la biodiversité et des services écosystémiques les taux d'actualisation recommandés pour les investissements publics (soit un taux d'actualisation de 4 % à court et moyen terme, puis un taux décroissant jusqu'à 2 % dans le long terme)⁵⁰. Toutefois, ce rapport souligne aussi la nécessité de prendre en compte l'évolution des prix relatifs des différents biens considérés dans l'analyse coûts-bénéfices, et de tenir compte ainsi de la raréfaction prévisible de la biodiversité (cf. Encadré 16). L'introduction des prix relatifs est d'autant plus légitime que la biodiversité demeure en grande partie non substituable. Gollier (2010) propose également d'inclure l'incertitude sur la croissance de tous les biens considérés.

Le rapport d'étape du TEEB, dans une sous-partie intitulée « Economie, éthique et équité », soulève la question de l'équité intergénérationnelle en soulignant que « Contrairement aux biens et services produits par l'homme et qui sont de plus en plus nombreux (ce qui justifie l'utilisation d'un taux d'actualisation dans la décision publique), les services de la nature ne sont en réalité guère susceptibles d'être produits en plus grandes quantités à l'avenir. Peut-être le taux d'actualisation pour les bénéfices offerts par la biodiversité et les écosystèmes devrait-il même être négatif, partant du principe que les générations futures seront plus pauvres, en termes environnementaux, que celles vivant aujourd'hui. » Ce rapport considère que le choix d'un taux d'actualisation est d'ordre éthique et propose, dans la seconde phase des travaux « de présenter un éventail discret d'options d'actualisation rattachées à différents points de vue éthiques, permettant aux utilisateurs finaux de prendre leurs décisions en connaissance de cause. »

Encadré 16 : Le taux d'actualisation dans le cadre de l'analyse coûts bénédicte⁵¹

L'analyse coûts-bénéfices (ACB) constitue dans de nombreux pays un outil d'aide à la décision à l'usage des pouvoirs publics (projets d'infrastructure, projets de lois). L'ACB a été également utilisée ces dernières années sur le plan mondial pour évaluer le coût de l'inaction dans le domaine du changement climatique (revue Stern) et de la biodiversité (TEEB). Un des paramètres essentiels à fixer lors d'une analyse coûts-bénéfices est le taux d'actualisation. Une dépense réalisée aujourd'hui devant permettre un bénéfice ultérieur, il est en effet nécessaire de comparer les coûts et bénéfices sur différentes périodes de temps. Établir ce « taux de change » explicite entre le présent et l'avenir constitue l'essence même du processus d'actualisation. Le taux d'actualisation est fixé selon la formule de Ramsey qui, étendue à la prise en compte de l'incertitude, s'écrit de la façon suivante :

$$r = \rho + \eta * C - \eta^2 * \sigma^2 / 2$$

où r est le taux d'actualisation, ρ est le taux de préférence pure pour le présent (tppp), η l'élasticité de l'utilité marginale, C le taux de croissance, et σ^2 la variance de la croissance sur la période considérée. Le taux augmente ainsi avec le tppp, la croissance, et diminue avec l'incertitude. Ce taux est identique pour tous les projets publics.

La prise en compte des caractéristiques spécifiques des biens environnementaux dans l'avenir ne se fait pas via le taux d'actualisation mais par la prise en compte de l'évolution des prix relatifs des biens environnementaux, autrement dit de leur rareté relative par rapport aux autres biens économiques. Le rapport Lebègue (2005) souligne en effet que « pour l'environnement, le véritable enjeu ne se situe donc pas tant dans une baisse du taux d'actualisation que dans sa valorisation économique (...) Il apparaît dès lors primordial d'introduire, parallèlement aux recommandations concernant le taux d'actualisation, des recommandations sur l'évolution de la valorisation réelle de la qualité de l'environnement (...) La prise en compte du développement durable passe donc par des évaluations du long terme avec une anticipation sur le système de prix relatifs des différents biens. La solution raisonnable est de valoriser ces externalités sur la base d'un barème suffisamment consensuel, sans toucher au taux d'actualisation. ».

Ainsi, le rapport Chevassus-au-Louis a-t-il considéré une augmentation du prix relatif de la biodiversité de 1 % par an. Comme l'ont illustré Sterner et Persson (2008) dans le cas du changement climatique, le choix de prix relatif s'avère tout aussi déterminant que le choix des paramètres du taux d'actualisation dans l'analyse coûts-bénéfices.

⁴⁹ Ainsi, la valeur actualisée d'un million d'euros perçus dans 50 ans est de 608 K€ si le taux d'actualisation est de 1 % et de 141 k€ si ce taux est de 4 %.

⁵⁰ Ce taux est préconisé dans le rapport Lebègue, Révision du taux d'actualisation des investissements publics, 2005.

⁵¹ A partir de : Thomas Sterner & U. Martin Persson, 2008. "An Even Sterner Review: Introducing Relative Prices into the Discounting Debate," Review of Environmental Economics and Policy, Oxford University Press for Association of Environmental and Resource Economists, vol. 2(1), pages 61-76, Winter.

Enfin, le choix d'évaluer la biodiversité à travers les services écosystémiques qu'elle rend n'est pas neutre, ainsi que présenté ci-dessus (Cf. notamment 2^e§ de cette partie). Si l'évaluation par les services écosystémiques est privilégiée cette approche n'a pas vocation à être toujours la seule et doit bien être présentée comme telle aux décideurs publics.

Encadré 17 : Evaluation du programme Natura 2000 à partir d'études de cas⁵²

Une étude réalisée en 2007, à la demande du Ministère en charge de l'écologie, visait à apporter des éléments d'évaluation économique et institutionnelle au programme Natura 2000 en France à partir d'études de cas sur trois sites : la Crau dans les Bouches du Rhône, le massif des Bauges en Savoie et Haute-Savoie, et le Trégor-Goëlo dans les Côtes d'Armor. Cette évaluation combine une approche institutionnelle (identification du système d'acteurs mobilisés, analyse des activités économiques concernées, analyse de l'état d'avancement des actions inscrites au Document d'objectifs) et une étude économique de l'impact de Natura 2000, en utilisant les méthodes suivantes :

l'analyse coûts-bénéfices : évaluation des différents coûts (directs, indirects et coûts d'opportunité) engendrés par la conservation des espaces naturels, comparés aux différents bénéfices ;

l'approche par les transformations du système d'activité, développée par le CREDOC, qui vise à identifier la manière dont les activités économiques du territoire s'adaptent aux exigences de la politique environnementale, subissent des contraintes mais connaissent aussi des opportunités de développement.

Sur le site de la Crau, les bénéfices non-marchands liés à la conservation de la biodiversité (essentiellement sa valeur d'existence) sont approchés en utilisant une méthode d'analyse conjointe. Les consentements moyens à payer des habitants des communes concernées sont estimés à près de 65 euros par ménage et par an, soit un niveau plus élevé que dans d'autres études, qui traduit le caractère patrimonial marqué du site et justifie la rationalité économique du programme.

III.2. Les apports de l'évaluation monétaire

III.2.1. La prise de décision

L'évaluation monétaire de la biodiversité et des services écosystémiques peut intervenir à différents niveaux de la prise de décision :

- L'évaluation monétaire facilite la sensibilisation des différents acteurs économiques à l'importance de la biodiversité et des services écosystémiques qu'elle rend. En dépassant le statut de valeur sociale ou éthique, la valeur monétaire peut ainsi être utilisée pour faire en sorte que tous les acteurs économiques prennent conscience du surplus de bien-être que représente la biodiversité. Ainsi, le caractère primordial de la préservation de la biodiversité et des services écosystémiques dépasse le cercle des seuls environnementalistes pour être partagé par les sphères politiques, industrielles, économiques et financières par exemple ;
- L'évaluation économique peut aussi être utile pour le processus de réflexion partagée et de dialogue qu'elle suscite. Partagée entre acteurs, voire co-construite, elle contribue à créer une culture et un diagnostic commun ;
- Même en l'absence d'évaluation monétaire fine, l'évaluation économique vise à hiérarchiser les enjeux. Elle permet souvent de mieux identifier et apprécier les enjeux clés, même si ceux-ci ne peuvent pas tous être monétarisés, voire pas tous quantifiés ;
- L'évaluation économique permet de mieux apprécier les transferts implicites de coûts et bénéfices entre acteurs puisqu'elle évalue les externalités ;
- L'évaluation monétaire peut également viser à inclure la biodiversité dans l'évaluation socio-économique, qui est l'un des outils de la décision publique. En ce sens, la saisine du premier ministre au CAS (cf. supra), répond à une volonté de prendre en compte la biodiversité aux côtés d'autres enjeux environnementaux et socio-économiques, comme le bruit, le temps, la pollution atmosphérique, au sein des évaluations socio-économiques des projets d'infrastructures. L'évaluation environnementale, dans le cadre des études d'impact, ne fait aujourd'hui pas ou peu appel à l'évaluation économique, qui aurait une place à jouer dans l'arbitrage entre les différentes composantes du bien-être, y compris l'arbitrage entre différents types d'impacts environnementaux, afin qu'une solution visant à diminuer certaines nuisances n'accentue pas d'autres nuisances de manière disproportionnée. Ainsi, par exemple, la construction de nouvelles lignes ferroviaires permet de limiter les émissions de gaz à effet de serre ; mais la nuisance environnementale que constitue le bruit conduit souvent à contourner les agglomérations, ce qui induit une artificialisation de zones naturelles et agricoles, et donc une perte de biodiversité. En l'absence d'évaluation monétaire de la biodiversité, aucun outil n'est aujourd'hui disponible, dans la pratique, pour comparer de manière objective le bilan des différentes options ;

⁵² Source : « Analyse institutionnelle et économique du Programme Natura 2000 », Crédoc, Bruno Maresca et al., 2008.

- Plus généralement, l'évaluation monétaire vise à intégrer la biodiversité à l'analyse coût-bénéfice, ou à défaut l'analyse coût-efficacité⁵³ de l'action publique comme privée, en mettant en évidence les coûts et les bénéfices liés à la biodiversité. Toutefois, seule la définition de méthodes de référence suffisamment simples d'utilisation permettrait de généraliser l'utilisation de valeurs de référence dans des études coût-avantage. Si un nombre important d'évaluations portent aujourd'hui sur des espèces, des habitats, ou des services écosystémiques, la plupart de ces travaux ne sont pas directement mobilisables pour élaborer des valeurs de référence. A ce titre, les travaux du CAS déjà mentionnés constituent une avancée clé, tant pour les méthodes qu'ils proposent que pour les chantiers qu'ils identifient.

Enfin, l'évaluation monétaire, notamment des services écosystémiques, peut favoriser la prise de conscience et la décision politique au sein des politiques sectorielles ou pour des acteurs économiques, dépassant ainsi les seules politiques dédiées. L'utilisation de l'évaluation monétaire dans la prise de décision peut être intéressante mais elle n'est pas dénuée de limites, inhérentes à la fois à la difficulté de l'exercice et aux hypothèses simplificatrices, déjà décrites (déficit d'évaluations rigoureuses de certains services écosystémiques, difficulté à apprécier les valeurs de non-usage strictes, hypothèse de linéarité, choix d'approcher la biodiversité par les services qu'elle rend...).

Dans ce contexte, le recours à des méthodes d'évaluation économique doit être prudent (présentation de valeurs a minima) et faire appel à un mode de gouvernance pertinent pour effectuer certains choix clés qui ne peuvent être tranchés par les économistes : choix du niveau de préférence pour le présent versus souci d'équité entre générations (choix du taux d'actualisation et du coefficient d'évolution des prix relatifs, par exemple); choix d'approcher ou non la biodiversité par les services qu'elle rend ou de prendre davantage en compte des considérations d'ordre moral, religieux, éthique... La question du mode de gouvernance approprié, de son échelle géographique et de son ancrage dans des processus et institutions existants, posée par le rapport Chevassus-au-Louis (CAS, 2009) n'est pas tranchée.

Enfin, quel que soit l'outil envisagé, l'argument économique n'est pas le seul élément de la prise de décision, qui résulte également du cadre réglementaire et de la volonté politique, elle-même liée à la demande sociale émanant de l'opinion publique, des acteurs de l'environnement et des acteurs des principales politiques sectorielles concernées.

En conclusion, il faut garder à l'esprit que, dans un contexte de complexité et de forte hétérogénéité des méthodes, l'évaluation monétaire doit intervenir dans un débat transparent où la méthodologie, les hypothèses, les objectifs et le domaine de pertinence sont clairement définis et où les situations locales sont bien prises en compte. Améliorer le cadre de l'évaluation monétaire, notamment en continuant à travailler sur la connaissance de la biodiversité, des méthodes de l'évaluation, et à définir les règles de son utilisation pourrait relever d'un organisme intergouvernemental comme l'IPBES dont la création devrait être entérinée par le vote d'une résolution lors d'une Assemblée générale des Nations-Unies en 2010 ou 2011 (Encadré 18).

Encadré 18 : Une plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques : l'IPBES

Les connaissances scientifiques sur les liens entre biodiversité, services écosystémiques et bien-être se sont considérablement développées depuis la publication du MA. La nécessité d'une plate-forme entre sciences et politique est cependant révélée par les difficultés rencontrées pour intégrer les problématiques liées à la biodiversité dans la décision politique. La mise en place d'une telle plateforme devrait permettre aux nouvelles connaissances scientifiques de se traduire en actions politiques aux niveaux appropriés, notamment *via* la mise à disposition d'évaluations régulières et l'identification d'outils et de méthodologies pour appuyer l'exécution des politiques. Il s'agit de fournir un fondement scientifique, uniforme et un cadre cohérent à l'analyse de la biodiversité et des services qu'elle rend, au service de la décision internationale.

L'IPBES (*Intergovernmental Platform of Biodiversity and Ecosystem Services*) dont la création est en cours de discussion a pour objectif de répondre à ces besoins, de créer un portage scientifique de la biodiversité et des services écosystémiques tel que celui existant pour le climat grâce au Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). L'IPBES vise à créer un forum scientifique international axé sur les besoins des gouvernements mais qui tiendrait compte des demandes de toutes les parties prenantes compétentes (organisations scientifiques internationales, organisations non gouvernementales, secteur privé et organismes des Nations Unies).

⁵³ L'analyse coût-bénéfice s'applique à la quantification des coûts et des bénéfices sociaux totaux d'une politique ou d'un projet, le plus souvent sous forme monétaire. Les coûts et les bénéfices concernés incluent les coûts et les bénéfices pécuniaires directs, mais également les externalités (...). Celles-ci comprennent par exemple des coûts externes comme la pollution, le bruit, les atteintes à la nature, et des bénéfices externes comme la réduction du temps de trajet ou du nombre d'accidents de la route. L'analyse coûts-bénéfices est généralement utilisée pour comparer des propositions alternatives (...) (traduit de Oxford Dictionary of Economics, 2009). Une analyse coût-efficacité vise à comparer différentes actions, projets, mesures, programmes, etc. selon un objectif (environnemental) donné. Il s'agit de calculer le coût engendré pour atteindre cet objectif par chacune des options en présence. L'analyse coût-efficacité est en particulier utilisée quand les bénéfices ne sont pas évaluables en terme monétaire, ou que le choix politique se porte sur l'atteinte d'un objectif précis.

La seconde phase du TEEB, dont les résultats sont présentés lors de la 10^{ème} conférence des parties à la Convention sur la diversité biologique à Nagoya en octobre 2010, s'appuie sur les connaissances actuelles du fonctionnement des écosystèmes et de leurs services pour identifier les politiques et les outils permettant d'intégrer leur valeur dans les décisions (instruments économiques innovants, comptabilité nationale, etc.).

Le rapport du TEEB pour les décideurs publics, publié en novembre 2009, suggère que les gouvernements peuvent mettre en place des économies plus « résilientes » et obtenir une meilleure rentabilité de leurs investissements publics lorsque ces derniers prennent en considération la valeur des services écosystémiques. Au contraire, ne pas évaluer les services écosystémiques et la biodiversité, dont la valeur économique est souvent invisible dans les politiques publiques, aurait des conséquences négatives sur l'économie. Ainsi, la perte de capital naturel n'apparaît pas dans la comptabilité nationale. Dans ce cadre, le rapport destiné aux décideurs publics souligne le besoin accru d'investissements et la nécessaire évolution de certains modes de vie, pour maintenir et restaurer les écosystèmes, et pour utiliser les ressources plus durablement.

Le rapport à destination des administrateurs locaux montre comment intégrer la biodiversité dans les politiques publiques locales, en expliquant notamment comment se servir de l'évaluation économique.

Le rapport à destination des entreprises fait le point sur les risques que représente pour elles la perte de biodiversité et de services écosystémiques et propose des outils économiques innovants plus respectueux de la nature.

III.2.2. Le développement d'indicateurs macro-économiques

L'évaluation des pressions exercées sur les écosystèmes passe notamment par l'analyse des pollutions. L'analyse statistique est confrontée à une contradiction fondamentale car là où la statistique agrège, résume, simplifie pour rendre compréhensible et appréhensible, la pollution semble irréductiblement locale, particulière, incommensurable. Comment dès lors répondre à la question générale, mais légitime, de l'évolution de la qualité des rivières par exemple ? Des choix raisonnés et transparents doivent être opérés à partir des données de surveillance des cours d'eau fournies par les Agences de l'Eau. Cela passe par la sélection de certains paramètres caractérisant la qualité des cours d'eau, la constitution d'une série temporelle de relevés robustes pour écarter les points isolés et enfin par l'agrégation des résultats obtenus en les pondérant par les surfaces des bassins versants sur lesquels ils portent.

Attestant du lien fondamental entre statistiques et action politique, le développement d'indicateurs statistiques a nourri le contenu des cadres de l'action publique en faveur de la biodiversité et a été orienté lui-même en retour par les exigences de celle-ci. La Stratégie nationale pour la biodiversité (SNB), initiée en 2004, a ainsi été adossée à un ensemble d'indicateurs. Ces indicateurs, définis en étroite articulation avec les travaux analogues menés au niveau européen dans le cadre du programme SEBI 2010 (*Streamlining european biodiversity indicators towards 2010*) de la Stratégie européenne pour la biodiversité, sont structurés autour de plusieurs enjeux, dont l'état et l'évolution des composantes de la biodiversité, les menaces et pressions, la qualité et le fonctionnement des écosystèmes, et les usages durables. Cet ensemble comporte également des indicateurs qui sont jugés pertinents mais qui ne sont pas encore disponibles, faute de données (abondance des végétaux et des organismes des sols), de méthodologie (fragmentation des écosystèmes), ou de connaissances (impacts du changement climatique sur le calendrier de floraison et de reproduction) et constituent de fait un programme de travail pour la statistique environnementale. De fait, la quantification et la mesure des phénomènes physiques à l'œuvre derrière le concept de biodiversité présentent les difficultés déjà exposées.

Nonobstant ces difficultés pratiques, on pourrait souhaiter aller plus loin, en cherchant à construire un indicateur agrégé, unique, qui permette de synthétiser l'état et/ou l'évolution de la biodiversité. Les méthodes d'évaluation économique, présentées ci-dessus, sont des instruments qui peuvent être mobilisés dans cette perspective. De telles tentatives sont notamment motivées par le souhait de parvenir à modifier les agrégats monétaires usuels sur lesquels se fondent les jugements de progrès et de bon état des sociétés, au premier rang desquels le PIB (Produit intérieur brut).

La notion de « PIB vert » (voir également Encadré 19) est souvent définie par le raisonnement suivant : si le PIB prend mal en compte la dégradation des écosystèmes et les pertes de biodiversité, il suffit d'y inclure les dégradations et les pertes pour obtenir l'indicateur dont on a besoin. De même que les comptables nationaux définissent des agrégats nets (par opposition à brut) pour tenir compte de la dépréciation du capital manufacturé (les machines...), on définirait alors un agrégat net complémentaire, ajusté cette fois de la dépréciation du capital « naturel ». Ce faisant, on s'aperçoit que l'élément correctif relève plutôt d'une logique de stocks (capital). En l'occurrence, comme l'énoncent les conclusions du rapport Stiglitz (voir Encadré 19), si agrégat à modifier il y a, il s'agirait plutôt de construire un indicateur de « patrimoine », agrégation des stocks (et de leurs variations) de différents « actifs environnementaux », qu'un indicateur comme le PIB assimilé à une mesure du bien-être courant. Cette approche par les stocks permet en outre d'interpréter plus aisément l'indicateur en terme de durabilité, entendue comme la possibilité de transmettre un stock de capital (au sens large) au moins équivalent aux générations futures.

Ce cadre théorique a trouvé des applications dans les travaux empiriques initiés par la Banque Mondiale durant les années 1990, qui calcule et diffuse un indicateur de variation nette de patrimoine, baptisée épargne nette ajustée, soit l'épargne nette classique issue de la comptabilité nationale, corrigée de l'accumulation nette de capital humain, à laquelle on retranche la valeur monétaire des prélèvements sur les ressources naturelles (fossiles, minérales, forestières) et une valorisation monétaire des émissions de gaz à effet de serre. Dans cet indicateur, incomplet, les dégradations et les pertes subies par les écosystèmes ne sont pas comptabilisées, faute de données et de valeurs.

La France avait également publié des comptes du patrimoine naturel en 1986⁵⁴, soit un vaste exercice de recensement physique pour différents types de stocks de ressources naturelles (sols, forêts, eaux, faune et flore, ressources halieutiques...) complété par des éléments d'évaluation économique (coût de l'épuisement, soutenabilité de la croissance), mais une telle synthèse n'a jamais été rééditée.

Au-delà de ces limites empiriques, le cadre central de la comptabilité nationale présente des limites conceptuelles. Le concept de patrimoine utilisé dans ce cadre suppose en effet qu'un droit de propriété puisse être exercé, et incidemment que sa détention procurera des avantages économiques (réserve de valeur ou source de revenu⁵⁵). Cette définition n'exclut pas, loin de là, tout le champ environnemental : les « gisements » (réserves de charbon, pétrole, gaz, minerais), la forêt vierge, les ressources halieutiques, voire les réserves d'eau, entrent théoriquement dans les comptes de patrimoine, même si en pratique seule la valeur économique des gisements est estimée, faute de données et de méthodologie solide. En revanche, le patrimoine naturel au sens large (air, biodiversité), généralement non appropriable et sous le contrôle d'aucune unité déterminée, en est exclu. La prise en compte de ces formes de patrimoine naturel nécessite donc un cadre plus large que celui d'une approche marchande des patrimoines. C'est précisément à cet élargissement que les comptables nationaux se sont attelés depuis 1993, et encore récemment en 2003 avec la publication d'un manuel de référence. Le développement de travaux empiriques adossé à ce cadre élargi est notamment porté par l'Agence européenne de l'environnement⁵⁶. Des travaux sont aussi menés dans le cadre du SSEA, manuel de comptabilité économique environnementale (2^{ème} édition en 2003) élaboré sous l'égide des Nations-Unies et actuellement en cours de révision.

Enfin, cette agrégation, qu'elle soit monétaire ou non, réalisera de facto une mise en équivalence et une valorisation relative, et donc implicitement un arbitrage possible, l'évolution de l'agrégat pouvant masquer des substitutions entre les éléments qui le composent. Accepter cette agrégation, c'est reconnaître qu'il y a des pertes de biodiversité qui sont commensurables, et qui peuvent éventuellement se compenser (plus d'oiseaux, moins de poissons...). La récuser, c'est au contraire choisir d'accorder au moins autant d'importance à toutes ses composantes, le cas échéant au détriment de la lisibilité de ces informations.

Entre ces deux perspectives opposées, l'élaboration de comptes hybrides, liant des mesures physiques de pression environnementale à des comptes monétaires est sans doute une piste intermédiaire prometteuse pour l'élaboration d'indicateurs macroéconomiques intégrant l'environnement⁵⁷. Pour l'heure, ces comptes hybrides les plus aboutis concernent les émissions dans l'air (CO₂ notamment) et les flux de matières, et devraient être étendus prochainement aux pollutions dans l'eau et aux déchets.

⁵⁴ *Les Comptes du patrimoine naturel* (dir. J.-L. Weber), Commission interministérielle des comptes du patrimoine naturel, Insee, Les Collections, C 137-138, 1986.

⁵⁵ Les comptes de patrimoine en base 2000, Insee Méthodes, 2009.

⁵⁶ Voir, par exemple, Ecosystem accounting and the cost of biodiversity losses – the case of coastal Mediterranean wetlands, Technical Report, 3/2010, EEA

⁵⁷ Voir les articles de la Revue n°2 du CGDD à ce sujet pp. 67 et 75.

Encadré 19 : Au-delà du PIB : mieux tenir compte des facteurs environnementaux dans la mesure de la production

L'émergence des préoccupations liées au développement durable a contribué à la réflexion sur la mise au point de nouveaux indicateurs de mesure des performances économiques, sociales et environnementales des pays.

En novembre 2007, la conférence internationale « *Beyond GDP* »⁵⁸ s'est prononcée pour la recherche d'indicateurs complémentaires au PIB. La loi Grenelle⁵⁹ précise dans son article 48 que « l'État se fixe également pour objectif de disposer d'indicateurs permettant la valorisation, dans la comptabilité nationale, des biens publics environnementaux d'ici à 2010 ». La Commission Stiglitz, nommée en janvier 2008 par le Président de la République, répond à une préoccupation voisine, mais plus large, car portant sur la « mesure de la performance économique et du progrès social ». Dans son rapport remis en septembre 2009, la Commission présente les limites du PIB et formule quelques recommandations visant à l'élaboration de nouveaux indicateurs de la « soutenabilité ». Un indicateur monétaire unique ne pouvant retracer la valeur de toutes les formes de capital (économique, humain, naturel), le rapport suggère de recourir à une batterie d'indicateurs physiques sur les aspects pour lesquels les techniques de valorisation monétaire sont insuffisamment avancées.

Le PIB comptabilise la valeur de tous les biens et services produits durant une année, une fois déduite la valeur des biens et services intermédiaires utilisés pour leur création. Le PIB agrège tout ce qui a une valeur monétaire, sans préjuger de la contribution positive ou négative de l'activité considérée au bien-être courant ou futur. De nombreux dommages environnementaux induits par les activités économiques - eaux de rivière polluées, rejets atmosphériques, forêts détruites, etc. - ne sont pas retracés si aucun agent économique n'en supporte les coûts.

Dès lors qu'une partie de ces externalités est soumise à des dépenses de restauration, leur effet global sur le PIB est incertain. L'impact positif des nouvelles activités réparatrices peut être contrebalancé par des financements moindres accordés à d'autres secteurs entraînant une baisse de leur activité potentielle.

Malgré le développement d'indicateurs de développement durable qui ajoutent à la dimension économique, celles de l'environnement et de la cohésion sociale, de nombreux observateurs défendent l'idée d'une ouverture du PIB à des préoccupations environnementales. Depuis plusieurs décennies, des propositions d'ajustement ont été avancées pour tenir compte, dans la mesure de la production, de l'épuisement des ressources naturelles et de la dégradation de l'environnement résultant des activités économiques. La définition d'un tel indicateur, appelé parfois « PIB vert », se heurte à la question de l'évaluation monétaire des services rendus par la nature qui, du fait de leur abondance, ont toujours été considérés comme gratuits. La rareté croissante de certaines ressources et la capacité limitée de la nature à absorber les rejets remettent en question cette gratuité. Des travaux ont mis en relief le concept de coûts « cachés », c'est-à-dire non supportés par les différents acteurs économiques. Concernant l'épuisement, l'idée est de soustraire aux comptes la rente de ressource car il ne s'agit pas d'un revenu de la production. On parle d'actif non produit. Cette rente est analysée comme un transfert en capital de la nature vers l'économie. Elle est estimée en retirant aux recettes issues de la ressource l'ensemble des coûts d'exploitation et de prospection, la rémunération du capital investi et la consommation de capital fixe.

Parallèlement à l'épuisement, la dégradation du patrimoine naturel conduit à une perte de bien-être largement ignorée par les comptes courants (PIB, consommation des ménages). Certains observateurs prônent un ajustement à la baisse de la production et du revenu pour tenir compte des dommages environnementaux. D'autres considèrent que la dégradation des actifs naturels causée par les activités économiques correspond à une fraction de la demande finale (consommation pour l'essentiel) qui n'est actuellement pas valorisée dans les comptes nationaux. Les prix du marché ne couvrent pas le coût de la maintenance de certaines fonctions écologiques (qualité de l'air) qui se fragilisent à mesure des rejets issus de la production. Plus ce supplément à la demande finale est élevé, moins le mode de production et de consommation est durable. En vue de parvenir à une telle mesure, un des enjeux majeurs porte sur le prix à attribuer à des biens ou des services non marchands.

III.2.3. La mise en place d'outils économiques

L'évaluation monétaire peut faciliter la mise en place d'outils économiques dans les politiques publiques en justifiant qu'ils permettent d'améliorer le bien-être social. Elle peut aussi servir de base pour les calibrer. Comme le souligne le rapport Chevassus-au-Louis (CAS, 2009), le calcul d'une politique optimale c'est à dire celle qui permet d'atteindre le niveau de production pour lequel le coût marginal égalise le bénéfice marginal que le bien environnemental procure à la société, constitue la visée naturelle d'une analyse coûts-bénéfices. Il peut s'avérer que cette politique optimale implique la mise en place d'instruments visant à contraindre les agents soit à atteindre un objectif donné en faveur de la préservation de la biodiversité (pas de perte de biodiversité ou pas de perte d'un de ses éléments) soit à leur faire supporter le coût réel de sa perte. En pratique cependant, la quantité d'information nécessaire à un tel calcul s'avère très importante si bien que l'on se place souvent dans le cadre de l'analyse coût-efficacité, qui consiste à choisir un instrument ou une combinaison d'instruments permettant d'atteindre à moindre coût un objectif considéré comme socialement désirable.

⁵⁸ Conférence organisée par la Commission européenne, le Parlement européen, l'OCDE, WWF et le Club de Rome en novembre 2007 (<http://www.beyond-gdp.eu/index.html>).

⁵⁹ Loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle Environnement.

Ainsi, dans la pratique, l'évaluation monétaire ne conduit pas systématiquement à la mise en place d'outils économiques, de même que des outils économiques peuvent être développés sans y faire appel. L'objectif environnemental à atteindre est un choix politique qui peut s'appuyer sur d'autres considérations que la seule efficacité économique, dont les aspects redistributifs, et il existe une panoplie d'outils pour y parvenir.

Par ailleurs, le choix des instruments économiques mobilisés pour atteindre un objectif donné, une fois celui-ci fixé, dépend de circonstances telles que la présence d'incertitude, l'asymétrie d'information, du coût du contrôle, de la prise en compte des effets redistributifs des instruments, etc., et fait l'objet d'une large littérature économique (Conseil économique pour le développement durable, 2009).

IV. LES APPORTS DES OUTILS ECONOMIQUES AUX POLITIQUES DE PRESERVATION DE LA BIODIVERSITE

IV.1. Les outils économiques peuvent contribuer à corriger des imperfections de marché

La théorie économique considère souvent la biodiversité comme un bien commun c'est à dire un bien dont on ne peut interdire l'accès mais qui présente une rivalité d'usage⁶⁰. Ceci implique que des agents non-coordonnés surexploite la ressource conduisant à un niveau de bien-être social inférieur à l'optimum social, phénomène connu sous le nom de « tragédie des biens communs », dont les ressources halieutiques constituent un exemple typique. Certains types d'outils économiques, qui passent par la définition de droits de propriété et l'organisation de marchés, cherchent à mettre fin à ce statut.

Les atteintes à la biodiversité, qui engendrent des pertes de services écosystémiques, ou au contraire les actions contribuant à sa préservation ne font en général pas l'objet de paiements et peuvent être considérées comme des externalités par la théorie économique. On parle en effet d'externalité lorsque l'action d'un agent, à travers son impact positif ou négatif sur la biodiversité, modifie la quantité ou la qualité des services écosystémiques rendus à un autre agent, affectant ainsi son bien-être, sans que cette variation ne donne lieu à un échange sur un marché. Un exemple illustratif de ce type de situation est celui d'un écosystème forestier fournissant un service de régulation de la qualité de l'eau bénéficiant à une station de captage placée en aval. La présence d'externalités constitue une forme de défaillance de marché, classique en théorie économique, conduisant également à un niveau de bien-être sous-optimal. Certains outils économiques visent directement à favoriser la prise en compte de la biodiversité dans le comportement des agents en donnant un prix à ces externalités. Il s'agit de faire en sorte que le coût de la destruction de la biodiversité et de la dégradation des services écosystémiques ou, au contraire, le bénéfice de leur préservation soit pris en compte dans les processus de décision basés sur des choix économiques.

Par ailleurs, la biodiversité et les services écosystémiques qu'elle fournit sont en général méconnus des agents, quand bien même ceux-ci en bénéficient, alors que la perfection de l'information est une hypothèse indispensable pour garantir une utilisation optimale des ressources et que l'uniformité de l'information entre les agents est une condition nécessaire à l'efficacité théorique des échanges. Si les agents n'associent pas correctement les causes et leurs effets sur leur bien-être, ils risquent d'agir contrairement à leur intérêt, notamment en présence d'effets indirects peu intuitifs. L'autorité publique a ainsi un rôle à jouer pour éclairer les agents sur la valeur de la biodiversité et des services écosystémiques. L'évaluation monétaire, qui consiste à exprimer avec une unité monétaire la valeur d'un bien, trouve ici sa justification. Il s'agit notamment d'approcher des valeurs tutélaires⁶¹ sur lesquelles les agents pourront s'appuyer pour effectuer leurs choix.

IV.2. Les recommandations internationales

a) La position des Conventions internationales

La Convention sur la diversité biologique (CDB, 1992), la Convention sur le commerce international d'espèces en danger de la faune et de la flore sauvages (CITES, 1973) et à la Convention Ramsar sur les Zones Humides (Ramsar, 1971) reconnaissent explicitement le rôle des instruments économiques, mais seule la CDB inclut plusieurs références à l'utilisation d'incitations économiques.

b) Les pistes de travail pour des objectifs post-2010 de la Convention sur la diversité biologique

Face au constat que l'objectif d'enrayer la perte de biodiversité d'ici 2010 qui avait été collectivement fixé en 2002 au Sommet mondial pour le développement durable de Johannesburg n'a pu être atteint, les 193 pays signataires de la Convention sur la diversité biologique ont prévu de se fixer de nouveaux objectifs pour 2020, à l'occasion de la Conférence des parties prévue en octobre 2010.

Le Secrétariat de la CDB a soumis aux pays signataires une première liste de 5 buts stratégiques, déclinés en 20 objectifs. Ces objectifs ne sont qu'une base de discussion et doivent être considérés comme tels, mais leur proposition par le Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique illustre l'importance accordée à la dimension économique et à la prise en compte de la valeur de la diversité biologique par tous les acteurs concernés, y compris les entreprises. Ainsi, dans ses objectifs 1 et 2, le projet prévoit que d'ici à 2020 : (i) « chacun est conscient de la valeur de la diversité biologique et des mesures qu'il faut prendre pour la protéger » ; (ii) « les valeurs de la diversité biologique sont prises en compte par tous les pays dans leurs

⁶⁰ Certaines composantes de la biodiversité et des services qu'elle rend revêtent le caractère de bien public, c'est à dire un bien dont on ne peut interdire l'accès mais qui ne présente pas de rivalité d'usage. La distinction entre bien public, bien commun et bien privé peut émaner de décisions politiques, comme c'est le cas pour les ressources génétiques, sur lesquelles la Convention sur la diversité biologique de 1992 a reconnu la souveraineté des Etats et qui peuvent, selon les législations nationales, faire l'objet de droits d'appropriation locaux.

⁶¹ Une valeur tutélaire est une valeur fixée par la puissance publique afin de prendre en considération les caractéristiques inhérentes à des biens relevant de l'action publique.

comptes nationaux, leurs stratégies et les processus de planification nationaux et locaux, et par les entreprises, en utilisant une approche par écosystème ».

La proposition d'objectif 3 fait explicitement référence aux outils économiques, en faisant une priorité de la réduction ou la réorientation des subventions dommageables et du développement d'outils incitatifs, puisqu'elle prévoit que « d'ici à 2020 au plus tard, les incitations [y compris les subventions] néfastes pour la diversité biologique sont éliminées, réduites progressivement ou réformées afin de réduire au minimum ou d'éviter les impacts négatifs [et des incitations positives pour la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique sont développées et appliquées, [conformément aux obligations internationales pertinentes]], en tenant compte des conditions socioéconomiques nationales⁶²».

Enfin, l'approche de la biodiversité par les services écosystémiques qu'elle rend est une approche reconnue, même si elle n'est pas la seule. Ainsi, le but D insiste sur les services rendus par les écosystèmes, notamment aux plus pauvres et vulnérables, et au rôle joué par la biodiversité dans la résilience des écosystèmes.

c) Les recommandations et analyses issues des travaux de l'OCDE

L'OCDE est pionnière en matière d'instruments économiques et constitue une référence majeure. L'organisation a travaillé sur la promotion des instruments économiques pour conserver la biodiversité et en faire usage de façon durable, à commencer par les mesures incitatives, l'évaluation et la création de marchés. Ses travaux sont présentés dans une série de publications consacrées aux instruments économiques, dont : *Préserver la diversité biologique : les incitations économiques* (1996), *Manuel de protection de la biodiversité : conception et mise en œuvre des mesures incitatives* (1999), *Manuel d'évaluation de la biodiversité : guide à l'intention des décideurs* (2002), *Mobiliser les marchés au service de la biodiversité...* (2003), *Manuel pour la création de marchés de la biodiversité : principaux enjeux* (2004), *Politiques de la biodiversité, enjeux et stratégies d'action des pouvoirs publics* (2008), etc.

S'appuyant sur ces travaux, les pays Membres de l'OCDE ont adopté, en 2004, la Recommandation du Conseil sur « l'utilisation des instruments économiques pour faciliter la conservation et l'exploitation durable de la biodiversité ». Elle préconise l'emploi d'instruments économiques par les pays pour atteindre leurs objectifs en matière de biodiversité, dans des conditions efficientes et en intégration, et charge le Comité des politiques de l'environnement de l'OCDE (EPOC) d'examiner les actions entreprises par les pays Membres dans les trois ans suivant son adoption. Les conclusions de cet examen sont présentées dans les premiers paragraphes de la partie IV.6.

⁶² Les éléments entre crochets sont en discussion.

Encadré 20 : Eléments clés de la Recommandation du Conseil de l'OCDE sur « l'utilisation des instruments économiques pour faciliter la conservation et l'exploitation durable de la biodiversité », 2004⁶³

Il est préconisé en particulier que les pays Membres :

- établissent et appliquent un cadre d'action visant à assurer, dans des conditions efficientes, la conservation à long terme et l'utilisation durable de la biodiversité et des ressources qui lui sont associées ;
- recourent davantage et de manière plus cohérente aux instruments économiques nationaux dans l'application de leur cadre d'action sur la biodiversité ;
- intègrent les instruments marchands et non marchands dans une panoplie de mesures efficace et efficiente ;
- intègrent les objectifs de l'action publique relative à la biodiversité dans les politiques sectorielles gouvernementales, en veillant au rapport coût-efficacité.

A propos du cadre d'utilisation des instruments économiques dans la conservation et l'exploitation durable de la biodiversité :

- le but général d'un cadre d'action relatif à la gestion de la biodiversité devrait être de permettre, dans des conditions efficientes, la conservation à long terme et l'exploitation durable de la biodiversité et des ressources qui lui sont associées, ainsi qu'un partage des avantages qui soit équitable ;
- les options doivent être systématiquement analysées dans l'optique de limiter au minimum les coûts d'administration, de suivi et d'application à la charge de la collectivité, ainsi que les coûts privés de mise en œuvre ;
- les instruments économiques seront des éléments importants d'une approche de la gestion durable de la biodiversité reposant sur l'incitation ;
- les instruments économiques devraient également s'inscrire dans le contexte plus large d'une approche fondée sur le jeu du marché destiné à faciliter la réalisation des objectifs en matière de biodiversité ;
- les politiques sectorielles devraient être conçues de manière à être compatibles avec les objectifs en matière de biodiversité .

A propos des instruments de gestion de la biodiversité reposant sur l'incitation :

- la palette des mesures économiques auxquelles les pouvoirs publics peuvent recourir pour encourager la conservation de la biodiversité et son utilisation durable comprend des incitations économiques (droits, redevances, subventions et paiements), des fonds et un cadre incitatif (création de marchés, estimation de la valeur économique) ;
- les instruments économiques devront souvent être utilisés parallèlement à des instruments non économiques ;
- la réforme ou suppression des incitations ayant des effets pervers devrait être un objectif permanent.

d) Les recommandations du Programme des Nations Unies pour l'environnement

Le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) a publié en février 2003 un Projet de document de travail à destination de son Groupe de travail sur les instruments économiques, intitulé « Le rôle des instruments économiques dans le contexte de la biodiversité liée aux engagements multilatéraux sur l'environnement ».

e) Les recommandations du Rapport du TEEB

L'étude sur l'économie des écosystèmes et de la biodiversité (TEEB) soutenu par l'Union européenne (voir ci-dessus) a notamment aboutit à un rapport destiné aux décideurs publics⁶⁴, finalisé en novembre 2009. Concernant le recours aux instruments économiques, le rapport recommande de :

- Renforcer la compréhension de la biodiversité et des services écosystémiques, et les capacités de les mesurer (indicateurs pour suivre l'évolution de la biodiversité, et pour alerter sur les points de non-retour éventuels ou sur la disparition brutale d'écosystèmes) ;
- Rémunérer les bénéfices à travers des actions de soutien, telles que les paiements pour services écosystémiques (PSE) au niveau local, et le mécanisme REDD (infra) et les PSE internationaux à une échelle globale ;
- Supprimer les subventions dommageables à l'environnement ; celles versées dans les secteurs clés coûtant chaque année à la collectivité mondiale environ 1 000 milliards de dollars ;
- Limiter les pertes de biodiversité à travers la réglementation et les prix, en appliquant le « principe pollueur-paye » et en internalisant les externalités négatives (le TEEB souligne l'importance de la distribution des coûts et bénéfices) ;

⁶³ Recommandation disponible sur le site : <http://www.oecd.org/dataoecd/3/53/34390900.pdf>

⁶⁴ Rapport disponible à l'adresse suivante : <http://www.teebweb.org/ForPolicymakers/tabid/1019/Default.aspx>

- Elargir le périmètre et garantir le financement des zones protégées à la fois sur terre et en mer, afin d'améliorer les services rendus par les écosystèmes ;
- Investir dans les infrastructures écologiques, en sachant qu'il est souvent moins coûteux de maintenir le capital naturel que de restaurer des écosystèmes déjà surexploités et dégradés.

Ce rapport, présenté à la Conférence des parties à la Convention sur la diversité biologique à Nagoya en octobre 2010, n'a pas vocation à faire l'objet d'engagements internationaux, mais à appuyer la décision.

IV.3. Les typologies d'outils économiques pour la préservation de la biodiversité

L'étude des expériences françaises et étrangères a donné lieu à la rédaction de 27 fiches sur des outils ou types d'outils économiques susceptibles de favoriser la préservation de la biodiversité et des services écosystémiques (voir partie Fiches outils). Elles sont toutes organisées autour de 14 rubriques homogènes. Les aspects généraux qui y sont décrits sont complétés par la présentation d'exemples. Les éléments de retour d'expérience et d'évaluation sur la mise en œuvre de ces outils en France ou à l'étranger sont repris dans la fiche lorsqu'ils sont disponibles.

Plusieurs institutions internationales dont l'OCDE et le PNUE ont proposé des typologies d'instruments économiques favorisant la préservation de la biodiversité et des services écosystémiques. Ces typologies sont présentées en annexe II. La typologie utilisée ici s'en inspire. Elle regroupe les outils économiques étudiés autour de 4 grands objectifs :

a. Internaliser les coûts des atteintes à la biodiversité et aux services écosystémiques, pour qu'ils soient financés par les acteurs à l'origine des dommages. Parmi les instruments qui visent à internaliser les coûts, certains sont basés sur les prix et d'autres sur la responsabilité :

- Les instruments fondés sur les prix reposent sur l'idée que l'on peut répercuter les coûts économiques liés aux pertes de biodiversité sur les prix des activités qui les ont provoquées. Ils prennent généralement la forme de taxes, de droits/redevances ou de prélèvements (OCDE) ;
- Les mécanismes basés sur la responsabilité prévoient que les agents qui portent atteinte à la biodiversité compensent ou réparent les impacts négatifs qu'ils causent. Ces mécanismes incluent les mesures de compensation, les amendes pour atteinte à la biodiversité et les cautions de bonne exécution, utilisées pour garantir le respect des exigences environnementales, selon l'OCDE.

b. Rétribuer la préservation de la biodiversité et des services écosystémiques (internaliser les bénéfices). Parmi les instruments qui visent à rétribuer la préservation de la biodiversité, on distingue des instruments fiscaux, contractuels, informationnels et financiers.

c. Limiter les pressions à un niveau soutenable en régulant les quantités et en organisant des marchés de droits

d. Financer des programmes et projets de préservation de la biodiversité

Les programmes de financement ciblés, dont les fonds et fondations (inclus dans le point d. ci-dessus), ne sont pas toujours considérés comme des outils économiques. Toutefois, le présent rapport les retient en ce qu'ils constituent des incitations économiques aux investissements dans le domaine de la biodiversité en offrant des financements ou, le plus souvent, des cofinancements.

D'un point de vue pratique, toute typologie est imparfaite. Certains des dispositifs présentés relèvent de plusieurs catégories, quelque soit la typologie proposée. Par ailleurs, la frontière entre outils économiques et réglementaires ou contractuels est parfois ténue et plusieurs outils présentés sont composites.

Tableau 1 : Liste des fiches – (voir partie Fiches outils)

N°		Localisation des cas traités dans la fiche	
	A. Internalisation des dommages	France	International
	- Outils portant sur les prix		
1	Fiscalité environnementale : impôts, taxes et redevances	X	
	- Outils portant sur la responsabilité		
2	Responsabilité environnementale	X	
3	Séquence éviter, réduire, compenser. Mesures compensatoires	X	
4	Banques de compensation	(X)	X
5	Taxes pour non-respect des obligations réglementaires	X	
	B. Internalisation des bénéfices		
	- Outils fiscaux et redevances		
6	Fiscalité environnementale : mesures positives	X	
7	Modulation des transferts fiscaux bénéficiant aux collectivités locales	X	X
8	Droits d'entrée ⁶⁵	(X)	X
	- Outils contractuels		
9	Paiements pour services environnementaux – vision transversale	(X)	X
10	Réduction des émissions liées à la déforestation et à la dégradation des forêts (REDD)		X
11	La PAC et ses soutiens en faveur d'une agriculture durable	X	
12	Mesures en faveur d'une sylviculture durable	X	
13	Servitudes conventionnelles écologiques		X
14	Bail environnemental	X	
15	Exploitation commerciale des espaces protégés		X
16	Mécanismes d'APA		X
	- Outils informationnels		
17	Labellisation environnementale et 17bis : label agriculture biologique	(X)	X
18	Affichage sur les produits de grande consommation	X	
19	Information sur les performances des entreprises	(X)	X
20	Outils d'auto-évaluation des entreprises	X	
	- Outils financiers		
21	Obligations vertes		X
22	Hypothèques conservatoires		X
	C. Limitation des quantités et création de marchés basés sur des droits de propriété		
23	Quotas individuels transférables		X
24	Droits d'aménagement transférables	(X)	X
	D. Financements publics ou privés affectés		
25	Fonds et fondations	(X)	X
26	Echange dette-nature	(X)	X
27	Concessions pour la préservation de la biodiversité		X

La réforme des subventions encourageant des formes d'utilisation des ressources dommageables à la diversité biologique n'a pas été considérée comme une catégorie d'outils spécifique, ce qui ne doit pas inciter à sous estimer l'importance quantitative de ce volet. De fait, la réforme des subventions dommageables et l'éco-conditionnalité des aides constituent des pistes de travail majeures aussi bien à l'échelle nationale qu'internationale.

⁶⁵ Selon les typologies, les droits d'entrées peuvent être considérés comme un outil d'internalisation des dommages.

IV.4. Les mesures existant en France

IV.4.1. Les outils contribuant à internaliser les dommages

a) Les outils portant sur les prix

Fiscalité environnementale (Fiche 1) : les taxes et redevances affectées à la préservation de la biodiversité. Une taxe environnementale est un dispositif fiscal dont l'assiette a un effet sur l'environnement. Les taxes environnementales et redevances relatives aux espaces naturels et à la biodiversité ont vocation notamment à internaliser des dommages diffus, liés par exemple à la construction, à l'aménagement des cours d'eau, à l'aménagement et l'utilisation du littoral... Ces taxes et redevances sont assises sur l'acte qui constitue le dommage ou sur un proxy acceptable (acte de construire, évalué en m² de surface hors d'œuvre nette pour la taxe départementale sur les espaces naturels sensibles (TDENS), par exemple).

En pratique, ces mesures fiscales, du fait du faible niveau du taux de taxe ou redevance généralement adopté en France, sont rarement incitatives et n'influent donc pas, ou très peu, sur les comportements. A titre illustratif, la taxe départementale sur les espaces naturels sensibles pour une maison individuelle de 100 m² représentera moins de 100 euros. A défaut de réduire les dommages en amont, les produits de ces taxes sont utilisés pour compenser au moins partiellement ces dommages et affectés au financement de politiques de gestion, de conservation et de restauration des espaces naturels, ainsi qu'au financement d'actions visant à favoriser l'accès au public des espaces naturels.

Tableau 2 : Les principales mesures fiscales et redevances sur la biodiversité en vigueur

Intitulé	Référence	Date de création	Acteurs assujettis	Montant	Bénéficiaire
Taxe départementale sur les espaces naturels sensibles (TDENS)	L. 142-1à13 et R. 142-1à19 du Code de l'urbanisme	18/07/85	Détenteurs de permis de construire	249 M€ en 2009	89 départements qui l'ont établie
Redevances agence de l'eau :		30/12/06			
- pour obstacle sur cours d'eau	L. 213-10-11 du Code de l'environnement		Propriétaires ou gestionnaires d'ouvrages faisant obstacles	0,3 M€ en 2010	Agences de l'eau
- pour préservation du milieu aquatique	L. 213-10-12 du Code de l'environnement		Fédérations de pêche	4,7 M€ en 2010	Agences de l'eau
- pour pollutions diffuses	L. 213-10-8 du code de l'environnement		Distributeurs agréés de produits phytosanitaires	32,4 M€ en 2010	Agences de l'eau
- pour stockage en période d'étiage	L. 213-10-10 du code de l'environnement		Bénéficiaire installation de stockage de + de 1 million m ³ eau	1 M€ en 2010	Agences de l'eau
- pour prélèvement de la ressource en eau due par les exploitants d'ouvrages électriques	L. 213-10-9 du code de l'environnement		Exploitants d'ouvrages électriques		Agences de l'eau
Taxe sur les passagers maritimes embarqués à destination d'espaces naturels protégés	L. 285-4 du Code des douanes	1996	Passagers accédant par la mer à un site protégé	1,3 M€ en 2008	Gestionnaire du site naturel, ou commune du site.
Taxe sur les ouvrages d'art	L. 321-11 du Code de l'environnement		Personnes empruntant un ouvrage d'art reliant une île au continent	1,1 M€ en 2008	Départements (n'a été instituée qu'à l'île de Ré)
Droit de francisation et de navigation (DAFN)	L. 223 du Code des douanes		Propriétaires de navires avec coque > 7 m ou puissance > 22 cv	37 M€	CELRL jusqu'en 2011
Redevance cynégétique	L. 423-19 du code de l'environnement		Détenteurs de permis de chasse	70 M€	ONCFS
Contribution pour une pêche durable	302 bis KF du code général des impôts	Loi n°2007-1824 du 25/12/07	Vente au détail en France métropolitaine de poissons	60,5 M€ en 2008	Plan pour une pêche durable. (Ensemble de mesures visant à accompagner le secteur dans le cadre d'une baisse des TAC et d'une concurrence accrue)
Taxe générale sur les activités polluantes (TGAP) sur les matériaux d'extraction	266 sexies du code des douanes	LFSS 2000 -loi n° 99-114 du 29/12/99	Exploitants de carrières		Partiellement à l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME)
Taxe spécifique sur les quantités de minerais aurifères extraits en Guyane	1599 quinques B du code général des impôts	LFR 2008 -loi n°2008-1443 du 30/12/08	Exploitants mines d'or	0 €	Région Guyane et Conservatoire écologique de la Guyane
Taxe sur les cessions de terrains devenus constructibles	1529 du code général des impôts	Loi n°2006-872 du 13/07/06	Cédant de terrains devenus constructibles	0 M€ en 2008	Commune ou EPIC qui institue la taxe
Nouvelle taxe sur les cessions de terrains devenus constructibles	1605 nonies du code général des impôts	Loi n°2010-874 du 27/07/10	Cédant de terrains devenus constructibles		Agence de services et de paiement pour financer l'installation des jeunes agriculteurs

A l'échelle des politiques de préservation de la biodiversité, les montants ainsi mobilisés sont loin d'être négligeables. Ces taxes et redevances supportent des éléments clés des politiques publiques de préservation des espaces naturels et de la biodiversité. Les recettes de la TDENS représentent 14 % de l'ensemble des dépenses consacrées en France à la protection de la biodiversité et des paysages, le droit de francisation et de navigation (DAFN) couvre près des 4/5 des ressources propres du Conservatoire du littoral et des rivages lacustres et la Relevance cynégétique 83 % du budget de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS), en 2005.

b) Outils portant sur la responsabilité

Responsabilité environnementale (Fiche 2). La Directive 2004/35/CE du Parlement Européen et du Conseil du 21 avril 2004 (DRE) établit un cadre de responsabilité environnementale fondé sur le principe du pollueur-payeur et crée ainsi un régime de responsabilité environnementale. La Loi sur la Responsabilité Environnementale (LRE) qui transpose cette directive en droit français concerne les dommages environnementaux purs et graves résultant de l'activité d'un exploitant listée dans l'annexe III de cette directive. Les dommages environnementaux purs sont les atteintes à l'environnement et aux services écologiques. Sont donc exclus les dommages corporels, matériels et économiques déjà pris en compte par le régime de responsabilité civile.

La Directive sur la responsabilité environnementale et la loi française du même nom visent à prévenir les dommages environnementaux en rendant l'exploitant financièrement responsable de la réparation des dommages que son activité cause à l'environnement. Elles ont également un objectif de prévention : en cas de menace imminente de dommage, l'exploitant a l'obligation de prendre des mesures nécessaires afin que le dommage ne se réalise pas. L'application de cette directive se fera à l'échelle du dommage survenu c'est-à-dire localement voire régionalement.

La DRE prévoit la compensation en nature d'un dommage dès lors que celui-ci touche un habitat protégé retenu par la Directive habitat, une espèce protégée inscrite dans la Directive oiseaux et cause des dégâts aux eaux d'après la Directive cadre sur l'eau. La compensation en nature a lieu à travers un projet de restauration. La LRE s'applique également pour un dommage affectant les sols lorsque la « contamination des sols engendre un risque d'incidence négative grave sur la santé humaine ».

Lorsqu'un accident industriel occasionne un dommage environnemental, différents types de restauration peuvent être mis en place. Dans un premier temps, une restauration primaire sera réalisée afin de permettre au site impacté de retourner à l'état dans lequel il était avant l'accident. Si ce n'est pas possible, une restauration complémentaire sera nécessaire pour compenser les pertes de ressources et/ou de services écologiques résiduelles. Enfin, une restauration compensatoire additionnelle sera appliquée en vue de réparer les pertes intermédiaires de ressources et/ou de services survenues entre le moment où le dommage se réalise et le moment où le milieu impacté retrouve son état initial.

Une fois les projets de restauration complémentaire et/ou compensatoire définis, il s'agit ensuite de les dimensionner dans le temps et dans l'espace. Deux types d'approches permettent le dimensionnement des projets de restauration :

- les approches en termes d'équivalence : approches service-service et ressource-ressource ;
- l'approche par la valeur : approches valeur-valeur et valeur-coût.

Les approches service-service et ressource-ressource permettent de compenser des dommages environnementaux en nature. Les ressources et/ou services écologiques endommagés seront compensés par des ressources et/ou des services de même type, de même qualité et de valeur comparable en bien-être : d'où le terme « équivalence ». Les approches en termes d'équivalence reposent sur trois hypothèses fondamentales⁶⁶ : la substituabilité des ressources ou services initiaux et restaurés, la valeur constante des ressources et des services dans le temps et l'homogénéité des préférences des individus.

Lorsque les approches en terme d'équivalence ne peuvent être mises en œuvre, l'approche par la valeur, i.e. par le bien-être, peut être utilisée pour dimensionner les projets de restauration. Cette approche s'applique lorsque le projet de restauration compensatoire apporte, non pas des ressources et/ou des services de même type et de même qualité que ceux initialement fournis par le milieu, mais des ressources et/ou des services de type et de qualité comparables. L'objectif de cette approche sera donc de déterminer le taux de restauration de manière à ce que les valeurs des ressources et/ou des services restaurés et endommagés soient similaires.

La LRE est novatrice dans la compensation d'un dommage environnemental. En effet, jusqu'à présent, la compensation était réalisée par le biais d'une indemnisation. Le dommage écologique pur était peu ou pas pris en compte. Enfin, la LRE offre l'avantage que la réparation des dommages environnementaux soit mise en œuvre dans des délais raisonnables.

⁶⁶ Mais qui demeurent controversées.

La séquence éviter, réduire, compenser (Fiche 3). Un ensemble de dispositifs réglementaires en France prévoit que les projets, plans et programmes susceptibles d'affecter la biodiversité atténuent leurs impacts en respectant une séquence consistant à éviter ces impacts, puis les réduire et enfin, sur les seuls impacts résiduels ne pouvant être évités ou réduits, si possible les compenser.

La compensation des atteintes à la biodiversité n'arrive ainsi qu'en dernière position, après que les mesures destinées à éviter puis réduire les effets négatifs du projet ont bien été recherchées et prévues. Elle vise à offrir une contrepartie positive à un impact dommageable sur la biodiversité qui sera provoqué par un projet, de façon à maintenir la biodiversité dans un état équivalent ou meilleur à celui observé avant la réalisation du projet. L'obligation de compenser les impacts résiduels vise principalement les habitats et espèces protégés, mais également la biodiversité générale, comme les zones humides, les haies...

Une mesure compensatoire doit être additionnelle, c'est-à-dire démontrer des effets positifs au-delà de la situation de référence « prévisible ». Au niveau écologique, les fonctionnalités assurées après compensation doivent être au moins équivalentes à celles précédant la réalisation du projet (additionnalité écologique). De plus, la mesure compensatoire ne doit pas se substituer aux moyens et responsabilités de l'État et des collectivités locales (additionnalité de la mesure vis-à-vis de l'action publique).

En France, seules les mesures techniques sont éligibles pour la compensation, qui doit donc se faire en « nature » et non via des transferts financiers à l'Etat⁶⁷. Le type, la localisation et le volume des mesures compensatoires sont définis sur la base de principes d'équivalence en nature entre dommages et gains écologiques. L'objectif est de concevoir des mesures compensatoires « in-kind » (de même nature)⁶⁸, portant sur des habitats, des espèces ou des fonctions semblables à ceux impactés par le projet, de façon à atteindre une « non perte globale de biodiversité ». Pour respecter ces principes d'équivalence, la définition de la mesure compensatoire mobilise l'expertise écologique, et non la valorisation monétaire des espèces, fonctions écologiques ou services écosystémiques perdus. Les équivalences sont généralement déterminées sur la base des espèces et des habitats (selon des matrices contenant des données qualitatives ou quantitatives). Les fonctions et les services sont peu pris en compte, à l'exception des impacts sur certains écosystèmes particuliers, tels que les zones humides.

La nature des mesures foncières et/ou de gestion mises en œuvre pour la compensation varient d'une région à l'autre. Globalement, l'acquisition foncière, qui permet de mieux assurer la pérennité de la mesure compensatoire, prime sur la contractualisation avec les gestionnaires. En cas d'acquisition foncière, des mesures réglementaires de protection (ex : arrêtés de protection) peuvent être prises pour renforcer la pérennité de la mesure compensatoire.

L'offre de compensation (Fiche 4). La France expérimente le principe d'une anticipation de la compensation à travers la création d'une offre de compensation. L'expérimentation a débuté en 2008 avec un premier site expérimental dans la Crau, milieu steppique unique en Europe. Cette expérience est présentée plus en détail dans la Partie V sur les perspectives d'utilisation des outils économiques en France.

Les taxes pour non respect des obligations réglementaires. Le non-respect d'un ensemble de cadres réglementaires portant sur les espaces et espèces naturels donne lieu à des sanctions. Outre les amendes pour non-respect des plans de chasse (Fiche 5), ce type de mesure s'applique au non-respect des législations sur les espaces et les espèces protégées. L'OCDE considère que ces sanctions, et le niveau auxquelles elles sont fixées, contribuent à une internalisation économique des dommages, au même titre que la responsabilité environnementale, et doivent donc être considérés comme des outils économiques.

Encadré 21 : Amendes pour la destruction de faune sauvage

Des sanctions financières, pouvant aller jusqu'à 15 000 euros d'amende et un an d'emprisonnement (en plus de la privation de liberté, l'emprisonnement prive le sujet de revenu), sont prévues par le code de l'environnement en cas de d'atteinte portée à la conservation d'espèces animales non domestiques. Elles ne sont appliquées qu'après constatation du délit par procès-verbal d'un agent de police judiciaire, poursuite par le procureur et jugement par un magistrat. Il s'agit d'une sanction pénale, qui peut être complétée par une réparation civile le cas échéant. Le montant de l'amende, pour les animaux chassés, est calibré à partir d'une grille établie par l'Office national de la chasse et de la faune sauvage, sur la base d'une évaluation des coûts de remplacement des animaux détruits.

⁶⁷ De tels transferts par le maître d'ouvrage, par exemple sous forme de financement de programmes de conservation, constituent des mesures dites « d'accompagnement », et non des mesures compensatoires.

⁶⁸ A distinguer des mesures compensatoires « *Out-of-kind* » (de nature différente), qui portent sur des attributs partiellement différents de ceux affectés par le projet.

IV.4.2. Les outils contribuant à rétribuer les pratiques positives

Les mesures fiscales positives sur les espaces naturels (Fiche 6) visent à reconnaître les bénéfices d'une gestion durable des espaces naturels par des personnes physiques ou morales. Elles incitent à l'adoption de pratiques favorables à la biodiversité dans des zones prioritaires pour la préservation de la biodiversité.

Tableau 3 : Principales mesures fiscales en faveur de la préservation de la biodiversité par les particuliers

Intitulé de la mesure	Article CGI	Date création	Nombre de bénéficiaires (2008)	Montant de la dépense ou recette					
				2005	2006	2007	2008	2009	Prévisions 2010
Exonération de TFNB pour les zones humides	1395 D	Loi 2005-157 du 23/02/05 décret 30/01/2007 instruction 15/10/2007	34 subdivisions fiscales (SUF = parcelles)				0	0,005	NC
Exonération de TFNB pour les zones Natura 2000	1395 E	Loi 2005-157 du 23/02/05 instruction 15/10/2007	21 669 SUF		0,4	0,4	1	1	NC
Exonération de TFNB dans les cœurs de parc DOM	1395 F	Loi 2006-436 du 14/04/06 Décret 03/01/2008	0				0	0	NC
Exonération partielle de droits de mutation à titre gratuit pour les zones Natura 2000, cœurs de PN, réserves naturelles...	793-2-7°	Loi 2005-1720 du 30/12/05	ND		2	2	2	2	2
Déduction des revenus fonciers pour travaux de restauration et gros entretien dans les zones Natura 2000, cœurs de PN, réserves naturelles...	31-I. 2° c quinquies	Loi 2005-1720 du 30/12/05 Décret 27/09/2006	ND			NC	NC	NC	NC
Imputation sur le revenu global des déficits fonciers afférents aux dépenses de préservation et d'amélioration du patrimoine naturel (transformé en réduction d'impôt sur le revenu pour les travaux réalisés à depuis le 1/01/2010)	156-I. 3°	Loi 2006-1771 du 30/12/06 instruction 03/12/2007	0					≤ 0,5	≤ 0,5
Dation en paiement des espaces naturels pouvant être incorporés dans le domaine forestier de l'Etat ou du CELRL	1716 bis	1995	ND	NC	NC	NC	NC	NC	NC

NC : non connu

ND : non déterminé

Source : CGDD/MEDDTL à partir des données de la Direction de la législation fiscale

Les mesures fiscales incitatives à la gestion durable des espaces naturels s'articulent avec des politiques de gestion. Elles récompensent l'adoption volontaire de mesures de gestion dans le cadre de dispositifs contractuels (Natura 2000...) ou réglementaires lorsque ces mesures dépassent le niveau d'exigence fixé (réserves naturelles, cœurs de parcs), voire de politiques ciblées sur des espaces naturels prioritaires (zones humides). A ce titre, ces mesures sont étroitement associées à d'autres outils de politiques publiques, dont elles contribuent à faciliter l'adoption. Le niveau d'utilisation de ces dispositifs récents est encore modeste, comme en atteste le Tableau 3 ci-dessus⁶⁹.

⁶⁹ Ainsi, pour les seules zones Natura 2000, l'exonération de taxe sur le foncier non bâti (TFNB) avait, au moment de la préparation de cette mesure, été estimée à 32M d'euros.

Le crédit d'impôt destiné aux exploitations certifiées en agriculture biologique (article 244 quater L du Code général des impôts). Crée en 2005, il s'élève en 2010 à 2 400 euros, majoré de 400 euros par hectare exploité selon le mode de production biologique, dans la limite de 1 600 euros. Établi sur une base forfaitaire, il est particulièrement intéressant pour les exploitations de petite dimension, qui constituent une base importante de l'agriculture biologique en France. Ce crédit d'impôt bénéficiait potentiellement à l'ensemble des exploitations en agriculture biologique soit 16 400 exploitations en 2009.

Indemnisation lors du classement en réserve naturelle nationale⁷⁰. Lorsque le classement comporte des prescriptions de nature à modifier l'état ou l'utilisation antérieure des lieux déterminant un préjudice direct, matériel et certain, il donne droit à une indemnité au profit des propriétaires, des titulaires de droits réels ou de leurs ayants droit. Dans ce cas, la demande d'indemnisation doit être produite dans un délai de six mois à dater de la notification de la décision de classement. A défaut d'accord amiable, l'indemnité est fixée par le juge de l'expropriation.

Indemnisation des dégâts liés aux espèces protégées et au gibier. Les dégâts sur les cultures et sur les piscicultures liés aux espèces protégées (flamants roses, cormorans, ours, loups...) et au gibier font l'objet d'une indemnisation. L'indemnisation des dégâts du gibier sur la circulation automobile a donné lieu à la mise en place d'un fonds spécifique.

Modulation des transferts aux collectivités locales (Fiche 7). L'article 20 de la loi du 14 avril 2006⁷¹ a ajouté une part à la dotation globale de fonctionnement (DGF) des communes⁷². Cette dotation est versée aux communes dont le territoire est pour tout ou partie compris dans le cœur d'un parc national. Le montant de cette mesure a été fixé par la loi de finances pour 2007 à 3 M d'euros et évolue depuis comme la DGF. La dotation d'une commune dépend de la part de sa superficie comprise dans le cœur des parcs nationaux, cette part étant doublée pour le calcul de la dotation lorsque cette superficie dépasse 5 000 kilomètres carrés.

L'introduction, plus large, de critères ayant trait à la protection des espaces naturels et à la préservation de la biodiversité dans le calcul de la DGF a fait l'objet de propositions répétées depuis 1996 notamment de la part d'associations de protection de la nature, de parlementaires et d'inspections générales. Suite à l'engagement du Grenelle Environnement d'introduire, de manière concertée, un critère « biodiversité » dans la dotation globale de fonctionnement des collectivités locales⁷³, des réflexions et concertations ont été lancées sur ce thème.

Droits d'entrée (Fiche 8). Nombre d'espaces naturels propriétés privées sont ouverts au public moyennant un droit d'entrée (parc ornithologique du Marquenterre, bambouseraie d'Anduze, domaine de Bel-Val...). La Commune de Teich a également instauré un droit d'entrée dans le parc ornithologique dont elle est propriétaire. Toutefois, l'instauration de droits d'entrée sur des domaines publics, qui pourraient être assimilés à des redevances, reste anecdotique en France.

Paiements pour services environnementaux, PSE (Fiche 9). Plusieurs dispositifs de paiements pour services environnementaux existent en France. Le cas emblématique du PSE de la source Vittel a été établi dès les années 1980 (cf. IV.4 et Fiche 9). Ce cas est particulièrement intéressant puisqu'il a été conclu entre acteurs privés. Ce cas intervient dans le contexte particulier de forts enjeux financiers et a été accompagné et appuyé par des institutions publiques, notamment sur des aspects techniques. Les mesures agro-environnementales adoptées dans le cadre de la Politique agricole commune de l'Union européenne peuvent être considérées comme des PSE conclus entre des acteurs privés et la puissance publique. C'est aussi le cas des PSE conclus par des Agences de l'eau dans les bassins de captage. Enfin, d'autres PSE plus ponctuels sont utilisés pour la mise en œuvre de mesures compensatoires aux atteintes à la biodiversité lorsque l'acquisition foncière n'est pas possible, pas pertinente ou pas suffisante (cas de mesures compensatoires aux atteintes aux habitats du grand hamster en Alsace par exemple). Cette modalité de compensation reste toutefois minoritaire, et n'est pas privilégiée en première approche face au risque d'une compensation non définitive, voire de courte durée.

Mesures en faveur d'une agriculture durable (Fiche 11). Plusieurs dispositifs de la Politique agricole commune de l'Union européenne contribuent à la préservation de la biodiversité et des services écosystémiques. Ces dispositifs peuvent être répartis en quatre types : la conditionnalité des aides sur une base agro-environnementale, les paiements agro-environnementaux liés à une activité agricole ou à un type d'agriculture, les paiements liés à des zones clairement délimitées et les aides aux investissements.

⁷⁰ Article L332-5 du Code de l'environnement.

⁷¹ Loi n°2006-436 relative aux parcs nationaux, aux parcs naturels marins et aux parcs naturels régionaux.

⁷² La Dotation globale de fonctionnement constitue le plus important des mécanismes de dotation de l'Etat aux collectivités territoriales. Les objectifs de cette dotation sont de fournir aux collectivités les moyens nécessaires pour faire face à leurs obligations, dans le cadre d'une autonomie budgétaire et fiscale et en assurant les mécanismes de péréquation correspondant aux exigences de la solidarité nationale.

⁷³ L'introduction concertée d'un critère biodiversité dans la DGF est mentionnée dans deux engagements du Grenelle Environnement : l'engagement 73, qui porte sur la trame verte et bleue, et l'engagement 171, qui porte sur les sujets qui devraient faire l'objet d'une concertation avec des représentants des élus.

De nouveaux défis pour l'agriculture européenne sont ressortis de l'évaluation de la réforme de la PAC de 2003. Ces priorités doivent être mises en œuvre dans les programmes de développement ruraux (2^{ème} pilier de la PAC) des Etats membres pour 2010 (règlement CE n°74/2009). Il s'agit en particulier d'adopter des pratiques plus favorables à l'environnement.

La conditionnalité soumet le versement des principales aides communautaires au respect des exigences réglementaires de 5 directives environnementales (oiseaux, habitats, eaux, boues, nitrates) et des bonnes conditions agricoles et environnementales (BCAE) dont certaines contribuent directement ou indirectement à la préservation de la biodiversité : maintien des particularités topographiques ou infrastructures agro-écologiques, diversité des assolements, gestion des surfaces en herbe, établissement de bandes tampons le long des cours d'eau, etc.

Certains paiements sont liés à une activité agricole ou un type d'agriculture :

- Les soutiens spécifiques ciblent des pratiques agricoles importantes en matière de protection ou d'amélioration de l'environnement et en compensation des désavantages spécifiques de certains secteurs dans des zones vulnérables sur le plan économique ou sensibles du point de vue de l'environnement. Ces soutiens prennent la forme de paiements annuels supplémentaires.

Les mesures agro-environnementales ou paiements agro-environnementaux couvrent soit les coûts d'opportunité soit les coûts induits par des engagements qui dépassent les normes obligatoires. Ces mesures accompagnent des engagements contractuels pris volontairement par l'agriculteur sur une période de 5 à 7 ans, voire plus.

Les paiements liés à des zones clairement identifiées sont de deux types :

- Compensation des handicaps naturels par des paiements accordés annuellement par hectare de surface agricole utile (SAU) pendant une période minimale de 5 ans. Ces paiements sont dégressifs au-delà d'une surface minimale par exploitation et notamment destinés aux zones de montagnes ;
- Aide accordée annuellement, par hectare de SAU, en compensation des coûts supportés et de la perte de revenus liés aux directives oiseaux, habitats et cadre sur l'eau.

Les aides aux investissements peuvent concerter :

- Des investissement non productifs liés à des objectifs agro-environnementaux (investissements liés à des engagements pris au titre des mesures agro-environnementales (MAE), par exemple), ou des investissements dans l'exploitation qui renforcent l'utilité publique d'une zone Natura 2000 ou d'autres zones à haute valeur naturelle ;
- Des investissements matériels et/ou immatériels répondants aux nouveaux défis vitaux pour l'agriculture européenne (le changement climatique et les énergies renouvelables, la gestion de l'eau et la biodiversité) : amélioration de l'efficacité de l'utilisation des engrains azotés, efficacité énergétique, production de biogaz, cultures énergétiques pérennes, économies et traitement de l'eau, etc. ;
- Des investissements liés à la mise aux normes dans les domaines de la protection de l'environnement.

Les mesures agro-environnementales territorialisées et les aides aux investissements non productifs sont directement articulées avec des politiques contractuelles de préservation des espèces et des habitats et en premier lieu avec le dispositif Natura 2000. Toutefois, ces dispositifs bénéficient à un nombre d'exploitations limité et correspondent à des montants limités vis à vis du montant total des aides du premier pilier, même si ces montants progressent (voir estimations chiffrées en Fiche 11).

Mesures contractuelles en faveur d'une sylviculture durable (Fiche 12). En France, seules les forêts privées de plus de 25 ha et les forêts publiques doivent être réglementairement dotées d'un document de gestion forestière. Les plans simples de gestion pour les surfaces de moins de 25 ha sont néanmoins encouragés. Il s'agit alors d'un engagement contractuel du propriétaire, ce qui lui donne, en contrepartie, accès à des aides publiques. Ce document est alors constitué d'un code de bonnes pratiques et d'un règlement type de gestion. Il permet de s'assurer d'une gestion équilibrée qui prenne en compte les fonctions économiques, environnementales et sociales de la forêt.

Bail environnemental (Fiche 14). Le rapport du Centre d'étude et de prospective du MAAP sur la rémunération des services environnementaux rendus par l'agriculture précise les limites des statuts actuels du fermage pour la mise en œuvre d'outils économiques à vocation environnementale et identifie les apports du bail environnemental. Ainsi, concernant les baux classiques, le rapport mentionne que « Dès lors que l'exploitant agricole a signé un bail, il est très libre sur l'utilisation du fonds, notamment pour le choix des cultures sous réserve d'exploiter « en bon père de famille », sans compromettre l'utilisation

future des terrains et sans possibilité de « changement de destination » du fonds. Si le propriétaire constate une dégradation du fonds à l'issue du bail, il peut en effet demander une expertise puis une indemnisation par le fermier. À l'opposé, le fermier peut demander une indemnité s'il a amélioré les potentialités du terrain. La loi impose au locataire qui veut réaliser des améliorations sur le terrain agricole – par exemple forage ou drainage – de notifier au propriétaire ses projets. Le propriétaire, s'il est d'accord, peut alors soit laisser faire le fermier, soit effectuer les travaux à sa place, auquel cas le fermier ne sera pas indemnisé. Le propriétaire ne pourrait pas, de façon générale, imposer à son locataire des contraintes liées au respect d'un contrat environnemental, car le bail donne droit à la « jouissance du bien » : un propriétaire ne peut pas, par exemple, imposer au fermier une réduction de l'usage des engrains ou des pesticides sur ses terres, sauf dans le cas du bail environnemental et sous certaines conditions. »

« Le bail environnemental a été créé par la loi d'orientation agricole du 5 janvier 2006. Il est destiné aux collectivités publiques ou associations de préservation de la nature propriétaires d'espaces naturels qu'elles souhaitent mettre en valeur, et aux propriétaires privés dans les espaces protégés. Il permet d'imposer des pratiques agricoles plus respectueuses de l'environnement sur les parcelles qu'il désigne. Le bail environnemental permet aux propriétaires d'inclure des clauses prescrivant au bailleur des pratiques culturelles spécifiques visant à préserver l'environnement, la biodiversité, les paysages et la qualité de l'eau ou des produits. Ce bail ne peut être conclu que dans certaines zones géographiques précisées par le décret (espaces naturels protégés, zones humides, aires de captage, etc.) pour des bailleurs publics, des associations agréées pour la préservation de l'environnement ou des bailleurs privés (si leurs parcelles sont situées dans des espaces naturels particuliers et les clauses conformes au document de gestion officiel en vigueur dans ces zones). La parcelle concernée par un bail environnemental doit faire l'objet d'un document de gestion officiel. Les clauses environnementales doivent être arrêtées en accord avec le fermier. La présence de clauses environnementales dans le bail peut entraîner une réduction du montant du fermage si elle implique des contraintes pour le fermier. Le non-respect par le repreneur des clauses environnementales inscrites dans le bail peut conduire à sa résiliation. La question qui demeure est donc d'étendre le bénéfice du bail environnemental à tout propriétaire engagé à sa demande dans un programme public de mise en valeur environnementale de son bien. »⁷⁴

Le Conservatoire du littoral fait recours à des baux particuliers à vocation environnementale.

Mécanisme d'APA (Fiche 16). Dans le cadre de la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) est actuellement négocié un protocole sur l'accès aux ressources génétiques et le partage des avantages issus de leur utilisation (APA). Au sein de ces négociations, la France a un positionnement particulier, puisqu'elle est à la fois utilisateur et fournisseur de ressources génétiques. Elle est pays utilisateur du fait de l'importance de son secteur industriel (industries pharmaceutique, cosmétique, etc.) et de la recherche ; et pays fournisseur du fait notamment de la biodiversité en outre-mer et de l'étendue de ses eaux territoriales.

La France n'a pas mis en place à ce stade de dispositif législatif général sur l'APA, à l'exception du Parc amazonien de Guyane et de la Province Sud de Nouvelle-Calédonie (cf. infra). La complexité de la problématique de l'APA en France s'explique par la diversité des situations socio-économiques et juridiques entre la métropole et l'outre-mer (et au sein même de l'outre-mer) et par les vides juridiques relatifs à l'APA au niveau national.

En dehors des dispositifs d'APA existant en outre-mer, les transactions concernant l'utilisation des ressources génétiques se matérialisent actuellement par la conclusion de contrats, régis par la loi des parties, et par des partenariats entre chercheurs français et étrangers. Ces transactions se déroulent en l'absence de cadre juridique national sur l'APA qui obligeraient les utilisateurs à obtenir de l'État une autorisation d'accès et à conclure un contrat.

Toutefois, l'APA peut être indirectement encadré par le droit existant, notamment la législation sur les espèces et espaces protégés (ex : Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction, législation nationale sur les espèces protégées)⁷⁵ et le droit maritime (autorisations de recherche scientifique marine délivrées par le MAEE). Les droits réels s'appliquant aux échantillons biologiques sont une autre branche de droit permettant de couvrir le champ des ressources génétiques : il revient au propriétaire de ces ressources d'octroyer ou non l'accès aux échantillons, sans qu'il puisse pour autant revendiquer des droits ou imposer des obligations relatifs à la ressource génétique, notamment en termes de partage des avantages.

Le statut juridique des ressources génétiques est un élément important de tout dispositif national sur l'APA. Cette question s'est notamment posée au moment de l'entrée en vigueur du Traité de la FAO sur les ressources phytogénétiques pour l'alimentation et l'agriculture (système d'APA spécialisé). A ce stade, le Code de l'Environnement stipule que « Les [...] ressources et milieux naturels [...] font partie du patrimoine commun de la nation », et leur gestion est d'intérêt général (art.

⁷⁴ Extraits du rapport du MAAP précédemment cité.

⁷⁵ A titre d'exemple, en régulant l'accès à un espace protégé tel qu'un Parc National, ou s'il s'agit d'une espèce dont la cueillette est interdite ou soumise à autorisation, l'accès à la ressource génétique sera de fait restreint.

L.110-1). La Charte nationale pour la gestion des ressources génétiques de 1998 organise leur identification et leur conservation dans cette perspective patrimoniale, en prévoyant notamment la constitution de collections nationales. Cependant, les ressources génétiques n'ont actuellement pas de statut juridique dans le droit français, à l'exception de celles qui sont protégées par un droit de propriété intellectuelle, uniquement pendant la durée de cette préservation. Ainsi, le statut des ressources génétiques qui ne sont ni le résultat d'une innovation, ni notoirement connues est incertain.

Le cas particulier de l'outre-mer français. S'il n'existe pas de législation générale sur l'APA en France, des dispositions particulières sur l'APA ont été arrêtées pour le Parc amazonien de Guyane et dans la Province Sud de Nouvelle-Calédonie.

En Guyane, il existe des espaces protégés aux statuts divers, dont les régimes réglementent l'accès ainsi que le prélèvement des ressources situées dans leur zone. Le Parc Amazonien de Guyane dispose en plus d'un régime d'autorisation concernant l'accès aux ressources génétiques des espèces prélevées au cœur du parc (Loi n° 2006-436 du 14 avril 2006). Ce régime prévoit que le Conseil régional rend un avis conforme en tant qu'autorité compétente, après consultation de l'établissement public du Parc amazonien, composé entre autres des représentants des communautés d'habitants du Parc. Des sanctions pénales assorties des peines correspondantes sont prévues en cas de violation de ces dispositions.

En Nouvelle-Calédonie, en tant que collectivité territoriale sui generis, la gestion des ressources naturelles, biologiques et génétiques n'apparaît pas comme domaine de compétence ni de l'Etat, ni de la Nouvelle-Calédonie. De ce fait la compétence dans ce domaine relève des provinces. Dans la Province Sud, la Délibération 06-2009 du 18 février 2009 relative à la récolte et à l'exploitation des ressources biochimiques et génétiques a été intégrée au Code de l'environnement provincial. Elle précise la procédure d'accès, les modalités de partage des avantages entre « le récolteur » des ressources génétiques et « le propriétaire des terres sur lesquelles se trouvent les ressources convoitées », et les sanctions éventuelles liées à la violation des interdictions telles que la cueillette, l'utilisation ou la mise en vente de ressources naturelles sauvages, en dehors de toute autorisation accordée. La délibération ne prévoit pas de dispositions relatives aux savoirs traditionnels qui sont du ressort de la Nouvelle Calédonie et non des autorités provinciales.

Dans le reste des départements et territoires d'outre-mer, bien qu'il n'existe pas encore de procédure d'APA, une pratique contractuelle a pu être observée. C'est le cas par exemple en Polynésie française, où la Délégation à la recherche a développé une pratique contractuelle en l'absence de législation spécifique sur l'APA : des conventions ont ainsi pu être signées entre des chercheurs étrangers désirant procéder à des collectes *in situ* et le président de la Polynésie française.

Les perspectives et principaux points en réflexion sont présentés à la partie V.10.

Labellisation environnementale (Fiche 17). On entend par labellisation environnementale divers outils faisant intervenir un signe distinctif (logo, étiquette sur un emballage) qui est appliqué à un produit ou service et indiquent - sans forcément apporter de garantie - qu'il remplit des critères environnementaux, et parfois sociaux, prédéterminés. Un label environnemental permet de faire une déclaration positive sur les aspects environnementaux du produit et reconnaît ainsi l'effort environnemental du producteur. En mettant cette information à disposition des consommateurs, il réduit les asymétries d'information entre producteurs et consommateurs. En reconnaissant les pratiques ayant le moins d'impact sur l'environnement, l'écolabel contribue à sa protection, sous réserve que la prime générée par la différenciation (augmentation de prix ou des parts de marchés) soit une motivation suffisante à l'adoption de pratiques plus respectueuses.

Quand un organisme indépendant donne une assurance écrite que le produit ou le service sont conformes aux exigences spécifiées dans une norme ou un référentiel, il s'agit d'une certification. Les labels et les certifications sont des démarches volontaires. La définition de la certification est précise. En revanche les démarches menant à la labellisation sont plus ou moins contraignantes. Dans le secteur des produits agroalimentaires, l'utilisation du terme label est rigoureusement circonscrite aux seuls labels officiels de l'origine et de la qualité.

Plusieurs labels ciblent certains modes de gestion des écosystèmes. C'est le cas des labels portant sur la forêt, sur la pêche ou sur l'agriculture biologique par exemple. Leurs critères portant sur l'économie des ressources ou sur l'écotoxicité constituent une prise en compte indirecte de la biodiversité. Ainsi les labels sur la pêche visent directement à assurer une gestion durable de la ressource. Le label agriculture biologique est attaché à un système de production qui favorise la biodiversité, les activités biologiques des sols et les cycles biologiques.

Plus de 300 labels incluant des critères environnementaux sont en vigueur dans le monde. De nombreux secteurs sont concernés et une même catégorie de produits peut être couverte par des labels environnementaux concurrents, nationaux ou internationaux. Par souci de clarification, l'Organisation internationale de la normalisation (ISO) a établi 3 types d'étiquetage environnemental (présentés dans la fiche 17) pour lesquels elle a élaboré des normes de bonnes pratiques.

Dans le domaine forestier, le label historique Forest Stewardship Council (FSC) est largement devancé par le label créé en 2000 par des industriels européens du bois, Program of the Endorsement of Forest Certification Scheme (PEFC), qui représente 75 % des forêts certifiées. Au total, près de 300 millions d'hectares de forêts sont intégrées dans ces programmes dans le monde⁷⁶, soit près de 12 % des forêts exploitées (selon la FAO). Les secteurs de la pêche, avec le label dominant Marine Stewardship Council (MSC), du tourisme (avec l'écolabel européen pour les services touristiques) ou encore de l'alimentation biologique (label AB) connaissent une forte progression. Avec une croissance au plan national de 25 % en 2009 contre 10 % en 2007, les produits biologiques représentent 2,6 milliards d'euros de chiffres d'affaires (Agence bio). En 2008, 31 % des français déclaraient choisir régulièrement des produits plus respectueux de l'environnement contre moins de 17 % en 2005 (Maitre, 2010).

Affichages des impacts environnementaux sur les produits de consommation courante (Fiche 18). Si les labels environnementaux relèvent de démarches volontaires, la loi de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle Environnement prévoit que « la mention des impacts environnementaux des produits et des prestations de services en complément de l'affichage de leur prix sera progressivement développée (...) ». L'expérimentation sur quelques catégories de produits débutera courant 2011. Il s'agira notamment d'informer le consommateur de la consommation de ressources naturelles ou de l'impact sur les milieux naturels qui sont imputables au produit au cours de son cycle de vie (article 85 du Grenelle 2).

Information sur les performances des entreprises (Fiche 19). Des outils volontaires ou réglementaires permettent d'informer les parties prenantes et le public sur les pratiques environnementales des entreprises. Ces outils visent à favoriser la transparence sur les pratiques environnementales, et parfois sociales, des entreprises et peuvent ainsi favoriser le dialogue et l'adoption de mesures sur ces aspects concrets du développement durable entre le conseil d'administration, les actionnaires ou associés, les directions exécutives et les salariés au sein même de l'entreprise.

En France, la loi n°2001-420 du 15 mai 2001 relative aux nouvelles régulations économiques (NRE) impose aux entreprises d'expliquer, dans leur rapport de gestion, ce qu'elles font pour mieux gérer leurs impacts sociaux et environnementaux. Ce dispositif met l'information sociale et environnementale au même niveau que l'information financière. Ce parallélisme s'applique aussi pour les sanctions.

Depuis le début des années 2000, le nombre d'entreprises qui publient un rapport de développement durable - intégré ou non aux rapports de gestion - s'accroît. Ainsi, en 2008 elles étaient plus de 3000 au niveau mondial à utiliser le référentiel G3 de la *Global Reporting Initiative*.

Outils d'auto-diagnostic des entreprises (Fiche 20). Les entreprises dépendent des services rendus par les écosystèmes, tels que l'eau douce, le bois, et les ressources génétiques par exemple. Bien souvent, les entreprises n'ont pas conscience de ces liens de dépendance et des risques et opportunités qui en découlent. Les outils d'auto-évaluation permettent aux entreprises d'évaluer leurs interactions avec la biodiversité, c'est-à-dire à la fois les impacts (positifs ou négatifs) de leurs activités sur la biodiversité et leurs liens de dépendance avec les services rendus par les écosystèmes, sur l'ensemble de la chaîne de valeur. Les interactions évaluées sont à la fois directes (ex : production dépendante d'un approvisionnement stable en ressources naturelles) et indirectes (ex : vulnérabilité des fournisseurs, sensibilité des clients). Une seconde étape permet d'évaluer les risques et opportunités découlant de ces interactions. Dans leur version actuelle, ces outils proposent une évaluation essentiellement qualitative.

Les outils d'auto-évaluation existants relèvent tous d'une démarche volontaire de la part des entreprises. A travers la démarche qu'ils proposent, ces outils incitent les entreprises à élaborer des programmes d'actions pour mieux gérer les liens entre la santé des écosystèmes et leur rentabilité (cas de l'*Ecosystem Services Review : ESR*⁷⁷), et aident les investisseurs (banque, assurance) à évaluer les risques et opportunités d'une entreprise en lien avec la biodiversité (cas de l'*Ecosystem Services Benchmark*). Le *World Resources Institute* estime qu'entre 200 et 300 entreprises ont utilisé l'outil ESR de 2008 à début 2010. En France, l'Indicateur d'interdépendance Entreprise-Biodiversité (IIEB) a été développé par l'association Orée et la Fondation pour la recherche sur la biodiversité en 2008. Il s'adresse à la fois aux entreprises et aux collectivités et a été testé sur une quarantaine d'entreprises. Ces outils viennent compléter et non se substituer aux outils de gestion environnementale existants.

Outils financiers. Le développement de produits financiers pour la biodiversité fait surtout l'objet de projets et de réflexions prospectives dans les pays anglo-saxons. La France a peu investi sur ce type d'outils, si ce n'est dans son action internationale (cf. Encadré 22).

⁷⁶ UNECE 2007. *Forest products markets annual review 2006-2007*. Geneva Timber and Forest Study Paper 22, United Nations Economic Commission for Europe, Timber Sector. 154 pp.

⁷⁷ L'Evaluation des services rendus par les écosystèmes (ESR) conçu par le *World Business Council for Sustainable Development (WBCSD)*, le *World Resources Institute (WRI)* et le *Meridian Institute* et lancé en mars 2008

IV.4.3. Les outils basés sur la limitation des quantités, la création de droits de propriété et de marchés

Quotas attribués dans le cadre des plans de chasse. En France, des quotas individuels sont attribués dans le cadre du plan de chasse⁷⁸. Ces quotas ne sont pas transférables mais ils sont payants.

Quotas individuels transférables dans le domaine de la pêche, QIT (Cf. Fiche 23 et partie IV.5.3 sur les expériences internationales). Si la communauté européenne, en particulier à travers la Politique commune de la pêche, et notamment la France, ont mis en place des quotas pour préserver les ressources halieutiques, ceux-ci ne sont pour l'instant pas transférables. Les ressources font donc bien, en France, l'objet de « droits de propriété », mais ces droits ne peuvent pas être échangés sur des marchés.

Droits d'aménagements transférables, DAT (voir Fiche 24 et partie IV.5.3). Exceptées quelques initiatives isolées et parfois anciennes sur le transfert de coefficient d'occupation des sols (COS), les DAT ne sont pas répandus en France. L'aménagement urbain s'appuie sur la réglementation, notamment des documents d'urbanisme, et l'acquisition foncière.

IV.4.4. Les outils de financement

Fonds et fondations (Fiche 25). Les fonds pour l'environnement sont des instruments qui facilitent, par un soutien financier et parfois technique, la réalisation d'investissements dans des projets et le développement de politiques environnementales avec une vision de long terme. En général, un fonds est consacré à une problématique environnementale spécifique comme le changement climatique, la conservation de la biodiversité, des espèces... Il existe une grande diversité de fonds environnementaux, certains sont adossés à des conventions internationales, d'autres sont nationaux ou initiés par des ONG de la conservation et juridiquement indépendants. Cette hétérogénéité se répercute dans leur fonctionnement.

Parmi les fonds qui contribuent au financement de politiques de préservation de la biodiversité et des services écosystémiques, on recense entre autres : le Fonds pour l'environnement mondial, le Fonds français pour l'environnement mondial, le *Global Mechanism* (Convention sur la lutte contre la désertification), le *Life Web* (Convention sur la diversité biologique), le *Forest Carbon Partnership Facility* (Banque Mondiale), LIFE + (Instrument financier pour l'environnement, de la Commission européenne) et le Fonds européen agricole pour le développement rural (FEADER).

Le PNUE⁷⁹ identifie les types de fonds suivants :

- **Fonds de dotation** : Ces fonds peuvent être établis grâce à des ressources privées et/ou publiques. La dotation est placée et les intérêts sont investis dans des projets environnementaux ;
- **Fonds d'amortissement** : Contrairement aux fonds de dotation, le capital initial des fonds d'amortissement est graduellement consommé sur une période déterminée ;
- **Fonds renouvelables** : les fonds renouvelables reçoivent régulièrement des ressources nouvelles qui sont financées par les cotisations des membres, des donations individuelles, une rémunération de services environnementaux ou au travers de «taxes pour préservation» payées par tous les touristes étrangers, par exemple. C'est le cas du FEM, du FFEM et du FEADER ;
- **Fonds de Capital-Risque pour la biodiversité** : les fonds de capital-risque sont des programmes conçus pour traiter des besoins spécifiques inhérents à des entreprises dans le domaine de la biodiversité, impliquant un fort degré de risque ;
- **Fonds d'investissement éthique** : Ces fonds couvrent des portfolios d'investissements qui sont sélectionnés selon certains critères éthiques, sociaux ou environnementaux.

Le mécanisme de fonds peut avoir des utilisations très larges. Nombre de pays et de projets remplissent les conditions d'éligibilité à un fonds et peuvent donc faire des demandes de subventions. Tous les fonds posent des critères d'éligibilité sur le projet mais souvent aussi sur l'entité réceptrice des fonds.

Le FEADER (fonds européen agricole pour le développement rural), cadré par le règlement 1698-2005 du Conseil, comprend un axe 2 réservé à l'environnement et dont le taux est fixé à au moins 25 %. En France cet axe 2 est budgété à hauteur de 54 % du total et recouvre ainsi un volume significatif de soutiens pour des actions à vocation environnementale. La programmation 2007-2013 du Programme de développement rural hexagonal, qui en constitue le principal instrument en France, s'établissait à 13,5 Md d'euros. Sa caractéristique est d'associer aux financements communautaires des financements nationaux ou de niveau

⁷⁸ Un plan de chasse consiste dans l'attribution pour un territoire donné d'un quota d'animaux à capturer, le plus souvent à tir mais aussi à courre, pour une ou plusieurs saisons de chasse. Il concerne principalement le cerf, le chevreuil, le mouflon, le daim, le chamois et l'isard pour lesquels il est obligatoire sur tout le territoire national. Il vise à une gestion équilibrée des animaux et des cultures agricoles ou forestières.

⁷⁹ Le Programme des Nations-Unies pour l'environnement (PNUE) a publié en février 2003 un projet de document à destination de son Groupe de travail sur les instruments économiques, intitulé « Le rôle des instruments économiques dans le contexte de la biodiversité liée aux engagements multilatéraux sur l'environnement ». Le document établit une liste de fonds et autres formes d'aide financière.

régional. Ainsi, sur la période 2007-2013, il était budgété 5,7 Md d'euros en provenance du FEADER, 5,8 Md d'euros de crédits d'État, 1,6 Md d'euros des collectivités territoriales et près de 400 M d'euros de crédits des agences de l'eau. Ces crédits sont destinés à :

- soutenir l'agriculture des zones de montagne et zones défavorisées, caractérisées notamment par l'exploitation de prairies naturelles ou peu productives, riches en biodiversité,
- financer des mesures contractuelles en zone Natura 2000 ou destinées à répondre aux objectifs de la Directive cadre sur l'eau ;
- encourager la reconstitution du potentiel forestier et sa protection.

LIFE+ finance des actions qui contribuent à la préparation, la mise en œuvre et l'actualisation de la politique et de la législation communautaires dans le domaine de l'environnement. Cet instrument financier cherche également à faciliter l'intégration de l'environnement dans les autres politiques. L'enveloppe financière de LIFE+ est de 2,1 Md euros pour la période 2007-2013. Au moins 78 % des ressources de LIFE+ sont affectés à la subvention de projets. Chaque année, la Commission lance un appel à propositions tenant compte du programme stratégique pluriannuel et des priorités nationales. Les projets financés doivent avoir un caractère pilote ou de démonstration. Ils peuvent notamment concerter la protection des oiseaux sauvages ou des habitats. Le cofinancement de LIFE+ se monte au maximum à 50 % des coûts éligibles ; toutefois, pour les projets de protection d'habitats ou d'espèces prioritaires, LIFE+ peut financer jusqu'à 75 % de ces coûts.

Au delà de sa contribution (164 millions d'euro pour 4 ans) au Fonds pour l'environnement mondial, la France a créé un fonds spécial, le Fonds français pour l'environnement mondial (FFEM), qui sert à financer des projets environnementaux, particulièrement dans les pays africains (surtout Afrique sub-saharienne) et méditerranéens. L'un de ses domaines d'intervention est la biodiversité ; un autre domaine, qualifié de mixte, associe préservation de la biodiversité et lutte contre l'effet de serre. De sa création en 1994 à fin 2009, le FFEM a accepté de co-financer 204 projets pour un montant total de 226 M d'euros de financements directs, dont 112 M d'euros pour la biodiversité. Les financements alloués à la biodiversité représentent en moyenne 11,5 % du budget des projets ciblés.

Les fonds peuvent être associé à d'autres outils aussi bien en amont qu'en aval de leur action. L'alimentation des fonds peut être assurée par un système de taxes, de redevances, de paiements provenant des services environnementaux, etc. En aval, les fonds peuvent soutenir des programmes de paiements pour services environnementaux ou abonder d'autres fonds comme les fonds fiduciaires pour l'environnement qui gèrent souvent des projets locaux, aires protégées, etc.

Echange dette nature (Fiche 26). L'Echange Dette-Nature est un mécanisme prévoyant la renégociation, conversion ou l'annulation de tout ou partie de la dette d'un pays en développement par un créiteur ou un intermédiaire ayant racheté une dette (ONG de conservation...). En échange, le pays débiteur s'engage à financer, pour un montant déterminé par les parties, la conservation de l'environnement et de la biodiversité. La France a notamment conclu en 2006 (avec le Cameroun) un contrat de désendettement développement (C2D) dont une partie est consacrée à la préservation de la biodiversité en forêt tropicale. Elle a également conclu des contrats C2D largement axés sur la biodiversité avec Madagascar et le Mozambique. Des accords d'échange dette-nature ont aussi été conclus avec le Gabon et la Jordanie.

L'appui international de la France dans le domaine de la biodiversité fait largement appel à des outils économiques et notamment à des prêts. En dehors de la contribution française au FEM et des projets innovants appuyés par le FFEM, cet appui est notamment mis en œuvre par l'Agence française de développement (voir Encadré 22).

Encadre 22 : La biodiversité dans l'action de l'AFD

La biodiversité fait partie des thématiques d'intérêt de l'Agence française de développement, qui y a consacré 89 M d'euros de prêts et 26 M d'euros de dons en 2008, ce qui représente environ 2 % de son portefeuille.

L'action de l'AFD en matière de biodiversité vise d'abord à renforcer les moyens dédiés à la biodiversité, en finançant la gestion durable des écosystèmes : par la mise en place et l'organisation de la gestion d'aires protégées, la gestion durable de la pêche et la foresterie durable.

L'appui à la mise en place d'aires protégées gérées durablement passe notamment par le développement d'activités rémunératrices au profit de la structure de gestion mais aussi des populations locales qui peuvent subir des coûts d'opportunité : définition de droits d'entrée, préparation de business plans, concessions à des opérateurs privés sous conditions de gestion, développement de l'écotourisme, gestion intégrée des zones de chasse, par exemple.

L'AFD appuie la conception et le financement de projets qui visent ces objectifs, majoritairement sur prêts ou, dans certains pays et sous certaines conditions, sur don. Certains de ces projets mettent en place ou abondent des fonds fiduciaires de conservation nationaux ou transnationaux⁸⁰, notamment pour le financement d'aires protégées. Ces projets ont déjà acquis du recul et ont donné lieu à des travaux de capitalisation, soutenus par l'AFD et le Fonds français pour l'environnement mondial (FFEM)⁸¹.

Le financement de la biodiversité passe aussi par des échanges dette-nature (voir fiche 26) qui ont notamment été conclus dans le cadre du programme Contrat de désendettement et de développement (C2D) pour les pays pauvres très endettés. Ainsi, la moitié du programme C2D de 8M euros conclu avec le Mozambique sera consacrée au secteur de l'environnement, 4 M d'euros pour financer la gestion durable d'une aire protégée au nord du pays et 4 M d'euros pour la création d'un fonds fiduciaire national pour le financement des aires protégées. La moitié du C2D conclu avec Madagascar en 2008, soit 16 M d'euros, vise à préserver la biodiversité en contribuant au capital de la Fondation malgache pour les aires protégées. D'autres échanges dette-nature ont été conclus dans le cadre d'accords spécifiques, avec la Jordanie (projet de conservation de la flore) et le Gabon.

L'AFD cherche également à intégrer la biodiversité dans les politiques, stratégies et projets sectoriels et applique, pour les gros projets, les principes de la Société financière internationale (SFI) et notamment ses standards de procédure n°6 sur la biodiversité et les milieux naturels et n°1 sur le management environnemental. La compensation des dommages résiduels à la biodiversité est ainsi prévue dans ces projets, qui appliquent la séquence éviter / réduire / compenser les dommages résiduels à la biodiversité. L'Agence développe également, avec des clients souhaitant aller au-delà de ces exigences, des démarches volontaires d'action supplémentaires en matière de compensation des dommages à la biodiversité. Par ailleurs, certains programmes innovants financent des lignes de crédit vertes qui ouvrent un accès au crédit bonifié à des opérateurs locaux conditionné à un niveau de performance environnementale.

Enfin l'AFD contribue à la définition de politiques publiques de développement sobres en ressources biologiques, en participant, sous l'égide du MAEE, aux négociations internationales sur ce thème (IPBES, Convention sur la diversité biologique, concertation interbailleurs...) et en apportant un appui aux Etats et collectivités locales intéressés aux côtés d'autres institutions qui interviennent en ce sens (FFEM, Banque mondiale, KfW, Fond Mondial pour l'Environnement...).

L'AFD finançant essentiellement à partir de prêts, la rentabilité des investissements pour les pays concernés est une dimension clé, d'où l'importance de la dimension économique de la biodiversité et de sa valorisation. Certains des instruments utilisés par l'AFD, qui s'inscrivent dans cette logique, peuvent être considérés comme des mécanismes de financement innovants (cf. lignes de crédit vertes). A moyen terme, la politique « biodiversité » de l'AFD pourrait s'appuyer sur le développement de ce type de produits mais aussi sur le renforcement du suivi - évaluation de l'efficacité des mesures prévues sur chaque projet en application de la séquence éviter / réduire / compenser, et sur la capitalisation de programmes dédiés (une étude capitalisant les programmes de paiements pour services environnementaux devrait ainsi aboutir à l'automne 2010).

IV.4.5. Les outils dommageables à la biodiversité

Il existe, dans le cadre des politiques françaises et européennes, un certain nombre de mesures fiscales susceptibles d'avoir un effet dommageable sur la biodiversité, notamment dans les domaines de l'agriculture, de la forêt (encouragement au reboisement des friches et landes riches en biodiversité ordinaire), de la pêche (incitation au renouvellement des flottilles et à l'installation des jeunes pêcheurs) ou de l'aménagement du territoire (les mesures fiscales visant à encourager la construction peuvent être dommageables lorsqu'elles viennent soutenir l'étalement urbain et l'artificialisation des sols). Une expertise est en voie d'être finalisée au sein du MEDDTL en réponse aux articles 26⁸² et 48⁸³ de la Loi Grenelle I et devrait être publiée à

⁸⁰ Cas du Fonds transnational de la Sangha.

⁸¹ Conservation Finance Alliance, Groupe de travail sur les fonds environnementaux : Revue des expériences des fonds fiduciaires pour la conservation de la biodiversité, mai 2008 ; disponible sur :

http://www.ffem.fr/jahia/webdav/site/ffem/users/admiffem/public/Publications/Revue_Fonds_fiduciaires_biodiversite_Resume_executif.pdf

Evaluation détaillée publiée en 1999 par le Fonds pour l'environnement mondial (FEM) : Évaluation de l'expérience des fonds fiduciaires pour la préservation de la biodiversité.

⁸² « Six mois après la publication de la présente loi, l'Etat, sur la base d'un audit, fera état des mesures fiscales défavorables à la biodiversité et proposera de nouveaux outils permettant un basculement progressif vers une fiscalité mieux adaptée aux nouveaux enjeux environnementaux. » (Article 26)

l'automne 2010. Cette analyse sera prolongée par un groupe de travail sous la conduite du Centre d'analyse stratégique durant le dernier trimestre 2010.

En 2005, le souci de réformer les subventions dommageables a pu contribuer à justifier la réforme du prêt à taux zéro qui appuie l'acquisition de logements par les primo-acquéreurs, sous condition de ressources. Le prêt à taux zéro, d'abord ciblé sur la construction neuve et sur le logement ancien nécessitant des travaux importants, a été ouvert en 2005 aux logements anciens sans condition de travaux ; limitant ainsi son impact sur la construction diffuse.

L'écoconditionnalité des aides publiques s'inscrit dans la même logique que la réforme des subventions dommageables, même si les deux notions ne se recoupent pas totalement. Certaines politiques, notamment communautaires, prévoient déjà des mesures d'écoconditionnalité. C'est le cas de la politique communautaire relative à la promotion des agrocarburants (voir Encadré 23).

Encadré 23: Ecoconditionnalité : l'exemple des biocarburants⁸⁴

Pour être éligibles aux financements européens, les producteurs de biocarburants doivent respecter des principes de durabilité, qui incluent l'impact sur la biodiversité, en particulier :

- L'utilisation de biocarburants doit atteindre des objectifs de réduction des émissions (au moins 35 % actuellement, puis 50 % à partir de 2017) ;
- La production de biocarburants et bioliquides ne doit pas venir de terres à grande valeur de biodiversité, ni de terres présentant un important stock de carbone.

Au-delà des dispositifs mis en place par les Etats-membres, la Commission peut conclure des accords avec les pays tiers pour reconnaître que les critères de durabilité ont été appliqués aux biocarburants importés.

En France, la loi de programmation du Grenelle Environnement, dite Grenelle 1, adoptée en 2009, prévoit que « La production en France des biocarburants est subordonnée à des critères de performances énergétiques et environnementales comprenant en particulier leurs effets sur les sols et la ressource en eau. »

IV.5 Des expériences étrangères d'outils peu ou pas utilisés en France

IV.5.1. Les outils contribuant à internaliser les dommages

Les banques de compensation (Fiche 4). Un système de banques de compensation est un dispositif de marché optionnel qui permet aux maîtres d'ouvrage de s'acquitter de leur obligation de compensation en ayant recours à une offre préexistante. Le recours à un système de marché vise à maximiser le rapport coût-efficacité des mesures compensatoires (voir fiches 3 et 4).

L'opérateur d'une banque de compensation détient ou acquiert un terrain qu'il s'engage à restaurer, ou à maintenir, et à gérer sur une longue durée voire à perpétuité conformément à des objectifs environnementaux ciblés. L'opérateur soumet son projet à une autorité publique qui l'autorise ou non à vendre des crédits à des aménageurs dans une zone géographique donnée (ex : biorégion en Australie, zone de services écologiques aux Etats-Unis). Ces crédits sont générés à l'avance sans présumer des impacts effectifs de futurs projets d'aménagement. Ils sont ciblés sur des types d'atteintes précis et peuvent porter sur des espèces ou leurs habitats. Les crédits d'une banque peuvent être vendus à un seul ou à plusieurs maîtres d'ouvrage.

Les systèmes de banques de compensation répondent à des conditions communes de fonctionnement, à savoir une obligation claire de compensation dans la réglementation, des méthodes d'évaluation standardisées permettant d'établir les équivalences, et l'encadrement du marché par les autorités en charge de l'environnement au niveau national et/ou local.

Plusieurs pays de droit anglo-saxon ont mis en place des systèmes de banques de compensation. Ainsi, en 2007, le marché de la compensation aux États-Unis comptait environ 400 banques, pour des volumes financiers d'échanges estimés de 1,2 à 2,4 milliards de dollars par an dans le cas des zones humides⁸⁵ et à 45 millions de dollars par an pour les espèces protégées. Les structures privées sont les principaux opérateurs de banques de compensation aux États-Unis (plus de 60 %). Le prix des crédits varie entre 1 500 dollars et 600 000 dollars, selon le type d'espèce ou d'habitat visé, la nature des mesures techniques engagées, et le foncier. Ces systèmes demeurent rares en Europe, même si plusieurs États, dont l'Allemagne, les Pays-Bas et la France, les prévoient ou les expérimentent.

⁸³ « Le gouvernement présente au Parlement une évaluation de l'impact environnemental des aides publiques à caractère budgétaire ou fiscal. Les aides publiques seront progressivement revues de façon à s'assurer qu'elles n'incitent pas aux atteintes à l'environnement. »

⁸⁴ Sources : Loi Grenelle 1 et Directive européenne 2009/28/CE relative à la promotion de l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables, qui est entrée en vigueur en 2009 et doit être transposée en 2010.

⁸⁵ Source : <http://www.speciesbanking.com/>.

IV.5.2. Les outils contribuant à rétribuer des bonnes pratiques

La modulation des transferts fiscaux bénéficiant aux collectivités locales (Fiche 7). Certains pays ou états modulent les transferts fiscaux entre niveaux de gouvernance en fonction de critères liés aux efforts de préservation des espaces naturels. La première expérience de ce type date de 1992 et a été mise en œuvre dans l'Etat de Paraná au Brésil. Depuis, d'autres états du Brésil ont adopté des dispositifs similaires. Au Portugal, la superficie en espaces protégés est prise en compte dans le montant des transferts de l'Etat vers les communes. Ce critère peut, dans certains cas, représenter une part très importante du budget d'une commune. En Allemagne, certains Länder incluent des critères liés à la gestion de biens environnementaux dans leurs transferts aux communes, mais la biodiversité n'est pas pour l'instant prise en compte. Le poids donné aux différents types d'espaces protégés est parfois pondéré pour tenir compte du niveau et de l'efficacité de la protection, comme c'est le cas dans l'Etat de Paraná au Brésil.

Les paiements pour service environnementaux (Fiche 9). Il n'existe pas de définition formelle au niveau international des paiements pour services environnementaux (PSE). Le périmètre des instruments qui sont considérés comme des PSE varie très largement selon les sources. Néanmoins, Wunder (2005) considère comme PSE : une transaction volontaire où un service environnemental clairement défini est acheté par un ou plusieurs usagers à un ou plusieurs « fournisseurs », si et seulement si le fournisseur assure effectivement la provision du service (conditionnalité). Les usagers peuvent être privés ou publics, l'Etat pouvant représenter les usagers, en particulier lorsque le service environnemental correspond à un bien public. Le niveau de paiement peut viser à compenser le coût d'opportunité pour le fournisseur (si le choix du mode de gestion implique de renoncer à d'autres options plus profitables), ou refléter les bénéfices du service écosystémique ciblé.

Le PSE est un mécanisme qui traduit des valeurs environnementales non-marchandes⁸⁶ en incitations financières tangibles en créant un lien entre les fournisseurs de services et les bénéficiaires. Ce concept applique la logique du théorème de Coase (1960), qui montre que dans un modèle où les coûts de transaction sont nuls et où les droits de propriété sont clairement définis, le libre jeu de la négociation entre les parties affectées par une externalité aboutit à un optimum indépendant de l'attribution initiale des droits. Le PSE relève d'un paradigme différent de celui du pollueur-paye, ici le principe sous-jacent est celui de l'usager payeur.

Les paiements pour services environnementaux cherchent, dans la pratique, à préserver plusieurs types de biens ou services environnementaux : quantité et qualité de la ressource en eau ; protection des bassins versants contre l'érosion ; régulation des crues ; séquestration du carbone ; conservation de la biodiversité et préservation des paysages par exemple. Il existe presque autant de combinaisons entre les différents paramètres d'un PSE que de programmes mis en œuvre. Par exemple, une enquête réalisée en 2002 par l'Institut international pour l'environnement et le développement (IIED) sur 287 programmes de PSE montre que 11 types de paiements différents étaient utilisés.

Tableau 4 : Principaux paramètres différenciant les PSE

Services	Echelle	Acteurs	Type de paiement	Mécanisme de détermination du paiement
4 types de services font l'objet de PSE :	4 échelles pour la mise en œuvre des PSE :	Fournisseur de service :	-Ex ante	-Fixe
-Séquestration du carbone	-Locale	- propriétaire privé - collectivité locale - autorité souveraine compétente, qui peut être le gouvernement par exemple	-Ex post	-Uniforme
-Protection des bassins versants	-Régionale	Usager :	-Dual avec une partie ex ante et une partie ex post, dont il s'agit de définir le partage	-Enchère inversée
-Conservation de la biodiversité	-Nationale	- entreprise privée/ publique - individu - collectivité locale - ONG environnementale	-Echelonné en petits montants réguliers	-Menu de contrat
-Préservation de la beauté des paysages	-Internationale	Intermédiaire :	-En une fois	-Rétribution conditionnelle aux performances
		- ONG environnementale - collectivité locale - agence locale, nationale - gouvernement - entreprise privée	-En nature	-Négociation directe

Source : Pichot 2010, adapté de Boisset 2008⁸⁷

⁸⁶ Sauf dans le cas de la réduction des émissions de CO₂ qui est devenu de fait un bien sur les « marchés carbone ».

⁸⁷ Pichot H. (2010), Quels sont les effets redistributifs potentiels des outils économiques pour l'environnement dans les pays en développement et les implications en terme de réduction de la pauvreté ? Le cas des Paiements pour services environnementaux et comparaisons, non publié.

L'Organisation l'agriculture et l'alimentation des Nations unies (FAO) recensait 300 PSE en 2007 et les projets qui mettent en place ce type de dispositif augmentent régulièrement en nombre depuis le début des années 2000, même si certains de ces mécanismes ne correspondent pas forcément à une définition stricte des PSE. Si l'on inclut d'autres instruments économiques qui s'apparentent aux PSE, la gamme s'élargit considérablement. Les PSE génèrent plus de 8 milliards de dollars US par an, avec une croissance de 10 à 20 % chaque année (OCDE). Parmi eux, les projets ciblant spécifiquement la biodiversité comptent pour 3 milliards de dollars US environ. Les PSE peuvent permettre de mobiliser un grand nombre d'acteurs concernés, publics, comme privés, même si ce n'est pas toujours le cas. Ainsi, certains projets de PSE nationaux, comme le PSAH au Mexique, concernent potentiellement un grand nombre de fournisseurs de services. Le Fonds de conservation des forêts tasmanien, a été mis en place par le gouvernement australien en 2005 pour protéger 45 600 hectares de forêts sur des terrains privés avec un budget disponible de 50 millions AUD, soit environ 33 millions d'euros. D'autres projets de PSE, notamment lorsqu'ils sont conclus au sein d'un bassin-versant peuvent être de petite ampleur, voire ne concerner que quelques acteurs. Certains petits projets pilotes s'avèrent difficile à répliquer du fait de l'importance de leurs coûts de transaction (notamment en ressources humaines).⁸⁸

S'il est de plus en plus souvent reconnu dans les institutions internationales que les PSE devraient être inclus dans un ensemble de mesures complémentaires (Banque Mondiale), le PSE est pour l'instant utilisé le plus souvent seul. Les Etats-Unis et l'Australie, qui ont une expérience plus longue dans la mise en œuvre des PSE, incorporent certains de leur PSE dans des politiques publiques plus larges alliant différents types d'instruments (*policy mix*). En particulier, les marchés de paiements pour services environnementaux s'appuient largement, dans ces pays, sur des obligations réglementaires de compensation.

Dans les pays en développement, les fonds fiduciaires pour l'environnement peuvent servir d'intermédiaires voire d'investisseurs d'appoint pour faciliter la mise en place d'un système de PSE dont le financement devrait ensuite être autonome.

Les paiements pour Réduction des émissions liées à la déforestation et à la dégradation des forêts, REDD (Fiche 10). REDD est un instrument international en cours de négociation⁸⁹ dont le principe repose sur la rémunération du service environnemental de stockage de carbone dans les forêts des pays hors annexe 1⁹⁰ au titre de la lutte contre le changement climatique⁹¹. Cet instrument a vocation à générer une réduction de la déforestation dans les pays en développement. Au-delà de ce principe général, qui définit REDD comme une forme de paiement pour service environnemental international, ses modalités restent à construire.

REDD a pour objectif principal de limiter le changement climatique, cependant le concept de bénéfices connexes, ou « co-bénéfices », en termes de biodiversité, de développement et de régulation du cycle de l'eau est souvent avancé comme un argument supplémentaire pour sa mise en place.

En pratique, le REDD pourrait être conçu comme un mécanisme à plusieurs niveaux. Au niveau international, les acheteurs (pays signataires de la CCNUCC et leurs entreprises) verseraient des paiements aux pays qui ne sont pas industrialisés ou en transition (pays hors annexe 1 de la CCNUCC) en échange de réductions de la déforestation ou de mesures favorisant ces réductions (réforme des droits foncier). A l'échelle nationale, le pays appliquerait une « stratégie REDD » pour réduire ses émissions liées aux activités forestières.

Les estimations de financement requis pour atteindre une réduction de 50 % en 2030 des émissions liées à la déforestation se chiffrent en milliards de dollars par an. Notons que les estimations disponibles sont peu précises, car fondées sur l'hypothèse forte d'une correspondance entre coûts d'opportunité et coûts de réduction de la déforestation (qui nécessite des politiques d'accompagnement, génère des coûts de transactions, etc.). Dans ce contexte, l'approche par les marchés permettrait de canaliser des sommes beaucoup plus importantes que des mécanismes de financements alternatifs (fonds abondés par des contributions volontaires, par exemple). D'ores et déjà, d'importants volumes financiers ont été apportés par différents États pour alimenter ce type de mécanisme. Cependant cette approche soulève aussi des questions. REDD étant potentiellement amené à être un mécanisme de grande ampleur susceptible de mobiliser des financements importants, les conditions de sa mise en œuvre et ses bénéfices et co-bénéfices potentiels font l'objet de larges débats. Une des principales questions concerne les coûts de transaction associés au mécanisme. Par ailleurs, la récompense versée aux pays, et venant en remplacement des

Boisset G. (2008), Les systèmes de paiements pour services environnementaux (PSE) et l'eau : des opportunités pour aider les agriculteurs ? Synthèse technique. AgroParisTech Engref.

⁸⁸ Sur les PSE, voir notamment : « *Questioning the theory of Payments for Ecosystem Services (PES) in light of emerging experience and plausible developments* », Romain Pirard (IDDR), Raphaël Bille (IDDR) et Thomas Sembrés (Banque mondiale), 2010.

⁸⁹ Le mécanisme REDD n'est pas encore opérationnel. Toutefois, certaines expériences de paiements pour services environnementaux internationaux qui bénéficient aux politiques de préservation de la forêt dans des pays en développement relèvent du même type d'approche.

⁹⁰ Les pays de l'annexe 1 de la CCNUCC, sont d'une part, les pays développés et riches, et d'autre part les « pays en transition vers une économie de marché ».

⁹¹ Le rapport Stern a montré que la préservation des forêts constitue un des gisements les moins coûteux de réduction des émissions de carbone et peut engendrer des co-bénéfices dans les pays en développement, même si l'analyse du rapport Mc Kinsey nuance cette conclusion en fonction du type d'usage alternatif.

revenus des activités abandonnées, serait soumise aux fluctuations des marchés. Enfin, la capacité du futur mécanisme à stopper la déforestation (tropicale notamment) sur le long terme pose question. Certains auteurs estiment que différer la déforestation est déjà un acquis majeur dans le contexte du changement climatique. D'autres s'interrogent sur les contours d'un mécanisme REDD efficace sur les plans de l'éologie, de l'économie et du développement⁹². Il n'en reste pas moins que l'inclusion de la forêt dans la lutte contre le changement climatique apparaît aujourd'hui comme incontournable.

Les servitudes conventionnelles écologiques (Fiche 13). Une servitude conventionnelle écologique, dite servitude environnementale, est un acte juridique volontaire, durablement contraignant, conclu entre un propriétaire foncier et une personne publique ou privée éligible (association ou gestionnaire de l'environnement, fiducie foncière par exemple). Cet acte restreint de manière permanente les activités qui peuvent être réalisées sur le terrain afin de protéger sa valeur environnementale. La servitude écologique assure la pérennité de la conservation des actifs naturels, car l'engagement perdure même en cas de vente du fonds ou de cession à des tiers, et garantit la valeur écologique de la propriété privée en la protégeant contre tout développement futur.

L'acte est volontaire⁹³ : il est mis en œuvre par un propriétaire le souhaitant, soit spontanément, soit en réponse à un appel à projet ou une offre de financement. Le propriétaire foncier (privé ou public) et ses ayants-droit conservent leur droit de propriété foncière, mais restreignent leurs droits d'usage. Ce type de servitudes est souvent accompagné de contreparties financières ou fiscales. A noter que l'évaluation de la valeur de la servitude et les modalités financières relèvent généralement du droit privé.

Les servitudes conventionnelles écologiques ne constituent pas un outil économique en tant que tel. Elles servent de support juridique et peuvent être mobilisées conjointement à une large gamme d'outils économiques pour assurer la pérennité d'engagements environnementaux conclus par les propriétaires : financement affectés émanant de fonds ou fondations par exemple, mesures compensatoires, paiements pour services environnementaux, mesures fiscales incitatives sur les espaces naturels... Les servitudes conventionnelles peuvent faire l'objet de marchés. La servitude est très souvent appréciée pour sa flexibilité. Elle permet en effet de protéger tous les « types de biodiversité » quelle que soit la taille du terrain, ou sa nature ; d'autres objectifs environnementaux que la seule protection de la biodiversité peuvent également être visés. Toute perpétuelle qu'elle soit, la protection n'en est pas pour autant immuable. Elle peut en effet être cassée au profit de l'intérêt général suite à une déclaration d'utilité publique, ce qui peut notamment être le cas dans les projets d'infrastructures.

Les servitudes environnementales sont couramment utilisées par les fiducies foncières aux États-Unis où plus de 2 millions d'hectares étaient ainsi protégés en 2003 contre moins de 100 000 en 1988. L'utilisation des servitudes s'est également développée en Australie et au Canada et est possible en Suisse (voir Fiche 13).

L'exploitation commerciale des aires protégées par la gestion communautaire des ressources naturelles (Fiche 15). La gestion communautaire des ressources naturelles (GCRN) désigne les dispositions et les pratiques locales et collectives de gouvernance des ressources. Elle vise à réfléchir sur des utilisations commerciales des ressources naturelles comme la faune et à donner des moyens à des groupes locaux de prendre les meilleures décisions sur l'utilisation de ces ressources. L'objectif visé par la GCRN consiste à développer des stratégies collaboratives ancrées dans des intérêts locaux, dans un contexte de changements environnementaux, économiques et politiques croissants. La GCRN contribue ainsi à renforcer les capacités d'adaptation et d'action des communautés locales, au niveau des institutions locales de gouvernance concertée et d'entités politiques plus centrales.

Pour atteindre ces objectifs, la GCRN peut s'appuyer sur les utilisations commerciales des ressources naturelles, comme la gestion de la faune à des fins de tourisme local ou de chasse récréative.

Les initiatives de Paiement pour services environnementaux (PSE) se dégagent comme un moyen de financer la gestion et la conservation des ressources naturelles. Les programmes de GCRN présentent des occasions à la Réduction des émissions dues à la déforestation et à la dégradation des forêts (REDD), à savoir associer les paiements de carbone aux flux existants de bénéfices découlant de la faune. L'articulation de ces outils peut effectivement fournir des bénéfices aux communautés locales et contribuer aux programmes de développement rural. S'ils permettent de compenser au moins partiellement les coûts d'opportunité éventuels, les bénéfices commerciaux tirés par les acteurs économiques locaux des espaces protégés (écotourisme...) sont peu réinvestis dans la gestion de ces espaces, sauf pour quelques cas de produits dérivés.

Le mécanisme d'accès aux ressources génétiques et de partage des avantages issus de leur utilisation, APA (Fiche 16). Avec le développement des biotechnologies dans les années 1980 et 1990, les ressources génétiques ont acquis une valeur

⁹² Ces questions sont par exemple discutées dans l'article « *Should avoided deforestation be rewarded?* », Pirard et Karsenty 2009. En conclusion, les auteurs recommandent de ne pas développer un mécanisme de type REDD au sein du Protocole de Kyoto, mais de privilégier la réduction des subventions dommageables et l'allocation de fonds disponibles dans le cadre des politiques de lutte contre le changement climatique aux instruments bilatéraux et multilatéraux qui appuient les politiques de bonne gestion forestière dans les pays en développement.

⁹³ On parle d'auto-servitude.

scientifique et commerciale croissante. C'est dans ce contexte qu'a été négociée la Convention sur la Diversité Biologique (CDB), qui reconnaît la souveraineté des États sur leurs ressources génétiques. Il n'est plus acceptable d'exploiter les ressources génétiques d'un autre pays sans obtenir son consentement et lui offrir une contrepartie susceptible d'être réinvestie dans la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité : c'est le mécanisme d'accès et de partage des avantages (APA), qui met fin aux deux défaillances du marché s'agissant des ressources génétiques, leur non-excluabilité et non-rivalité.

Un protocole international d'accès aux ressources génétiques et de partage des avantages liés à leur utilisation est en cours de négociation dans le cadre de la CDB et devrait aboutir en novembre 2010 à la 10^{ème} Conférence des Parties de la CDB à Nagoya. Il s'agit de définir des principes internationaux partagés auxquels pourront s'adosser les législations nationales, ainsi que les contrats négociés entre détenteurs et utilisateurs de ressources génétiques et de savoirs traditionnels associés. Le protocole en cours de négociation prévoit des procédures pour faciliter l'accès aux ressources génétiques et aux savoirs traditionnels associés (via une autorisation délivrée par une autorité nationale ou locale), ainsi que des mesures pour le partage juste et équitable des avantages (via des contrats entre fournisseurs et utilisateurs).

L'APA vise à faciliter l'accès aux ressources génétiques, et à faire profiter les pays et les communautés qui préservent ces ressources des retombées économiques liées à l'utilisation de ce potentiel génétique. C'est la valeur d'option des ressources génétiques qui est ici considérée, c'est-à-dire les avantages potentiels qui peuvent être générés par leur utilisation (la mise au point d'un médicament anticancéreux à partir d'une molécule naturelle par exemple).

Outre le souci d'équité, le partage des avantages vise à favoriser la conservation de la diversité biologique et son utilisation durable. Selon la logique de la CDB, la valorisation des ressources génétiques par les chercheurs et les industries dans le cadre de l'APA contribuera à financer les efforts nécessaires à la conservation de la biodiversité. En effet, la valorisation des ressources génétiques et des savoirs traditionnels incitera les fournisseurs (notamment dans les pays en développement) à investir tout ou partie des avantages qu'ils en tirent dans la conservation de la biodiversité, afin de maintenir le capital génétique. L'APA est ainsi perçu comme un mécanisme permettant de récompenser la conservation de la biodiversité et de financer cette conservation.

Au niveau réglementaire, peu d'États ont jusqu'ici adopté un cadre national sur l'APA. On dénombre une trentaine de législations à ce jour, qui rencontrent des difficultés de mise en œuvre. Il existe peu de contrats connus en dehors de ceux signés dans le cadre de programmes internationaux ou par certains États dits « méga-divers » (exemple emblématique du contrat entre Merck et INBIO).

La pratique de l'APA consiste actuellement à conclure des contrats entre fournisseurs et utilisateurs, sur la base ou non de législations nationales sur l'APA. Les États négocient directement ou par l'intermédiaire d'institutions dédiées à la biodiversité avec les utilisateurs qui désirent prospecter sur leur territoire.

Pour assurer le fonctionnement de l'APA et notamment le partage juste et équitable des avantages, des mesures de conformité aux législations nationales sont prévues par le futur protocole international sur l'APA, en négociation en 2010, notamment la présentation du certificat de conformité délivré par l'Etat fournisseur à des points de contrôle.

Jusqu'ici l'APA ne s'est pas traduit par d'importants flux financiers. On a ainsi pu parler de « fantasme de l'or vert ». Cependant il est difficile de dire si cela tient à une limite de l'outil, au caractère confidentiel des contrats à forts enjeux économiques, ou à l'absence de cadre législatif au niveau national permettant de réguler effectivement le marché. Des représentants de secteurs industriels, notamment l'industrie pharmaceutique, font état d'une réduction des campagnes de bioprospection au profit de recherches menées en laboratoire, sur la base de molécules synthétiques ou issues de banques de données existantes. Toutefois, les entreprises reconnaissent que les ressources génétiques « naturelles » renferment des informations sur des combinaisons génétiques efficaces, éprouvées dans les conditions rigoureuses imposées par les pressions de l'évolution, et que certaines molécules ne peuvent pas être parfaitement synthétisées, ou à des coûts plus élevés.

La difficulté à évaluer les enjeux économiques de l'APA tient également à l'acceptation du terme de « ressources génétiques » et du champ du protocole international en négociation. Il est à noter que la plupart des législations existantes sur l'APA vont au-delà du champ de la CDB en incluant les ressources biologiques et biochimiques (molécules naturelles, extraits), en plus des ressources génétiques stricto sensu.

S'agissant de la valorisation des ressources génétiques en brevets, les données sont incertaines. Suite à des recherches préliminaires, l'Institut national de la propriété intellectuelle (INPI) estime à moins de 1 % les demandes de brevets français portant sur des inventions utilisant des extraits végétaux dans la composition de médicaments ou de produits cosmétiques en 2007 (soit 139 sur environ 17 000 demandes de brevets).

Les obligations vertes (Fiche 21). Les « obligations vertes » ou « *green bonds* », sont un nouvel instrument financier qui vise à mobiliser des fonds pour mettre en œuvre des objectifs environnementaux prioritaires nécessitant des investissements importants en vue d'une rentabilité à moyen terme. De tels outils peuvent être utilisés pour la préservation de la biodiversité et des services écosystémiques. Ils peuvent par exemple financer des zones naturelles protégées dont il est prévu qu'elles donnent lieu à des activités économiques. De tels outils visent à compenser des déficits d'investissement dans le domaine de l'environnement, dont la rentabilité est différée et associée à des risques élevés. L'avantage offert par le gouvernement émetteur, lors de l'émission d'obligations vertes, peut être la garantie du remboursement à terme qui rend l'obligation moins risquée, ou l'exonération de taxes sur le rendement de l'obligation, qui accroît l'intérêt financier des produits.

Les hypothèques environnementales (Fiche 22). L'hypothèque environnementale est une hypothèque gagée sur la préservation d'un capital naturel. Elle vise à proposer un développement qui soit à la fois économiquement viable et respectueux de l'environnement en combinant l'approche de la micro-finance et des paiements pour la conservation d'actifs environnementaux. En gageant la valeur d'une hypothèque sur l'état du capital naturel, l'agent est incité à ne pas détruire ce capital s'il veut conserver la possibilité d'emprunter. Le mécanisme comporte trois étapes : il s'agit dans un premier temps de capitaliser un actif détenu par exemple par une communauté locale ; ensuite de faire en sorte que ce capital soit disponible pour cette communauté et pour les individus qui la composent via des mécanismes de micro-finance ; enfin, de coupler le retour sur capital investi à une combinaison d'objectifs financiers, sociaux et environnementaux. Les communautés locales, en échange de prêts ou d'autres produits financiers, s'engagent donc à préserver un capital naturel. Les capitaux peuvent provenir de gouvernements, d'ONG, de fondations, etc. Cet outil a fait l'objet de propositions théoriques mais n'est pas encore utilisé.

IV.5.3. Les outils basés sur la limitation des quantités, la création de droits de propriété et de marchés de ces droits

Les quotas individuels transférables (QIT) dans le secteur de la pêche (Fiche 23). Les ressources halieutiques sont considérées par l'analyse économique comme un exemple typique de biens communs, par conséquent susceptibles d'être surexploitées (Rotillon, 2005). Face au problème de sur-pêche, les pays concernés ont mis en place des politiques de régulation de l'effort de pêche. Le régulateur peut, en pratique, jouer sur différentes variables de l'effort de pêche et sur les quantités pêchées.

En Europe, la régulation combine réglementation de l'effort de pêche et quota global européen réparti entre États-membres. Des quotas de pêche ou « Totaux admissibles de capture » (TAC) sont définis chaque année à l'échelle de l'Union européenne pour chaque stock sur la base d'une analyse scientifique suivie par une négociation politique. La répartition des TAC européens s'effectue selon le principe de stabilité relative (captures historiques des États). Disposant de son propre quota national, chaque pays peut alors mettre en place son propre système de régulation de l'accès à la ressource⁹⁴. En pratique, on observe ainsi une grande diversité de systèmes entre les États-membres, et parfois même en leur sein. Les droits s'attachent à différentes variables (effort de pêche, prélèvements), populations concernées (pêcheurs individuels, collectif de pêcheurs), et diffèrent pour leur durée et leur caractère ou non transférable.

Le système de quotas individuels transférable (QIT) de pêche consiste à allouer individuellement aux pêcheurs des quotas sur une ressource halieutique, quotas qu'ils peuvent ensuite échanger sur un marché. Selon la théorie économique, l'avantage des QIT par rapport aux quotas collectifs ou individuels non transférables est de minimiser le coût agrégé du respect du quota global. En outre, les QIT pourraient avoir un effet environnemental positif dans la mesure où la valeur du quota détenu par les pêcheurs dépend, sur le long terme, de l'état de la ressource.

En dehors de certains pays de la Communauté européenne, les QIT se rencontrent également en Islande et en Nouvelle-Zélande par exemple. Certains Etats comme le Canada et l'Alaska auraient expérimenté des quotas de pêche collectifs transférables.

Les droits d'aménagements transférables, DAT (Fiche 24). Un droit d'aménagement transférable (DAT) est un bien intangible cessible qui résulte du renoncement à un droit à construire dans une zone. L'objectif poursuivi par la mise en place d'un marché de DAT est de garantir la protection de certaines zones naturelles, agricoles ou même de bâtiments présentant un intérêt prioritaire pour le paysage ou le patrimoine, tout en privilégiant l'efficacité économique et l'équité entre les acteurs. Il s'agit d'un outil d'aménagement du territoire à l'échelle locale. L'autorité publique en charge de la planification urbaine définit un zonage du territoire comportant des zones où l'occupation actuelle du sol (agricole ou naturelle) est destinée à être préservée et des zones de construction prioritaire. Quelles soient ou non urbanisables, les différentes parcelles se voient attribuer des droits d'aménagement. Ces droits ne peuvent pas être utilisés directement dans les zones à préserver (ou sous certaines réserves), mais ils peuvent être cédés pour permettre la construction dense dans les zones urbanisables, dans le respect de

⁹⁴ De fait, si la politique de la pêche est une compétence européenne, la gestion des divers droits de pêche relève de l'échelon national.

normes maximales de densité ou le respect de règles de prospect le cas échéant. Un marché des droits d'aménagement, plus ou moins régulé, est organisé par l'autorité publique compétente.

Les DAT sont utilisés dans environ 1 % des comtés des États-Unis et permettent de protéger en particulier des zones agricoles. En France, l'utilisation de l'outil est limitée à quelques expériences isolées de transfert de Coefficient d'occupation des sols (COS).

Les marchés de quotas dans la gestion de l'eau. Inexistant en France, cet instrument a été mis en place par l'Australie et la Californie, pour faire face à des pressions croissantes sur la ressource en eau et à des périodes de sécheresse répétées. Des droits de prélèvement de l'eau peuvent se vendre et s'acheter sur des marchés *ad hoc*. Ces marchés sont insérés dans un processus de gouvernance, qui en contrôle et limite les accès, et apportent un élément de souplesse dans le cadre d'une limitation globale des prélèvements. Cet outil permet la prise en compte de l'ensemble des usages de l'eau en intégrant les besoins des milieux naturels. Même si la gestion économiquement efficace de l'eau est le premier objectif ciblé, ce type d'instrument est donc également utilisé pour préserver les débits d'étiage et donc la biodiversité aquatique.

D'autres types de marchés de droits ont fait l'objet de réflexions, notamment en France : marché de droits sur l'utilisation de nitrates ou de pesticides par exemple.

IV.5.4. Les outils de financement

Les échanges dette-nature (Fiche 26). L'échange dette-nature est un mécanisme prévoyant la renégociation, conversion ou l'annulation de tout ou partie de la dette d'un pays en développement par un créiteur ou par une institution qui a racheté une dette. En échange, le pays débiteur s'engage à financer, pour un montant déterminé par les parties, la conservation de l'environnement et de la biodiversité. Cet outil permet aux pays en développement d'alléger le poids de la charge de la dette extérieure tout en préservant leurs écosystèmes, dont les populations les plus modestes tirent une large part des ressources dont elles dépendent. Il œuvre à la mise en place de politiques environnementales et de conservation durable dans les pays en développement grâce à des fonds stables à moyen terme (sur toute la durée du remboursement). Les fonds correspondants servent à financer des programmes ciblés et contribuent souvent au renforcement institutionnel local. Ils peuvent abonder un fonds environnemental local géré par des institutions de conservation. Un système de suivi de l'accord et de ses impacts est généralement mis en place.

Il existe deux catégories de dettes négociables : les dettes bilatérales et les dettes commerciales : une dette commerciale résulte d'un prêt ou contrat entre une banque commerciale ou une entreprise et un gouvernement débiteur. En préparation d'un échange dette-nature, la dette est rachetée sur le marché secondaire par un intermédiaire du secteur de la conservation, par exemple. Une dette bilatérale a été négociée entre un gouvernement emprunteur et un gouvernement créateur ou une agence de développement. La dette est restructurée avec le pays débiteur ; la négociation pouvant porter sur le taux d'intérêt, l'échéancier, le montant du principal ou encore le pourcentage de la dette pouvant faire l'objet de la conversion.

Entre 1985 et 1996, environ 130 milliards dollars US de dettes ont été convertis dans le cadre de différents mécanismes dont l'échange dette-nature ne représente qu'une petite part. Le montant total des transactions dette-nature atteignait ainsi 1,6 milliard USD en 2003. A ce jour, plus de 30 pays en développement ont bénéficié d'au moins un échange dette-nature.

Les concessions de conservation (Fiche 27). Une concession de conservation est la concession d'un droit d'exploitation d'un terrain à un promoteur de la conservation. Pour freiner l'exploitation destructrice de terrains liée à certaines activités, notamment dans le domaine forestier, les promoteurs de la conservation cherchent à acquérir les droits d'exploitation sur ces terrains (concessions forestières). Comme pour d'autres outils, il s'agit de donner une compensation monétaire à un échange qui consiste à renoncer à exercer une activité, le plus souvent économique, dommageable à la biodiversité ou pénalisant la réalisation de services écosystémiques. Certaines pistes semblent indiquer que des concessions maximisant l'efficacité environnementale par rapport au prix pourraient être établies après une première exploitation des bois les plus précieux par une entreprise publique ou privée. Toutefois, ce modèle reste à tester dans la pratique⁹⁵.

Autres initiatives. L'Allemagne a contribué à la mise en place de la cellule de coordination de la "LifeWeb⁹⁶ Initiative", lancée à la neuvième Conférence des Parties de la Convention sur la diversité biologique (CDB), tenue à Bonn en 2008. Cette initiative consiste en la création d'une plate-forme pour le financement (sur une base volontaire) d'aires protégées, via la mise en réseau des donneurs et des bénéficiaires. A travers la mise en œuvre du Programme de travail sur les aires protégées de la CDB, le financement des aires protégées est considéré comme un moyen efficace de conserver la diversité biologique, de lutter

⁹⁵ Ces éléments sont notamment discutés dans l'article : Karsenty, 2007 « Questioning rent for development swaps : new market-based instruments for biodiversity acquisition and the land-use in tropical countries ».

⁹⁶ Pour plus d'informations, consulter le site Internet à l'adresse suivante : www.CDB.int/lifeweb/

contre les changements climatiques et de protéger les moyens de subsistance. L'étude TEEB rappelle d'ailleurs que les aires protégées fournissent 100 dollars en services écosystémiques pour chaque dollar investi dans leur gestion.

Le Secrétariat de la CDB a lancé une réflexion sur les instruments financiers innovants pour la biodiversité, dans le contexte de la révision de la stratégie de mobilisation des ressources pour l'après 2010. Ce travail est mené dans le cadre de l'article 11 de la CDB sur les mesures d'incitation, et les articles 20 et 21 sur les ressources financières et les mécanismes de financement.

L'*EcoSecurites Group* s'intéresse au concept de certificats verts. Partant du principe que la perte de biodiversité est notamment liée à la consommation croissante de certains biens (bois, ressources minérales, etc.), l'objectif de ce projet est de « verdir » les importations de ces biens à travers un marché de certificats qui seraient délivrés par la CDB, sur la base de processus de production durables ou d'activités de conservation de la biodiversité. Ce système ne serait pas un système de compensation, mais d'incitation. Un problème non encore résolu est celui de la détermination des unités d'échange.

IV.5.5. Les outils dommageables à la biodiversité

La réduction et la réorientation des aides publiques qui sont dommageables à la biodiversité constituent une priorité aussi bien dans le cadre de la Convention sur la diversité biologique, que dans le cadre des travaux de l'OCDE.

Des travaux d'évaluation locaux mettent en évidence le poids déterminant de ces aides publiques et le TEEB relève l'importance des montants en jeu, d'où l'importance accordée à la réflexion sur les subventions dommageables à l'environnement et la conditionnalité des aides publiques.

Encadré 24 : le Programme de paiements pour services hydrologiques du Mexique (PSAH)

Le programme PSAH a été conçu au Mexique pour faire face aux problèmes de rareté de l'eau et de déforestation. Le gouvernement fédéral paie les propriétaires pour les bénéfices issus de la protection des bassins versants et de la recharge des aquifères dans des zones où la sylviculture n'est pas compétitive. Les fonds proviennent des taxes payées par les usagers de l'eau. Les participants ont été sélectionnés sur plusieurs critères dont la valeur de la rareté de l'eau dans la région. Les zones retenues couvrent 127 000 ha.

Une évaluation ex-post a été réalisée pour quantifier les gains du programme, utilisant pour cela deux approches, basées sur une analyse économétrique. Avec la première méthode, qui compare les prédictions de déforestation avec et sans le programme, on estime que ce dernier aurait permis d'éviter qu'un peu plus de 13 000 ha ne soient déforestés, alors que selon la deuxième méthode, qui compare la déforestation observée (à l'aide des images satellites) aux prédictions sans le PSAH, ce seraient 18 000 ha de forêt qui auraient été sauvagardés.

Une étude complémentaire met en avant les effets de programmes parallèles de PSE et de subventions visant à soutenir l'élevage bovin. Alors que les émissions de CO₂ évitées grâce aux divers programmes de PSE, dont le PSAH, sont estimées à 10 millions de tonnes entre 2000 et 2007, les émissions supplémentaires liées aux soutiens à l'élevage, correspondraient à une augmentation de 38 millions de tonnes, soit un total net de 28 millions de tonnes de CO₂ supplémentaires.

IV.6. Niveau d'utilisation des outils économiques pour la biodiversité

La gamme des instruments économiques utilisés dans le domaine de la biodiversité au niveau mondial est très large. Ces instruments sont utilisés dans de nombreux pays développés et en développement, et différents contextes.

Niveau d'adoption au sein des pays de l'OCDE. Selon une évaluation du Comité EPOC (Cf. partie IV.2 c)), les pays de l'OCDE totalisent environ 500 instruments économiques appliqués à la biodiversité. Ce nombre a augmenté significativement depuis l'adoption de la recommandation du Conseil de l'OCDE en 2004.

Les subventions sont l'instrument le plus généralement employé, pour encourager des comportements respectueux de la biodiversité, mais un certain nombre de pays utilisent aussi des droits, des redevances et des taxes. Des avancées moindres ont été enregistrées dans la réduction ou la réforme des incitations dommageables à la biodiversité et le recours à des instruments basés sur la création de marchés.

Les domaines des eaux intérieures, de l'agriculture et des forêts font l'objet d'une application plus courante d'instruments économiques tandis que leur utilisation est plus partielle et plus limitée dans la préservation de la biodiversité en montagne. Il apparaît que chaque domaine concentre le plus souvent un type d'instrument économique : ainsi, les subventions sont les plus répandues dans le cadre de l'agriculture et des forêts, alors que l'on emploie plus fréquemment des taxes, des redevances et des droits pour protéger les écosystèmes des eaux intérieures.

Au-delà de traits généraux, les expériences étrangères apparaissent extrêmement diverses. Ainsi que le souligne le Rapport Landau : « Cette diversité reflète à la fois les caractéristiques des systèmes institutionnels dans lesquelles elles s'insèrent, et leurs sous-basements culturels (principes concernant le partage entre imposition et redevances ; possibilité ou non de « compenser » des obligations d'intérêt général ; conditions d'association de l'Etat dans des partenariats public-privé ; vision plus ou moins pragmatique de la conservation en zone agricole, etc.). Elle traduit aussi la diversité des problèmes à résoudre et de leurs solutions possibles. »

L'OCDE note en outre que les instruments économiques sont souvent appliqués en combinaison avec d'autres moyens d'action et que de nombreuses interactions peuvent intervenir, sans qu'il soit toujours possible de connaître précisément la portée des instruments économiques effectivement utilisés. Dans ce contexte, il est difficile d'évaluer l'efficacité écologique ou l'efficience économique de chaque instrument isolément et d'interpréter l'augmentation de l'utilisation des instruments économiques comme une évolution conduisant nécessairement à de meilleurs résultats.

L'évolution des politiques européennes. Depuis 2004, l'Union européenne a poursuivi les efforts d'intégration des préoccupations relatives à la biodiversité dans ses domaines d'action. Dans le sillage de la réforme de la politique agricole commune en 2003 (encouragement à des mesures plus respectueuses de l'environnement) le paiement unique par exploitation et d'autres paiements directs ont été subordonnés au respect de normes d'environnement et de sécurité alimentaire et à l'exigence du maintien des terres agricoles dans des conditions agronomiques et environnementales satisfaisantes.

Dans le même ordre d'idées, la réforme de la politique commune de la pêche (PCP) a marqué un infléchissement vers des pratiques de pêche plus respectueuses de l'environnement et ainsi accru les incitations positives en faveur de la conservation de la biodiversité marine.

Certains instruments financiers et juridiques sont apparus prometteurs dans l'optique de la conservation et de l'exploitation durable de la biodiversité. Les nouvelles Perspectives financières 2007-2013 de l'UE ont ouvert des possibilités de cofinancement de la biodiversité et du réseau de sites protégés Natura 2000 par le Fonds pour le développement rural, les Fonds structurels et de cohésion, LIFE+ et le septième Programme-cadre de recherche. En 2007, est entrée en vigueur la directive de l'UE sur la responsabilité environnementale, qui repose sur le principe pollueur-paye et s'applique notamment aux dommages aux habitats naturels protégés en vertu des directives Habitats (1992) et Oiseaux (1979).

Le financement de la conservation de la biodiversité. Selon les données du comité d'aide au développement de l'OCDE, les flux financiers publics comme privés, visant au moins l'un des objectifs de la Convention sur la diversité biologique, ont tendance à augmenter, même si cette tendance s'est réduite sur la dernière période. Le Japon est le plus grand donneur d'aides bilatérales (9 % du total des aides bilatérales), la France étant au 6^{ème} rang (1 %). Les autres sources financières des gouvernements pour la biodiversité sont le mécanisme dette-nature, le Fonds pour l'environnement mondial, la prise en charge des coûts de gestion des zones protégées ou les droits d'entrée et les investissements directs de la Banque mondiale. Globalement, 8 à 10 milliards de dollars sont investis annuellement dans la conservation de la biodiversité. Quant aux besoins financiers, leur estimation varie selon les sources de 20 à 300 milliards de dollars par an, soit 0,03 % à 0,5 % du PIB mondial. Il existe donc un écart évident entre les besoins et les flux financiers pour la biodiversité. De plus, si dans le contexte de crise économique, la biodiversité a été intégrée dans les plans de relance de la croissance économique selon plusieurs modalités (investissements directs dans des infrastructures liées à l'environnement, plus grand recours aux études d'impact environnementales, réforme fiscale verte, mise en place d'instruments de marché), les investissements en faveur de la biodiversité sont encore trop faibles et il n'est pas exclu que le financement public et privé pour la biodiversité se réduise à moyen terme (ressources publiques limitées, financement privé volontaire en diminution). Ceci appelle de nouvelles sources de financement et une exploitation plus efficace des ressources disponibles. L'un des thèmes clés de la 10^{ème} Conférence des parties à la Convention sur la diversité biologique qui se tiendra en octobre 2010, portera sur les mécanismes de financements innovants et plus largement la stratégie de mobilisation des ressources, élément clé pour la mise en œuvre du nouveau plan stratégique de la CDB.

IV.7. Eléments d'évaluation issus des expériences françaises et étrangères

Les éléments d'évaluation rapportés ci-dessous proviennent d'un ensemble de sources existantes. Le présent rapport n'a pas fait l'objet de travaux d'évaluation spécifique, même s'il reprend quelques conclusions provisoires de travaux en cours. Certaines des analyses sont purement théoriques. Si certaines évaluations ex-post ont été réalisées, il reste souvent difficile d'apprécier, dans la littérature disponible, les affirmations qui relèvent de véritables évaluations et celles qui correspondent à des avantages ou des risques identifiés a priori. Les analyses ci-dessous doivent être lues dans cette perspective. Les fiches-

outils (voir partie Fiches outils) tâchent toutefois de préciser les éléments qui relèvent de l'analyse a priori et ceux qui émanent d'une évaluation ex-post.

Les analyses présentées ci-dessous ont le souci de souligner les conditions à réunir dans la mise en œuvre des outils économiques afin d'assurer leur efficacité environnementale et économique et de maximiser leurs bénéfices sociaux. Ces analyses permettent de tirer des enseignements sur les risques à éviter et, pour la plupart, ne remettent pas en cause l'intérêt des outils économiques. Elles posent aussi les principaux points de questionnements actuellement en débat.

Ces analyses sont reprises de manière transversale, puisque plusieurs d'entre elles sont communes à différents outils économiques de préservation de la biodiversité et des services écosystémiques. Des entrées par type d'outils sont disponibles dans les fiches.

IV.7.1. Efficacité écologique

a) Quelques résultats d'évaluations ex-post... ou ex-ante

Les outils économiques qui permettent d'internaliser les actions impactant positivement ou négativement la biodiversité contribuent à lui donner une valeur et à infléchir les comportements en faveur de la biodiversité, ils sont donc utilisés comme alternative à des mesures réglementaires plus strictes (fiscalisation des dommages) ou pour accompagner des politiques contractuelles (exonérations fiscales, paiements pour services environnementaux...). Les dispositifs de marchés présentent potentiellement des avantages additionnels du point de vue de l'efficacité écologique : anticipation des impacts, régulation directe des quantités, articulation avec les priorités des politiques publiques, professionnalisation des interventions...

Dans la pratique, seules quelques grandes familles d'instruments semblent avoir fait l'objet d'études suffisamment transversales pour qu'il soit vraiment possible d'apprécier leur efficacité pour la préservation de la biodiversité. Au vu de ces évaluations, l'efficacité écologique des instruments économiques utilisés pour la préservation de la biodiversité apparaît hétérogène. Dans tous les cas, le succès environnemental des programmes qui s'appuient sur des outils économiques dépend de la façon dont leur mise en œuvre est régulée et contrôlée.

Les outils fiscaux. En France, du fait du caractère non incitatif avéré des taxes et redevances dont les recettes sont affectées à la préservation de la biodiversité, leur évaluation passe par l'appréciation des politiques de préservation ou de compensation qu'elles ont servi à financer. S'agissant de la TDENS, les services d'inspection générale des ministères en charge de l'écologie, de l'agriculture et de l'équipement l'évaluaient ainsi en 2003 : cette taxe « apparaît comme un outil fiscal puissant, équivalent à peu près au quart de l'ensemble des dépenses publiques consacrées en France aux espaces naturels. C'est donc un atout majeur qu'il importe de valoriser dans l'esprit d'une recherche permanente d'efficacité au moindre coût ». (...) « La mission souligne que la politique d'acquisition devrait rester une priorité pendant encore plusieurs décennies si l'on veut éviter la disparition rapide de nombreux espaces naturels et préconise qu'un certain équilibre soit recherché entre acquisitions et gestion ».

L'efficacité écologique des mesures fiscales positives sur les espaces naturels dépend de celle des programmes que ces outils contribuent à accompagner (Natura 2000, zones humides...). L'adoption de ces outils reste trop récente en France et trop limitée pour qu'il soit possible d'apprécier leur effet incitatif, toutefois des acteurs locaux consultés soulignent que ces outils constituent un élément important de l'acceptabilité des politiques de préservation qu'ils accompagnent.

Les outils contractuels. Les résultats écologiques des programmes de paiements pour services environnementaux sont très contrastés et dépendent de nombreux facteurs (voir ci-dessous). Les bénéfices environnementaux des programmes évalués vont de faiblement à moyennement positifs. Lorsque le projet vise aussi un objectif de réduction de la pauvreté, des compromis peuvent être nécessaires au détriment d'objectifs environnementaux plus ambitieux. Au-delà de leurs effets propres, les dispositifs de paiements pour services environnementaux contribuent à la sensibilisation sur la valeur de la biodiversité et des services qu'elle rend, y compris dans une phase préparatoire.

En France, l'évaluation ex-post du Plan de développement rural national 2000-2006 (PDRN), qui met notamment en place des paiements pour services environnementaux à travers les mesures agro-environnementales, a mis en exergue le faible effet environnemental de ces mesures (Epices et Tercia, 2008). L'effet propre du programme est considéré comme faible sur la lutte contre l'érosion des sols et pour la qualité des eaux, et nul s'agissant de la gestion quantitative des eaux. S'agissant de la biodiversité ordinaire, les effets propres se sont avérés peu importants en termes de modification des choix d'intrants, des assolements et du maintien des prairies. Au total, il apparaît que les mesures développées dans le cadre du PDRN ont souffert d'une faible efficacité tant sur le plan environnemental qu'économique.

Néanmoins ces constats sont moins attribués aux outils eux-mêmes qu'aux conditions de leur mise en œuvre (dimensionnement, ciblage, contrôle...).

Les outils basés sur la responsabilité. La Loi sur la responsabilité environnementale (LRE) ouvre la possibilité d'une compensation en nature, qui est privilégiée. Elle offre aussi l'avantage que la réparation des dommages environnementaux soit mise en œuvre dans des délais raisonnables en comparaison de ceux inhérents à un recours en action civile. Cette nouvelle réglementation renforce donc, en théorie (puisque aucun cas d'application n'a encore été réalisé), l'efficacité écologique des dispositifs de réparation.

Les outils créant des droits de propriété et des marchés. Dans le secteur de la pêche, le Rapport Landau note que si la réglementation a tendance à déplacer les facteurs de production, les systèmes de quotas mettent effectivement fin à la « course au poisson » et éliminent l'incitation au surinvestissement et au suréquipement. En recourant aux quotas individuels transférables (QIT), l'Islande a enregistré une reprise de certains stocks de poissons et des faibles rejets illégaux de poissons (6 % contre 35 % de rejets dans le monde). La Nouvelle-Zélande a vu croître la productivité et l'efficacité du secteur de la pêche. Une étude récente (Costello, 2008) propose une analyse empirique globale sur l'efficacité environnementale des QIT à partir d'une base de données de 11 135 pêcheries commerciales. Si le lien de causalité reste difficile à établir, il apparaît que les pêcheries avec QIT bénéficient clairement d'une meilleure préservation du stock halieutique. Cet effet pourrait s'expliquer par ce que Schmitten mettait en évidence dès 1994, une responsabilisation supplémentaire des porteurs de quotas qui cherchent à préserver leur capital, aussi appelée « stewardship » dans la littérature anglosaxonne. Ainsi, bien que la transférabilité n'était pas considérée au départ comme influençant le résultat environnemental, il s'avère ex-post que ce résultat est amélioré, même si cet effet n'est pas automatique. Ces résultats vont dans le sens des observations similaires obtenues au cas par cas (D4E). Une simulation basée sur leur estimation économétrique montre que si toutes les pêcheries du monde s'étaient dotées d'un système de QIT depuis 1970, l'effondrement de la ressource halieutique n'aurait concerné que 9 % des pêcheries totales en 2003 au lieu de 25 à 30 % pour les pêcheries sans QIT.

Les banques de compensation présentent potentiellement plusieurs avantages qui vont dans le sens d'une plus grande efficacité écologique. Le recours à une banque existante garantit que la mesure compensatoire sera mise en place avant la survenue de l'impact (pas de pertes intermédiaires). La banque permet de réaliser des projets plus cohérents et pertinents écologiquement que dans le cas de mesures compensatoires isolées. La banque permet de réaliser des économies d'échelle. Le contrôle est facilité. Les banques, qui sont gérées par des opérateurs spécialisés, offrent en général une garantie de professionnalisme et davantage de pérennité. Elles permettent également une meilleure planification du territoire, puisqu'elles permettent à la puissance publique de désigner a priori les zones prioritaires pour la conservation ou la restauration. Enfin, les banques de compensation peuvent être un outil approprié pour compenser des impacts cumulés issus de projets d'aménagement ayant individuellement un faible impact sur la biodiversité. Les risques associés à ces outils sont détaillés ci-après.

Les outils d'information. Au-delà de leur impact direct sur les filières ciblées, les outils d'information favorisent la sensibilisation. Ainsi, les écolabels, par exemple, aident les producteurs à connaître les impacts environnementaux de leurs produits sans avoir à réaliser eux-mêmes une analyse de cycle de vie, préparent le terrain et « ouvrent la porte » à l'adoption de nouvelles réglementations environnementales. Ils peuvent aussi avoir un effet multiplicateur en sensibilisant le public sur l'impact environnemental de la consommation au-delà des produits labellisés. Enfin, ils exercent une pression sur toute la chaîne de production lorsque le producteur final entame une procédure d'écolabellisation.

b) Les conditions techniques dont dépend le succès des instruments

Évaluation – dimensionnement des mesures, additionnalité. L'évaluation de dommages à la biodiversité et surtout de l'apport des mesures visant à la préserver ou la restaurer est un aspect particulièrement critique de la plupart des dispositifs étudiés. Il s'agit notamment de caractériser la situation de référence c'est à dire le scénario tendanciel, pour s'assurer de l'additionnalité des mesures, de qualifier et quantifier les impacts positifs ou négatifs des mesures proposées et de calibrer les équivalences entre dommages et réparations ou compensations.

Pour établir le scénario tendanciel, il est par exemple nécessaire, dans le cas d'un PSE, d'évaluer le degré de menace qui pèse sur l'intégrité de l'écosystème si le PSE récompense la préservation en l'état, ou les bénéfices que l'on peut attendre d'un changement de pratiques. Ce scénario tendanciel est parfois difficile à modéliser. Prouver l'additionnalité des mesures proposées est toujours délicat et peut entraîner des coûts administratifs.

Plafond de soutenabilité. La création d'un marché de droits impose d'identifier un plafond en deçà duquel l'activité est soutenable ou son impact sur l'environnement maîtrisé. Il s'agit de faire en sorte que la somme des droits distribués ne dépasse pas une quantité qui serait dommageable à l'environnement. Ainsi, le total des QIT distribués ne doit par exemple pas

être supérieur à la capacité de renouvellement du stock de poissons. Ce plafond doit régulièrement être réévalué pour tenir compte de l'évolution de la ressource.

Equivalences. L'utilisation de méthodes basées sur la compensation en nature impose de recourir à des méthodes d'équivalence. Dans le cadre de la responsabilité environnementale, les principales limites dans l'application de ces méthodes consistent à l'identification des bons indicateurs, proxy représentatifs des écosystèmes dégradés et restaurés ainsi que les hypothèses sur les courbes de régénération naturelle des milieux impactés (forme linéaire, logarithmique, exponentielle, sigmoïde...).

Dans le cas des banques de compensation, il existe un risque de déconnexion entre le dommage et le gain écologique si les règles générales qui régissent les équivalences sont appliquées de manière plus souple que dans le cas des mesures compensatoires classiques. Par ailleurs, en matière de compensation, l'additionnalité des mesures compensatoires en termes d'action publique peut être difficile à évaluer en pratique.

Contrairement à l'évaluation physique, une évaluation économique de la valeur des services rendus ou perdus n'est souvent pas nécessaire à la mise en œuvre des outils économiques. Toutefois, une évaluation économique peut être utile voire nécessaire pour établir des priorités d'intervention, pour les justifier, pour identifier un niveau de paiement maximal dans le cas d'un PSE ou pour calibrer une taxe ayant vocation à internaliser les dommages. Ainsi que présenté dans la Partie III, s'il est en pratique faisable d'apprécier une valeur a minima des services rendus par un écosystème, leur valeur totale est difficile à estimer.

c) Les limites et les risques

Prise en compte encore minoritaire de la biodiversité dans les outils dédiés plus largement à la préservation de l'environnement et les outils économiques des politiques sectorielles. Une bonne prise en compte de la biodiversité dans des outils économiques qui visent plus largement la préservation de l'environnement ou des outils économiques de politiques sectorielles est souvent conditionnée à l'application de mesures d'une certaine ampleur. Toutefois, et contrairement à l'impact sur le climat, la biodiversité reste assez peu prise en compte dans des outils non spécifiques. Ainsi, le Rapport Landau note que « De manière générale, jusqu'à présent la biodiversité et les services rendus par les écosystèmes ont été peu pris en compte dans les politiques sectorielles et l'examen des mesures incitatives qui les concernent, contrairement à ce que suppose l'article 6 de la Charte de l'environnement, et la Stratégie nationale pour la biodiversité ».

Rares sont par exemple les écolabels qui tiennent explicitement compte de la biodiversité dans l'analyse de l'impact du cycle de vie du produit. L'écolabel européen, dont le règlement a été modifié en 2009, tente de prendre en compte cette dimension. Cependant, le mot biodiversité n'apparaît pratiquement jamais dans les formulations.

Les aides publiques et les dispositifs d'accès qui font intervenir des institutions publiques ou parapubliques sont encore rarement conditionnés à la préservation de la biodiversité et des services écosystémiques. Lorsque de telles conditions existent (cas des Bonnes conditions agro-environnementales (BCAE) de la Politique agricole commune de l'Union européenne), les marges de progression demeurent importantes.

Effets d'aubaine et sélection adverse. Selon une analyse récente de l'OCDE, les systèmes de paiements pour services environnementaux qui offrent des paiements faibles, uniformes ou non ciblés sont particulièrement susceptibles de ne pas être additionnels, leur adoption étant liée à des effets d'aubaine. Les raisons principales invoquées pour expliquer le faible impact environnemental du Plan de développement rural national 2000-2006 (Epices et Tercia, 2008) sont les effets d'aubaines, qui renvoient au problème classique d'asymétrie d'information entre agriculteurs et régulateur sur le coût d'opportunité des mesures. En outre, un manque de ciblage sur les enjeux environnementaux les plus importants a pu réduire l'efficacité des incitations. Un problème équivalent est aussi largement évoqué pour REDD, qui peut être considéré comme un PSE international.

Dans les systèmes de PSE à paiements uniformes, les fournisseurs de services pour lesquels les coûts d'opportunité sont les plus faibles sont les plus enclins à participer au programme. Or, il y a souvent une relation positive entre gains environnementaux (parcelles soumises à une forte pression foncière, par exemple) et les coûts d'opportunité. Ainsi, les parcelles les moins prioritaires joignent davantage le programme. Ce biais, qualifié de sélection adverse, est largement observé dans la pratique.

Fuites : report sur d'autres parcelles, d'autres écosystèmes, d'autres ressources. Des phénomènes de fuites des impacts environnementaux ont été observés dans certaines situations où la mise en place du PSE déplace les pressions sur d'autres parcelles au sein de la même exploitation, sur d'autres écosystèmes riverains (effet de bordure) ou éloignés (effet prix), dégradant les services environnementaux qu'ils fournissent. Ainsi, les zones rétro-littorales connaissent une urbanisation plus

important du fait des politiques de limitation des constructions sur le littoral. Le suivi étendu à une zone plus large est nécessaire pour appréhender cette tendance, la quantifier et si possible la prévenir.

Ce type de fuite est observé avec d'autres mécanismes économiques : report de la construction hors zones soumises à des marchés de droits d'aménagements transférables ; report des dommages liés à la surpêche vers d'autres espèces lorsque certaines font l'objet de quotas individuels transférables...

Sur les quotas individuels transférables dans le secteur de la pêche, le Rapport Landau note que, lors du recours à ce type de mécanismes, une attention particulière doit être portée à la gouvernance et à la régulation du système, de façon à ne pas entraîner de report de dommages sur d'autres espèces ou d'autres écosystèmes. Il n'est par ailleurs pas garanti que l'optimisation sur le long terme de cette ressource soit bénéfique pour la biodiversité dans son ensemble (complexe d'espèces, écosystèmes).

Incitations perverses. Dans le cas de systèmes de type REDD, certains auteurs signalent les risques d'incitations perverses. Le choix du mode de calcul du niveau de référence, la corruption, les comportements de recherche de rentes et l'appropriation des bénéfices par des élites locales ou nationales peuvent créer des incitations perverses. Par exemple, un mécanisme qui récompenserait la réduction des émissions sur la base d'un scénario historique, motiverait les bénéficiaires potentiels à augmenter l'abattage de bois au cours des années précédant le début de la première période d'engagement. Dans cette optique, les plus gros pollueurs (pays, régions ou communautés qui déforestent le plus) seraient récompensés par rapport à ceux qui avaient de faibles taux de déforestation avant la mise en place de REDD.

Dans le cas de quotas de pêche, qu'ils soient ou non transférables, on observe des pratiques de rejet en mer des prises non profitables qui viendraient entamer le quota. Cette pratique, qualifiée de « discarding » ou « highgrading » en anglais, se rencontre principalement lorsque les quotas sont multi-espèces. Un chalutier a alors intérêt à ne conserver que les prises dont les prix sont les plus élevés et à rejeter à la mer les espèces les moins convoitées. Lorsque le quota est atteint pour certaines espèces, les spécimens sont écartés afin de ne pas être en infraction avec les autorités. Finalement, les cours étant très instables il a déjà été remarqué des chalutiers déversant leur capture après avoir été informés d'une baisse soudaine des prix pour que leurs prises ne soient pas décomptées de leurs quotas. Ces pratiques sont potentiellement très dommageables pour les espèces sous quotas mais aussi celles qui ne sont pas couvertes. Elles font l'objet de réglementations spécifiques et de systèmes de contrôles stricts par exemple en Norvège. Des phénomènes analogues, avec des incidences et une importance moindres, ont pu être observés dans d'autres marchés sous quotas soumis à des prix variables (quotas laitiers).

Les programmes de PSE ont pour intérêt de contribuer potentiellement à plusieurs objectifs environnementaux simultanément : réduction des émissions de carbone, amélioration de la conservation de la biodiversité et des services environnementaux délivrés par les forêts, etc. Ce principe doit toutefois être nuancé, la protection d'un service écosystémique pouvant dans certains cas se faire au détriment d'autres services.

La participation. L'efficacité des dispositifs qui s'appuient sur des mesures volontaires (dispositifs contractuels) est largement dépendante du niveau de participation.

Dans le cas des PSE, les retours d'expériences montrent que plusieurs facteurs tendent à limiter le nombre de participants. La participation dépend : (i) du niveau de paiement ; (ii) de l'information sur l'existence du mécanisme et sa compréhension ; (iii) de l'appréciation que les participants potentiels ont des risques liés au dispositif ; (iv) du degré de confiance qu'ils ont dans l'organisation qui gère les paiements ainsi que (v) de leur visibilité sur la pérennité des financements.

Le constat est similaire s'agissant des mesures fiscales positives applicables aux espaces naturels en France sur la demande des bénéficiaires, notamment les exonérations d'impôts fonciers. Leur niveau modeste d'utilisation s'expliquerait également par (i) un défaut d'information concernant l'existence des dispositifs, (ii) la complexité de la mise en œuvre des dispositifs, (iii) le faible niveau d'allégement fiscal de certains dispositifs comparé aux contraintes de gestion des espaces qui en sont la contrepartie, (iv) la durée des engagements.

La juxtaposition de dispositifs qui se recoupent partiellement, voire de dispositifs concurrents limite la participation. C'est notamment le cas en matière d'information. Les auto-déclarations environnementales se sont multipliées en une décennie ; elles risquent de détourner le consommateur de son intérêt pour les écolabels. En effet, si le consommateur ne parvient plus à hiérarchiser l'information devenue trop abondante, il ne l'analyse plus ; l'information n'orientera alors plus le comportement d'achat⁹⁷.

⁹⁷ Les résultats d'une enquête de l'OCDE « comportement des ménages et politiques environnementales » réalisée en 2008 sur 10 pays dont la France (1 000 ménages métropolitains) illustrent les impacts et limites de la labellisation : pour réduire leur consommation d'eau, le facteur « faire confiance aux labels qui garantissent une faible consommation d'eau des appareils » est jugé très important par 30 % des ménages métropolitains, et pour réduire leur consommation d'énergie, le facteur « des labels plus identifiables » est jugé très important par 40% des ménages métropolitains.

Par ailleurs, certains outils économiques sont soumis à des effets d'échelle, notamment lorsqu'ils impliquent une négociation au cas par cas avec des acteurs individuels. Ces effets d'échelle peuvent être problématiques lorsque l'efficacité environnementale est liée à une densité d'adoption minimale. La lourdeur des démarches d'accès à l'outil peut en effet ralentir ou même décourager l'adhésion des utilisateurs potentiels. Or, la protection d'un bassin versant par exemple nécessite l'adhésion d'une majorité des exploitants agricoles pour être efficace.

d) Questions en suspens

- Pertinence des mesures basées sur la responsabilité : la biodiversité peut-elle être recréée ?

En Europe et en France, les dispositifs basés sur la responsabilité prévoient majoritairement une compensation des impacts en nature, dans le respect de principes d'équivalence stricts. Cette orientation s'est affirmée avec l'adoption de la Directive sur la responsabilité environnementale et de la Loi sur la responsabilité environnementale qui la traduit en droit français. Cette orientation favorise la « non-perte » de biodiversité, toutefois, elle s'appuie sur l'hypothèse forte que des habitats endommagés puis reconstitués produiront la même quantité et qualité de services.

L'expérience démontre que la compensation à fonctions égales est utopique. L'incertitude des résultats des actions de restauration, voire de création d'habitats, rend l'objectif de « non perte globale » de biodiversité difficilement atteignable. Le bénéfice écologique ne correspond jamais tout à fait au dommage écologique (type, qualité).

Dans le cas de l'expérience américaine, par exemple, les travaux d'évaluation montrent que l'objectif de restauration ou de maintien de la qualité et de la quantité des zones humides n'est pas toujours atteint (National Research Council, 2001). La duplication totale de zones humides est impossible (complexité, relations subtiles entre hydrologie, sol, végétation, etc. développées sur plusieurs milliers d'années). Une unité de mesure ne peut reproduire la complexité de la biodiversité. De nouveaux standards ont été développés en 2008 par l'agence américaine de protection de l'environnement pour répondre au mieux à ces problématiques.

De manière plus générale, et ceci n'est pas spécifique aux instruments de marchés, les techniques de restauration ou de génie écologique employées ne peuvent en pratique atteindre l'objectif de non perte globale, notamment parce que les actions doivent cibler certaines espèces / fonctions au détriment d'autres. Dans le cas du recours à des instruments de marchés (banques de compensation), les méthodes d'évaluation standardisées impliquent une simplification de l'objet des crédits (recours à des indices, à des ratios type ou à des valeurs moyennes par type de milieux) qui accentue ce constat.

Sur ce thème, le Rapport Landau dégage les conclusions suivantes : « Un instrument économique qui dégagerait des ressources financières mais n'aurait pas d'effet incitatif ne serait utile que dans la mesure où l'écosystème altéré pourrait être restauré. Or, cette opportunité de compensation n'existe que jusqu'à un certain point, et certaines dégradations ont un caractère irréversible. Une espèce détruite ne se renouvelant jamais à l'identique, une compensation au plan économique ne peut pas correspondre à une compensation biologique. Dans une logique de précaution, les moyens dégagés par ledit instrument économique peuvent cependant contribuer à la conservation durable d'espaces réservoir de biodiversité, dont le rôle, outre de fournir des données scientifiques, est de contribuer à la réparation des écosystèmes altérés et sauvegarder, pour les générations futures, les potentialités évolutives des êtres vivants. » Cette analyse conforte l'importance de la séquence éviter/réduire/compenser.

- La prise en compte des impacts dédouane-t-elle l'agent économique de sa responsabilité ?

Tout dispositif qui permet explicitement d'internaliser des dommages environnementaux (ou sociaux) mais qui n'agit peu ou pas sur les comportements risque de contribuer à dédouaner les agents de leurs responsabilités et de limiter la prévention des dommages. Cette tendance est potentiellement problématique lorsque le niveau des mesures ne permet pas de prendre en compte la totalité des impacts ou lorsque l'existence même du dispositif peut être interprétée comme un « droit à détruire ».

Dans certains pays, le recours à de mesures compensatoires prévu dans la réglementation ou la mise en place de banques de compensation est perçu comme un danger pour la protection de la biodiversité par les naturalistes. En théorie, la combinaison entre une compensation obligatoire et un coût élevé (signal prix) devrait permettre de mieux internaliser le coût de la compensation, et donc d'inciter le maître d'ouvrage à porter ses efforts sur les mesures d'évitement et de réduction des atteintes à la biodiversité. Toutefois, certains acteurs s'interrogent sur l'impact indirect de l'offre de compensation. L'existence de cette offre favorise-t-elle l'approbation de projets qui n'auraient pas dû être mis en œuvre, incite-t-elle potentiellement les maîtres d'ouvrage à moins investir dans l'évitement et la réduction des impacts ? La question de savoir si les mécanismes de marché pour la compensation posent un risque de « droit à détruire » reste à étudier.

La question de savoir si la labellisation environnementale entraîne des effets rebond est également posée (le consommateur d'un produit à labellisation environnementale augmente-t-il sa consommation considérant que son impact sur l'environnement est diminué par l'achat de produits écolabellisés ?).

- Le partage des avantages liés à une exploitation marchande de la biodiversité garantit-il la préservation ?

Plusieurs outils prévoient un partage des avantages liés à une exploitation marchande de la biodiversité : partage des bénéfices d'une activité privée d'écotourisme avec les communautés ou les collectivités locales, partage des avantages liés à l'exploitation des ressources génétiques...

Ces ressources ne sont pas forcément directement affectées à la préservation de la biodiversité. *A contrario*, des ressources publiques contribuent souvent au développement des activités marchandes locales (écotourisme). Le souci d'utiliser le partage des avantages liés à une exploitation marchande de la biodiversité comme un outil de développement part du principe que le développement d'activités économiquement rentables pour les communautés locales limite les pressions sur la biodiversité et incite indirectement à investir dans sa préservation. De tels programmes peuvent contribuer à réduire les pressions s'ils offrent, aux communautés locales, des emplois alternatifs à des activités ayant un impact négatif sur la biodiversité. S'ils se limitent à un partage monétaire, leur impact n'est pas acquis en l'absence de dispositif de gouvernance efficace.

- Comment répercuter des mesures du propriétaire au gestionnaire ?

Certains outils économiques s'adressent spécifiquement aux propriétaires fonciers (exonérations fiscales, servitudes conventionnelles...). La répercussion de l'avantage du propriétaire vers l'exploitant est une condition clé lorsque le propriétaire n'est pas lui-même l'exploitant et n'est donc pas directement à même de mettre en œuvre les mesures sur lesquelles il pourrait vouloir s'engager, notamment pour bénéficier d'avantages fiscaux. De manière plus générale, les propriétaires restent réticents à soumettre les exploitants à des conditionnalités et utilisent peu les dispositions qui leur permettraient de répercuter certaines mesures fiscales positives sur les exploitants. Ces mesures peuvent en outre être difficiles à mettre en œuvre en pratique⁹⁸, d'où l'intérêt du bail environnemental.

Malgré l'intérêt accordé au bail environnemental, peu d'accords de ce type ont jusqu'ici été conclus. Les accords qui ont été documentés sont le fait de propriétaires publics (conservatoires, communes). Des réflexions sont engagées sur les possibilités d'extension du bail environnemental (voir partie V. perspectives).

- Comment assurer la pérennité des bénéfices écologiques ?

Il est raisonnable de questionner la durabilité des projets PSE sur le long terme, en particulier concernant le service de séquestration de carbone au travers des programmes de reforestation, puisque les propriétaires sont susceptibles de couper le bois à l'arrêt du programme. Il s'agit donc de veiller à sécuriser les services après l'arrêt du programme ou d'étendre le programme sur de très longues durées, lui conférant un caractère permanent. C'est le cas du programme tasmanien dans lequel les contrats peuvent être conclus à perpétuité.

Dans le cas de REDD, par exemple, les émissions évitées par la non déforestation n'ont pas de caractère intrinsèque permanent. Il y a toujours un risque que les forêts soient détruites ou dégradées pendant ou après les activités REDD, annulant de fait les réductions d'émissions réalisées par le passé. Les crédits délivrés pour ces réductions ne sont alors plus viables, ce qui pose un risque en terme de sécurité pour l'acheteur.

IV.7.2. Efficacité économique

a) Retour d'expériences

Coûts de transaction : coûts d'entrée, de gestion, de contrôle... Sur la quasi-totalité des outils, les analyses signalent l'importance des coûts de transaction : coûts d'entrée pour les participants, coûts d'information et de gestion des dispositifs, coûts de certification, coûts de suivi et de contrôle... Ces coûts sont particulièrement élevés lorsque la participation au dispositif est limitée ou morcelée ou lorsque les procédures sont peu explicites, en cours de mise en place ou non encore définies (coûts de transaction plus élevés, coûts de formation, coûts éventuellement liés à l'insécurité juridique ou l'insécurité en terme d'image, par exemple dans les transactions de bioprospection en l'absence de réglementation...).

⁹⁸ La part des taxes foncières à la charge de l'exploitant est de 20% sauf clause contraire. Elle peut, de commun accord au moment de la signature du bail être élevée jusqu'à 99 %, ce qui permettrait au propriétaire de répercuter les mesures fiscales portant sur la TFNB sur l'exploitant. Toutefois, il semble que ceci soit rarement pratiqué et potentiellement difficile à mettre en œuvre.

Ce constat est partagé dans le cas d'instruments volontaires privés. Ainsi, la mise en place du label peut être coûteuse, notamment du fait des campagnes d'information des consommateurs nécessaires à la bonne visibilité du label.

Afin de réaliser des économies d'échelle les systèmes de PSE peuvent, dans certains cas, cibler plusieurs services environnementaux concomitants. Tout en évitant la superposition des programmes sur une même parcelle et en réduisant les coûts de transaction, ces mécanismes favorisent une appréhension globale de l'écosystème et la maximisation du montant des paiements, de sorte que la conservation est facilitée. Toutefois, la multiplication des acheteurs peut aussi constituer un handicap (comportement de passager clandestin, coûts de transaction associés...).

b) Conditions techniques

Evaluer le coût d'opportunité d'un service environnemental. L'asymétrie d'information sur l'effort de l'agent contractualisé pour produire le service environnemental ne permet en général pas d'estimer le coût d'opportunité qui est spécifique pour chaque agent. Si elle est possible, au moins de manière approximative, l'évaluation du coût d'opportunité ne doit pas se limiter à comparer les marges liées à deux itinéraires techniques. Même lorsque le service rémunère un changement de pratique, les coûts liés à la transition sont souvent un facteur essentiel du coût d'opportunité. Ces coûts peuvent correspondre à des investissements physiques, mais aussi à des investissement en formation ou aide technique. Le cas du système de paiement pour service environnemental établi dans la zone de captage de l'eau de Vittel illustre les différentes facettes du coût d'opportunité. L'entrepreneur prend en charge spécifiquement chacune de ces trois composantes.

Etablir des niveaux de paiements efficents. Le coût d'opportunité varie pour chaque acteur, d'où la difficulté à établir des barèmes standardisés. Les fournisseurs sont susceptibles de se distinguer entre eux de deux manières, à la fois au regard de leur coût d'opportunité et de la qualité et quantité des services environnementaux de leur terrain. Les paiements uniformes sont sous optimaux (OCDE, 2010). Les fournisseurs dont les coûts sont moindres sont alors surcompensés tandis qu'un signal-prix insuffisant est envoyé à fournisseurs potentiels dont les coûts sont élevés. Introduire des paiements différenciés entre les fournisseurs, sur la base des caractéristiques individuelles, permet d'intégrer cette hétérogénéité, contribuant ainsi à l'efficacité du PSE. Souvent, le coût moyen payé par hectare diminue mais le coût maximum accepté augmente. A budget inchangé, la superficie couverte par le programme est plus grande (source : OCDE). Lorsque les coûts d'opportunité sont mal évalués par l'acheteur cela peut inciter le fournisseur à les surestimer afin d'obtenir une plus forte compensation, ce qui s'apparente à un effet d'aubaine.

Le choix du mode de paiement peut aider à résoudre les problèmes relatifs à l'asymétrie d'information. L'utilisation des enchères inversées⁹⁹, par exemple, permet de révéler les coûts d'opportunité de chacun et de fixer les compensations au plus près des coûts marginaux. Toutefois, les paiements uniformes sont presque toujours préférés dans la pratique pour des questions d'équité et de facilité de mise en œuvre.

c) Questions en suspens

- Les taxes et redevances existant en France permettent-elles d'internaliser les dommages diffus ?

Il pourrait être intéressant de s'interroger sur le niveau des taxes et redevances existantes pour évaluer dans quelle mesure celui-ci internalise effectivement les dommages causés à la biodiversité. Une telle évaluation devrait toutefois tenir compte de la double vocation de certaines taxes (dont la TDENS), de compensation et de financement d'un service ouvert au public : principes « pollueur-payeur » et « usager-payeur ». Différentes méthodes d'évaluation économique seraient sans doute à mobiliser de manière complémentaire.

Toutefois, la question est sans doute moins d'apprécier le niveau d'internalisation des mesures existantes que d'identifier les dommages diffus qui ne sont aujourd'hui pas internalisés. Certaines taxes existantes (comme la TDENS) sont facultatives : il n'est pas prévu de niveau plancher. Ainsi, dans les collectivités qui ne les ont pas instaurées, les atteintes à la biodiversité correspondantes (par exemple la construction) ne font pas l'objet d'une internalisation et ne contribuent pas au financement de politiques de préservation. Par ailleurs certaines pressions, liées notamment aux pollutions diffuses qui altèrent la biodiversité, ne sont pas prises en compte dans le dispositif économique. Les travaux sur les impacts des pollutions sur la biodiversité réalisés en préparation de la Conférence de Chamonix de mai 2010 constituent une base utile pour l'analyse¹⁰⁰.

- Les mesures fiscales positives adoptées en France sont-elles suffisamment incitatives pour modifier les comportements ?

⁹⁹ Les enchères inversées correspondent à une situation où ce sont les vendeurs qui proposent des prix décroissants s'il y a plusieurs tours.

¹⁰⁰ http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/atelier_pollutions_-_note_de_cadrage-final.pdf

Tout d'abord, ces mesures ont permis de rétablir un double équilibre, d'une part, en étendant la fiscalité applicable au patrimoine culturel au patrimoine naturel et, d'autre part, en alignant certaines dispositions fiscales applicables aux bois et forêts ainsi qu'aux terrains agricoles à celles applicables aux espaces naturels (à l'exception des zones humides non-agricoles). Ainsi, ces mesures ont pour effet de tenir compte de la valeur écologique du foncier non bâti et de compenser les servitudes découlant de la protection du patrimoine. Par suite, elles créent les conditions favorables pour inciter les propriétaires d'espaces naturels d'une part, à conserver ces espaces et, ce faisant, éviter leur artificialisation et, d'autre part, à effectuer les dépenses nécessaires à leur préservation et à leur amélioration. Sans ces mesures, la fiscalité sur le foncier non bâti pouvait entraîner une rentabilité nulle ou négative.

Par ailleurs, des consultations de terrain sont menées en 2010 par le MEDDTL dans quelques régions diversifiées pour apprécier le niveau de mise en œuvre des dispositifs fiscaux positifs s'appliquant aux espaces naturels et dégager des enseignements utiles à la définition de mesures susceptibles de s'appliquer à la trame verte et bleue. Le caractère incitatif des outils existants apparaît dans les faits très variable en fonction des dispositifs fiscaux, des moyens mis en œuvre par les différents acteurs (administration, gestionnaires de parcs...) pour l'application de ces dispositifs et des situations individuelles des bénéficiaires. Il dépend, au cas par cas, de l'existence ou pas de dispositifs concurrents (univers fiscal complexe s'appliquant notamment à l'agriculture et à la forêt), de la structure foncière (taille des parcelles et mode de tenure) et du type de production (ainsi le montant de TFNB par hectare par exemple est très faible pour des taillis ou les landes, mais nettement plus élevé pour de la sapinière¹⁰¹).

Au-delà de ce constat objectif, il apparaît que l'existence même des mesures est un élément de communication qui a un effet incitatif sur l'adoption des dispositifs bénéficiant de cet accompagnement. C'est tout particulièrement vrai pour la signature des chartes Natura 2000, à la condition toutefois que l'exonération de TFNB soit ressentie par les bénéficiaires comme une contrepartie de leurs engagements contraignants. De ce point de vue, l'exonération de TFNB perdrat donc de sa valeur si elle était étendue à d'autres types d'espaces non soumis à des contraintes réglementaires fortes.

- La supériorité des outils économiques en terme de coût-efficacité est-elle démontrée ?

Les outils économiques, notamment ceux qui s'appuient sur la création de marchés, ont comme principal objectif de maximiser le rapport efficacité/coût des politiques publiques de préservation de la biodiversité et des services écosystémiques.

Le caractère échangeable des marchés de droits permet l'égalisation des bénéfices marginaux liés au prélèvement à l'équilibre, minimisant ainsi le coût agrégé de respect d'un objectif global. Selon MRAG et al. (2009), la mise en place de quotas individuels transférables dans plusieurs États-membres de l'Union européenne aurait permis de rationaliser le secteur de la pêche et d'en augmenter la profitabilité.

En théorie, le PSE maximise également le rapport efficacité/coût, car il concentre les efforts là où les bénéfices sont les plus grands et les coûts les plus faibles. En pratique, cela dépend d'un ensemble d'éléments donc la méthode de mise en œuvre choisie, le ciblage des bénéficiaires, l'existence d'effets d'aubaine, l'importance des coûts de transactions, les conditions de pérennisation des acquis... Les expériences de PSE montrent que dans un contexte de budget limité, il n'est pas suffisant de sélectionner les grandes aires écosystémiques à protéger, il est nécessaire de sélectionner les candidats dont la participation apportera les plus grands bénéfices environnementaux, c'est à dire les sites les plus menacés ou ceux qui contribuent le plus aux services environnementaux ciblés. Les outils cartographiques, les systèmes de notation des parcelles et les indices de bénéfices environnementaux (IBE) aident à comparer les potentiels de conservation et à cibler les participants. Par ailleurs, des systèmes d'enchère inversées sont développés pour s'assurer que les paiements sont aussi proches que possible du coût d'opportunité (voir partie Fiches outils).

Les études disponibles ne permettent pas de trancher sur l'efficacité des PSE relativement aux mesures réglementaires. En effet, si plusieurs études comparent l'efficacité relative de plusieurs systèmes de PSE (en particulier suivant les modes de ciblage des bénéficiaires et de paiements), peu d'études empiriques comparent efficacité relative de systèmes réglementaires et de PSE. Certaines études établissent par contre que, même efficaces, les PSE ne sont pas forcément à même de contrecarrer les effets néfastes de programmes de subventions dommageables qui restent souvent préponditaires tant pour les volumes financiers concernés que pour le nombre d'acteurs intéressés. L'exemple du Programme PSAH au Mexique (cf. Encadré 24) illustre ce constat.

- Des risques liés aux règles de non-discrimination et de concurrence ?

Les écolabels s'appliquent à des produits et services qui font l'objet d'échanges, notamment au niveau international. Or, à cette échelle, ce sont les règles du commerce international définies par l'Organisation mondiale du commerce (OMC) qui prévalent.

¹⁰¹ Ce niveau de pression fiscale va dans le sens d'une cohérence avec le revenu foncier. Il est intéressant de constater que pour certains types d'occupation du sol le montant de la TFNB peut être très faible, voire non recouvré, ce qui limite les incitations fiscales possibles.

Le principe de non-discrimination autorise les États à réglementer les échanges en se fondant sur les caractéristiques des produits mais interdit toute discrimination entre « produits similaires » importés ou non. La question de savoir si un procédé ou une méthode de production qui n'a pas d'incidence sur les caractéristiques du produit final – ce qui peut en particulier être le cas des incidences sur la biodiversité - peut servir de base à l'adoption d'une restriction commerciale légitime n'est pas tranchée (source : OMC). Si certaines règles des écolabels ne sont pas conformes au principe de non-discrimination, elles pourraient alors être considérées comme des mesures commerciales discriminatoires dans le cadre de l'OMC. Jusqu'à présent, le caractère volontaire des écolabels a permis d'éviter les contentieux.

Dans le cas des paiements pour services environnementaux, un niveau de paiement supérieur au coût d'opportunité peut aussi poser question dans un contexte concurrentiel. Ainsi l'accord sur l'agriculture de l'OMC prévoit, dans le cadre des « versements au titre de programmes de protection de l'environnement » que : « Le montant des versements sera limité aux coûts supplémentaires ou aux pertes de revenu découlant de l'observation du programme public. »¹⁰² Cette règle peut constituer une contrainte dans la définition de PSE.

IV.7.3. Effets distributifs

a) Co-bénéfices des dispositifs

Plusieurs dispositifs visant à préserver la biodiversité poursuivent également des objectifs de développement économique et social sur lesquels des résultats positifs peuvent être constatés. Ainsi, en France, le Plan de développement rural national avait également un pilier social, et visait à la réduction des inégalités et à l'aménagement du territoire. Sur ce point des résultats positifs ont pu être enregistrés en terme de cohésion territoriale (dans des zones herbagères de montagne par exemple).

Le rapport Landau souligne que « L'intégration de la biodiversité dans les programmes de coopération internationale devrait être généralisée, notamment avec les pays à forte diversité biologique. L'approche purement conservatrice, consistant à créer des zones protégées, doit être analysée en lien avec le développement durable ; la corrélation entre la dégradation de la biodiversité et les mauvaises conditions de vie des populations semble en effet relativement claire. Préserver la biodiversité de manière durable passe donc par le développement économique des zones concernées ». Cela ne constitue toutefois pas une condition suffisante, certaines activités économiques se développent en effet, au moins à court terme, en exploitant les ressources de manière non renouvelables.

C'est pourquoi les systèmes de PSE dans les pays en développement et le dispositif REDD visent en général à contribuer au développement, ou à la réduction de la pauvreté, en particulier en protégeant les moyens de subsistance de ménages particulièrement pauvres qui sont dépendants de la forêt.

Les avantages générés par l'utilisation des ressources génétiques et des savoirs traditionnels, dans le cadre du mécanisme d'APA (Fiche 16), sont potentiellement multiples pour le pays fournisseur et les communautés autochtones concernées. Ce système permet de générer des avantages à la fois monétaires et non monétaires. Les transferts monétaires peuvent prendre la forme de redevances (en cas de dépôt de brevet), de droits de collecte ou encore de partage monétaire de la commercialisation de produits issus de l'utilisation des ressources. Une grande diversité de transferts non monétaires liés au renforcement des capacités sont envisageables, les plus courants étant le transfert de savoirs faire et de compétences scientifiques. Le mode de distribution de ces avantages dépend largement de la définition des droits de propriété sur les ressources génétiques, qui détermine les bénéficiaires potentiels des avantages (ex : propriétaires terriens, communautés locales, organisme public, Etat, etc.).

De plus, le mécanisme d'APA favorise un développement local durable, en incitant les pays fournisseurs à investir les avantages retirés de l'APA dans la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité, pour maintenir le potentiel de valorisation de leur capital naturel¹⁰³.

L'exploitation commerciale de produits dérivés peut jouer à la fois un rôle positif (apport de financement à l'AMP, sensibilisation des touristes) et un rôle négatif, en particulier dans les pays en développement, si le commerce n'est pas équitable et responsable. L'impact culturel (respect des coutumes locales) n'est pas négligeable.

¹⁰² Cf. annexe 2 : « soutien interne: base de l'exemption des engagements de réduction » point 12 b.

¹⁰³ Le contrat conclu en 1991 entre l'Institut national de la biodiversité du Costa Rica (INBio) et le groupe pharmaceutique Merck est très souvent cité pour illustrer ce mécanisme. Merck a assuré son approvisionnement de 10 000 échantillons en soutenant financièrement INBio : le contrat prévoyait le versement par Merck d'une avance de 1 million de dollars à INBio (soit 0,1% des dépenses annuelles de recherche et développement de Merck), ainsi qu'une redevance sur les produits commerciaux éventuels. A noter que cette redevance n'a pas été versée, aucun produit n'ayant été développé suite à cette campagne de bioprospection.

b) Limites et risques

- Création de rentes

La mise en place d'outils économiques peut aboutir à la création de rentes. C'est le cas de l'attribution gratuite de droits transférables, qu'ils s'agissent de droits d'aménagement ou de quotas de pêche, par exemple. Il en est de même si un paiement pour service environnemental est établi au dessus de son coût d'opportunité. La création de cette rente peut constituer une opportunité si elle contribue à favoriser la préservation de la biodiversité et des services écosystémiques. Toutefois, le partage de cette rente pose des questions d'équité et peut justifier des mesures d'accompagnement pour assurer son acceptabilité sociale et réguler les phénomènes d'appropriation. Dans le secteur de la pêche, ces questions sont particulièrement sensibles lorsque le mode d'attribution se base sur des captures historiques et que seuls les nouveaux entrants doivent acquérir leurs quotas sur le marché.

- Concentration et exclusion

Exclusion de la participation. Il arrive que certaines parties ne soient pas associées aux échanges, notamment dans les pays où co-existent plusieurs communautés y compris des communautés qui n'ont pas de droits fonciers locaux (cas des PSE).

Renégociation des accords pré-existants. Une bonne prise en compte des spécificités locales et sectorielles, dont le cadre institutionnel et les droits fonciers (droits de propriété et modes de tenure), est essentielle. Des droits fonciers clairement établis et protégés (contre les intrusions illégales et les risques d'expropriation) augmentent les chances de réussite d'un programme de PSE. L'existence de systèmes de fermage ou de métayage doit être prise en compte dans la conception du dispositif. Un renforcement unilatéral des droits et opportunités économiques associés à la propriété, même traditionnelle, peut en effet amener à la renégociation de droits d'usage existants voire à l'exclusion des exploitants. La mise en œuvre de REDD, et à plus forte raison de REDD +, nécessite une clarification des droits fonciers. Ces droits pourraient, en l'état actuel, creuser les inégalités de revenus. Parce que souvent mal définis, la propriété foncière et les droits d'exploitation des forêts suscitent de nombreuses interrogations. Comment garantir une distribution équitable des fonds ? A qui appartient la forêt, et qui a le droit de décider de son utilisation ? Quel est le rôle des droits coutumiers ? Qui peut exercer une légitimité sur les droits de carbone forestier et les services fournis par la forêt ? sont quelques unes des questions auxquelles il faut répondre (note de veille CAS, 165). Les risques d'exclusion d'acteurs qui accédaient gratuitement à la ressource ou de renégociation des contrats formels ou informels existants, au détriment de populations vulnérables, ne doivent pas être sous-estimés. Ainsi, certaines populations pauvres qui utilisaient gratuitement la ressource risquent de ne plus y avoir accès ou de devoir payer dès lors qu'elles ne possèdent pas de droits fonciers. Par ailleurs, la souveraineté sur les terrains peut être perçue, à tort ou à raison, comme remise en cause.

Exclusion par les coûts d'entrée. Le coût d'entrée d'un label environnemental (mise en conformité et certification) peut restreindre l'accès des petites et moyennes entreprises à ce type de marché, notamment dans les pays en développement. Cette restriction d'entrée peut favoriser les producteurs les plus aisés et marginaliser les petits producteurs qui sont pourtant souvent visés notamment lorsque les labels poursuivent à la fois des objectifs sociaux et environnementaux.

Concentration des droits. La mise en place de quotas individuels transférables peut avoir des conséquences sociales, notamment une concentration des quotas liée à la présence d'économies d'échelle dans le secteur de la pêche. Cette concentration réduit l'efficacité du dispositif et menace son intégrité. Certains exploitants se retrouvent en effet dans une situation quasi monopolistique. Pour les consommateurs, cette moindre concurrence peut se traduire par une augmentation des prix. Pour la politique environnementale, cette situation favorise les groupes de pressions pour un assouplissement des restrictions de pêche, diminuant d'autant l'efficacité de la politique. Les conséquences sociales peuvent également être notables : réduction de l'emploi et de la stabilité dans le secteur, creusement des inégalités sociales... En Nouvelle-Zélande, 80 % des quotas sont ainsi détenus par 10 % des détenteurs (D4E). Certains pays comme l'Islande ont pu limiter ce phénomène en instituant deux marchés de quotas séparés.

Dumping. Dans le cas des régimes d'APA par exemple, les pays fournisseurs peuvent faire face à des situations de « dumping » : en effet, dans les régions ayant les mêmes types d'environnement (en termes de ressources génétiques et de connaissances traditionnelles associées), les différences de contraintes législatives entre pays peuvent entraîner des biais dans le choix du pays prospecté. Ce risque s'observe par exemple entre le Brésil (législation restrictive) et la Guyane française frontalière, qui jusqu'en 2006 ne disposait d'aucune législation sur l'APA. Les accords transfrontaliers, comme ceux qui existent entre les pays andins, limitent ce risque.

Exclusion par la norme. La reconnaissance des qualités d'un produit de grande consommation par la labellisation peut orienter l'évolution des exigences normatives. Plus généralement, sur un marché concurrentiel, il existe un risque « d'exclusion par la

norme », qui peut conduire certains acteurs dominants à promouvoir une « escalade des normes » pour éliminer des concurrents moins susceptibles de s'adapter.

- Dépendance

Selon la part de leurs revenus que les PSE représentent, les bénéficiaires peuvent devenir financièrement vulnérables à la clôture des programmes, à l'annulation ou au retard de financement.

c) Question en suspens

- Payer les acteurs pour les inciter à adapter leurs comportements afin qu'ils aient moins d'impacts sur l'environnement est économiquement efficace¹⁰⁴, mais est-ce socialement acceptable ?

Du point de vue de l'acceptabilité, on distingue deux types de paiements pour services environnementaux :

- des paiements qui rémunèrent une activité additionnelle qui a un impact positif sur le milieu,
- des paiements qui visent à réduire ou à réorienter une activité qui impacte négativement le milieu.

Dans le premier cas, il s'agit d'une activité clairement additionnelle et le paiement pour ce service pose peu de questions d'acceptabilité. Dans le second cas, le paiement vise à inciter les acteurs à adapter leurs comportements afin qu'ils aient moins d'impacts sur l'environnement, ce qui donne lieu à des débats sur la cohérence de cet outil avec le principe pollueur-paye^r (voir Encadré 25).

Ainsi, si l'on s'intéresse au service de fixation du carbone : payer pour boiser peut être jugé socialement plus acceptable que payer pour ne pas déforester. Toutefois, d'un point de vue écologique, il est souvent plus efficace, et en général moins coûteux¹⁰⁵, de préserver le milieu que de restaurer un milieu dégradé. C'est dans ce contexte que s'inscrit la réflexion sur les paiements pour services environnementaux.

Encadré 25 : Débats sur la théorie des PSE à la lumière des premières expériences et des évolutions plausibles¹⁰⁶

Des travaux publiés de 2007 à 2010 par l'IDDR^I soulèvent plusieurs questions clés à la lumière des premières expériences de PSE, notamment dans les pays en développement.

Les PSE visent en principe à se substituer à l'action publique en donnant la priorité aux contrats volontaires entre agents privés. S'ils sont mis en œuvre à large échelle de tels outils risquent de remettre en cause le principe pollueur-payeur en instituant le principe d'usager-payeur. Ce risque doit faire l'objet d'une vigilance toute particulière dans les pays en développement.

Si les PSE ont à l'origine été conçus pour bénéficier aux populations rurales pauvres, ou disposant de faibles capacités d'investissement (notamment dans les pays en développement), ce type d'instrument est de plus en plus souvent utilisé pour rémunérer de grands investisseurs privés, y compris des concessionnaires privés sur des terres qui sont du domaine de l'Etat. Dans ce cas, le recours au paiement pose question non seulement pour des raisons d'équité, mais parce qu'il pourrait ouvrir la porte à un principe « pollueur-bénéficiaire ».

Dans la pratique, l'analyse conduit à distinguer deux formes de PSE :

- des PSE qui visent à restreindre certains usages (en conditionnant par exemple le paiement à l'absence de déforestation). Sauf lorsqu'il existe un cadre réglementaire spécifique garant du long terme (servitudes environnementales...), l'effet du PSE n'a en général pas vocation à être définitif et dépend de la poursuite du paiement ;
- des PSE qui visent à accompagner des changements de pratiques (transition vers l'agriculture biologique...). Les seconds sont plus ambitieux : ils nécessitent des montants plus élevés lors de la phase de transition et davantage de formation et d'accompagnement mais ils ont davantage de chance d'être efficaces sur le long terme.

Sur ce thème, le Rapport Landau note que : « Une originalité de l'approche « conservation de la biodiversité » est qu'elle conduit à devoir s'interroger sur les outils économiques permettant d'encourager certaines catégories d'acteurs à « ne pas faire », ou en d'autres termes, conserver un espace en l'état. Dans certains cas, la question peut être posée dans les termes suivants : partant du principe que la situation actuelle peut être considérée comme biologiquement satisfaisante et du constat qu'aucune alternative (considérée à l'aune des techniques actuellement disponibles) ne permet de maximiser le bénéfice

¹⁰⁴ Sous réserve que la valeur économique du service soit supérieure au coût d'opportunité pour le producteur.

¹⁰⁵ Le cas des projets d'aménagement est un contre exemple. Il est souvent moins coûteux de prévoir des mesures compensatoires que de modifier un grand projet d'investissement ; d'où l'importance du cadre réglementaire strict qui prévoit l'obligation d'éviter, de réduire et de ne compenser que les dommages résiduels qui n'ont pu être évités ou réduits.

¹⁰⁶ Source : Article « *Questioning the theory of Payments for Ecosystem Services (PES)* », IDDR^I, Romain Pirard, Raphaël Bille et Thomas Sembrés (Banque mondiale), Juin 2010.

global pour la société (compte tenu des externalités positives et négatives), comment empêcher qu'un propriétaire ou gestionnaire prenne une décision qui vise légitimement à maximiser son revenu personnel ? C'est tout l'enjeu de la réflexion sur les incitations économiques positives. »

L'acceptabilité sociale des PSE dépend donc de leurs objectifs, mais elle dépend aussi des autres mesures sectorielles. Dans des secteurs qui font l'objet de transferts publics importants, la conditionnalité des aides peut être jugée collectivement plus acceptable. Enfin, dans le contexte des multiples objectifs des politiques publiques, il n'est pas toujours possible de soumettre certains secteurs à une pression fiscale accrue. Dans ce contexte, la rémunération des bonnes pratiques ou l'adoption d'outils mixtes incluant une rémunération des bonnes pratiques peut être une alternative.

- Niveau de paiement : comment concilier acceptabilité et efficacité ?

D'un point de vue économique, tout paiement supérieur au coût d'opportunité et inférieur à la valeur économique globale du service environnemental est jugé efficace. Toutefois le Rapport Landau souligne les différences qui existent dans la conception de la rémunération, entre « indemnisation » ou « compensation », et « prix d'un service rendu ».

Dans les pays développés, le niveau de paiement des services environnementaux est souvent fixé au coût d'opportunité pour l'acteur qui adopte des pratiques plus favorables à l'environnement ou renonce à développer une zone naturelle ou semi-naturelle, par exemple (ce qui correspond à une indemnisation ou compensation). Le paiement au coût d'opportunité répond au souci de bien gérer les finances publiques lorsque le financement relève de l'Etat ou de l'Union européenne et de ne pas induire des distorsions de concurrence en créant une nouvelle rente sur la ressource foncière, conformément aux règles de l'OMC.

Toutefois, le choix du paiement au coût d'opportunité pose un ensemble de questions. Le Rapport Landau souligne que seul un paiement au « prix du service rendu » est « incitatif à la production de nouveaux services ». dans les pays en développement, ce niveau de paiement pose des questions éthiques.

Encadré 26 : Quelques questions posées par les programmes de PSE visant la conservation des forêts dans les pays en développement (Karsenty 2007 et 2010)¹⁰⁷

Certains chercheurs remettent en cause le principe d'une compensation au coût d'opportunité, dans les pays en développement, dans la mesure où se limiter à ce niveau de compensation revient à faire l'hypothèse du maintien des pays ou population pauvres dans leur état de pauvreté actuelle.

Compenser différents acteurs en fonction de leur coût d'opportunité spécifique (et non de la valeur estimée du ou des services écosystémiques) peut également poser des questions éthiques. Ainsi, sur un front pionnier agro-industriel, une même zone forestière pourrait faire l'objet d'une compensation élevée s'il s'agit de limiter l'activité d'une entreprise agro-industrielle (pour laquelle le coût d'opportunité de l'absence de mise en culture est important) ou d'une compensation très modeste aux petits producteurs locaux pratiquant une agriculture vivrière financièrement peu rentable. Cette dualité pose des questions éthiques et remet potentiellement en cause la conclusion du rapport Stern selon laquelle la réduction de la déforestation dans les pays en développement est, en général, un mode de réduction des émissions de CO₂ peu coûteux. De manière plus large, Karsenty met en évidence le fait que les coûts d'opportunité de programmes de paiements pour services environnementaux sont en général sous-estimés. Menés à grande échelle de tels programmes ont un impact sur l'activité locale qui dépasse les seuls propriétaires fonciers indemnisés : impact sur l'emploi, sur les revenus fiscaux, sur les prix des matières premières agricoles et forestières, etc. La reconnaissance de ces impacts et la mise en œuvre de modalités de compensation adaptées augmentent significativement le prix et la complexité de tels programmes. En outre, les coûts de transaction de ces programmes pourraient être élevés.

IV.7.4. Régulation et gouvernance

a) Des politiques articulant plusieurs outils et approches

Les politiques de préservation de la biodiversité font généralement appel conjointement à une palette d'outils. Ainsi que les analyses précédentes l'ont souligné, les outils économiques accompagnent le cadre réglementaire et les politiques contractuelles plus qu'ils ne s'y substituent. Ce constat n'est pas limité à la France, mais largement partagé à l'international. Ainsi, les dispositifs de marché de paiements pour services environnementaux sont largement liés à des obligations réglementaires de compensation ou de respects de normes environnementales (cas des normes de potabilité de l'eau développé dans l'Encadré 27 ci-dessous). La politique commune de la pêche propose un système de quotas, une

¹⁰⁷Karsenty, 2007 « Questioning rent for development swaps : new market-based instruments for biodiversity acquisition and the land-use in tropical countries » et Karsenty, 2010, présentation orale.

réglementation précise, un système de subventions et une gouvernance locale depuis la réforme de 2002. De même la prise en compte de la biodiversité dans la politique agricole commune combine plusieurs outils dont l'éco-conditionnalité des subventions et des approches contractuelles. Le réseau Natura 2000 qui repose essentiellement sur des initiatives contractuelles prévoit également des dispositions réglementaires et des déductions fiscales. La gestion intégrée des zones côtières en Méditerranée fait également appel à un panel d'outils diversifiés : incitations fiscales, outils de planification, textes réglementaires, outils contractuels, stratégies d'acquisitions foncières. Les plans de gestion cynégétique, qui ont conduit à une augmentation des populations de gros gibiers, combinent plusieurs outils dont un système de taxes affectées au dédommagement des dégâts causés par ces animaux. Dans certains endroits, des contrats se sont développés pour accompagner la politique visant la protection des captages d'eau potable. De nombreuses aires protégées à travers le monde connaissent une gestion intégrée qui fait appel à différents outils. L'encadré ci-dessous propose deux exemples : l'un en France, l'autre à l'étranger. Ils sont spécifiques d'une situation donnée et n'ont valeur que d'illustrations mais ils permettent d'observer des associations possibles d'outils pour atteindre un objectif de conservation de la biodiversité.

Encadré 27 : L'approvisionnement en eau de New York : la combinaison de plusieurs outils¹⁰⁸

« À la fin des années quatre-vingt, la ville de New York a été confrontée à l'obligation de se conformer aux nouvelles normes de potabilité de l'eau. La ville avait le choix entre créer une nouvelle usine de traitement des eaux et privilégier les fonctions des écosystèmes des bassins versants Catskill-Delaware, un ensemble de 5 000 km² de vallées cultivées et de montagnes couvertes de forêts. Cet écosystème pompe et filtre naturellement 6,8 milliards de litres d'eau par jour, ce qui permet de subvenir à 90 % de besoins des new-yorkais. Consciente que la construction d'une usine de traitement coûterait à la ville 6 à 8 milliards de dollars, sans compter les dépenses annuelles d'exploitation et d'entretien, la municipalité de New-York a décidé de faire des efforts importants pour protéger cet écosystème.

La préservation des écosystèmes du bassin versant n'a coûté « que » 2 milliards de dollars, partagés entre les coûts d'acquisition des terrains autour des réservoirs afin de préserver les forêts et les zones humides limitant la pollution, et l'attribution de crédits aux propriétaires fonciers locaux pour l'entretien des terres agricoles et des forêts. Cette opération se caractérise par la diversité des outils qui entrent en jeu. Pour financer le programme, une taxe additionnelle a été imposée aux consommateurs d'eau new-yorkais et un fonds dédié a été mis en place par la ville. Trois outils ont été mobilisés pour inciter les propriétaires à bien gérer leurs parcelles forestières ou agricoles : les crédits d'impôts, les subventions compensant le surcoût des nouvelles pratiques et les droits d'exploitation supplémentaires pour les entreprises forestières qui s'engageaient à une meilleure gestion. Concernant les acquisitions, l'achat des terrains s'est assorti d'un droit d'exploitation pour les exploitants qui s'engageaient à suivre des bonnes pratiques. Enfin, en alternative à l'acquisition, des servitudes de long terme ont permis au gouvernement local d'acheter aux propriétaires l'obligation de ne pas produire sur des terrains présentant un intérêt écologique majeur.

Cet exemple illustre l'intérêt qu'il peut y avoir à assembler différents outils incitatifs – servitudes, marchés, contrats longue durée, crédits et taxes – pour atteindre des objectifs environnementaux. Ce programme fonctionne sans intervention particulière de l'État fédéral, mais sa mise en place au départ est liée à une obligation réglementaire. Par ailleurs, cet exemple souligne que la rémunération des services écologiques fournis par l'agriculture et la sylviculture nécessite le développement de contrats appropriés, notamment en termes de durée, utilisables par tous les « acheteurs » envisageables (des collectivités locales aux propriétaires). »

Lorsque l'on s'intéresse à un secteur particulier, on constate que les instruments économiques eux-mêmes sont souvent multiples. Ainsi, dans le secteur de la chasse, des redevances (redevance cynégétique, timbre grand gibier, timbre gibier d'eau) s'articulent avec des mécanismes d'indemnisation pour les dégâts causés par le gibier aux cultures, des indemnisation en cas d'accident de la circulation et des mécanismes d'allocation de droits, dans le cadre des plans de chasse (pour les cervidés par exemple).

b) Importance de la connaissance

La mise en place d'outils économiques efficaces et équitables est largement dépendante des informations disponibles en particulier sur les processus physiques liés au fonctionnement des écosystèmes, des habitats et des conditions de vie des espèces. Le besoin de connaissances dans ces domaines est très élevé et les attentes vis à vis des travaux décrits dans la Partie III sont importantes (cf. recommandations du Rapport Landau en Encadré 28, objectifs post-2010 en cours de négociation dans le cadre de la CDB). La demande d'évaluation économique est également élevée, notamment pour les raisons exposées ci-dessus, mais elle est pour partie dépendante de l'évaluation physique. Les rapports du TEEB contribueront à apporter des éléments de réponses qui pourraient être approfondis dans le cadre de l'IPBES.

¹⁰⁸ Texte issu d'un document du MAAP : *La rémunération des services environnementaux rendus par l'agriculture*, Document de travail Prospectives et Évaluation n°2, mars 2009.

Encadré 28 : Favoriser la progression des connaissances ; les recommandations du Rapport Landau

« Les études mobilisant les différentes méthodes d'évaluation, et cherchant à en développer de nouvelles doivent être encouragées pour faciliter la prise en compte de la valeur de la biodiversité et la mise en oeuvre d'outils visant à garantir son intégration dans les comportements de consommation et dans les décisions des acteurs économiques. Dans cet esprit, des réflexions sont menées en Europe sur la faisabilité d'un rapport sur la biodiversité analogue au rapport Stern sur le climat. Un effort pour modéliser de manière pertinente les atteintes à la biodiversité à partir de certaines caractéristiques (espèces végétales et animales, fragmentation, artificialisation...) pourrait constituer une voie de quantification des impacts qui aiderait au calage des outils économiques.

Parallèlement une caractérisation macro-économique des services rendus par la biodiversité et les espaces naturels et leur évaluation sont à rechercher, tant en termes de flux (par comparaison au PIB) que de stocks. A cet effet, des évaluations a posteriori des impacts négatifs de l'altération de la biodiversité devraient être entreprises ; elles permettraient de faire progresser les méthodes d'évaluation a priori. Il convient de souligner à cet égard la nécessité de poursuivre la mise en place à l'échelon international du processus de coopération internationale en matière d'expertise sur la biodiversité (...).

A l'échelon national, il apparaît indispensable et urgent de faire en sorte que l'expertise professorale (notamment l'expertise naturaliste) ne disparaisse pas purement et simplement et de réintroduire l'enseignement de la biodiversité dans les formations supérieures. Il convient pour cela de mobiliser les moyens publics et privés nécessaires afin de soutenir financièrement les étudiants dans leur apprentissage, notamment à l'occasion des thèses scientifiques. Les formations devraient intégrer les savoirs indispensables pour intervenir dans un cadre professionnel, dans les domaines public et privé, par exemple dans le cadre d'une activité de conseil ou de bureau d'études. En complément des savoirs universitaires classiques, il importe donc de renforcer une expertise professionnelle à même de répondre aux problématiques auxquelles les acteurs privés et publics doivent faire face.¹⁰⁹ »

c) Importance de la régulation et du suivi

Ainsi que le soulignent presque tous les cas étudiés, la mise en place des outils économiques dépend de procédures régulées au niveau national, souvent local et parfois international. Une présentation purement théorique des outils économiques pourrait conduire à sous-estimer le rôle des pouvoirs publics. Dans la pratique, ce rôle est important y compris lorsque l'outil économique aboutit à des transactions entre acteurs privés (cas de certains PSE comme celui de la source Vittel qui ont bénéficié d'un accompagnement méthodologique, cas des marchés de la compensation aux Etats-Unis ou en Australie qui sont largement régulés, par exemple...).

Les outils économiques passent souvent par des interactions directes de la puissance publique avec les agents concernés, un suivi rapproché et parfois des adaptations au cas par cas. Dans le cas où les outils s'appuient sur des marchés, l'équilibre du marché est directement dépendant des autorités qui le définissent (volumes de droits, conditions de transaction...).

Dans le cas où l'outil économique passe par la reconnaissance de droits de propriété, le rôle de la puissance publique est d'abord critique dans l'allocation des droits, qui n'influe pas forcément sur l'efficacité économique du dispositif (cf. théorème de Coase) mais a un impact distributif essentiel. La mise en place de PSE dans des pays en développement peut par exemple nécessiter une réforme ou au moins une clarification foncière. Les options prises par l'Etat sur les questions foncières déterminent alors largement les impacts distributifs du programme (reconnaissance ou non des droits informels pré-existants, choix de reconnaître des concessions privées sur des terres appartenant formellement au domaine de l'Etat, reconnaissance de droits d'usage, ou formalisation de droits de propriété individuels ou collectifs...).

La façon dont les quotas sont alloués et leur prix (allocation gratuite, vente aux enchères...), n'est pas neutre. Ce mode de répartition a un effet distributif direct et un effet indirect puisqu'il permet ou non à l'Etat de disposer de ressources pour mener une politique distributive. La puissance publique est également garante de l'évaluation (et souvent de la réévaluation périodique) des quantités à allouer, évaluation dont dépend l'efficacité à la fois environnementale et économique du marché.

Etant donnée la complexité de l'objet « biodiversité » et notamment du fonctionnement des écosystèmes, des réajustements récurrents sont souvent nécessaires, ainsi que souligné dans le cas des quotas de pêche, par exemple. La régulation de la puissance publique est donc un processus continu, qui implique souvent un suivi rapproché. Les différents éléments de la régulation ne relèvent pas tous forcément de la puissance publique, mais ils sont fortement dépendants de la crédibilité et du professionnalisme des institutions concernées (organisation des mécanismes d'agrément et de certification, par exemple).

¹⁰⁹ Extraits du Rapport Landau sur les outils économiques du développement durable.

d) Besoin de compétences techniques et institutionnelles

Les compétences institutionnelles et techniques nécessaires à la définition et à la mise en œuvre des outils économiques de préservation de la biodiversité, qu'elles soient publiques ou privées, sont importantes et ne sont pas toujours présentes localement, en particulier dans les pays en développement. Lorsqu'elles existent qualitativement, ces compétences ne sont pas toujours suffisamment disponibles.

Ces constat conduisent, dans plusieurs contextes, à avoir recours à des opérateurs spécialisés, qui sont souvent de grandes ONG internationales dans les pays en développement et des opérateurs privés ou publics dans les pays de l'OCDE. Le recours à des opérateurs spécialisés favorise le professionnalisme et la pérennité des mesures. Toutefois, le dispositif institutionnel devient plus complexe et le partage de la responsabilité entre acteurs doit être clarifié. Dans le cas des banques de compensation par exemple, le dispositif américain prévoit un transfert de responsabilité de l'aménageur vers l'opérateur de la banque, pour peu que l'administration ait autorisé la transaction. En France, un tel transfert de responsabilité n'est pas actuellement prévu puisque le maître d'ouvrage est juridiquement responsable de la mise en œuvre de sa mesure compensatoire.

e) Importance du contrôle et des sanctions

Les analyses disponibles relèvent l'importance du suivi, du contrôle et des sanctions qui constituent une condition de l'efficacité de la plupart des outils économiques contribuant à la préservation de la biodiversité, de la même façon que c'est le cas pour des outils réglementaires. Il s'agit d'un aspect essentiel de la conception des outils économiques mais aussi d'une des limites actuelles. L'OCDE note par exemple que la plupart des projets de PSE présentent un déficit flagrant sur ce point. La procédure de surveillance doit être connue de tous et acceptée. Les mécanismes de sanctions permettent d'améliorer la conformité des participants.

Le succès des écolabels est fortement dépendant de la sensibilité pour l'environnement des acheteurs mais aussi de la crédibilité perçue du mécanisme. Les critères et la vérification doivent être suffisamment stricts et reconnus comme tels pour que le consommateur accepte de payer un supplément de prix. La question de la crédibilité est à rapprocher du problème de « greenwashing », qui consiste en une utilisation abusive ou mensongère à des fins de commercialisation de l'argument écologique dans la publicité, pour une marque, un produit ou une entreprise.

Le contrôle est tout aussi important dans les autres dispositifs. Si les obligations en matière de compensation ne sont pas précises ou peu contrôlées, la possibilité de compenser les impacts résiduels peut remettre en cause la hiérarchie de la séquence éviter/réduire/compenser, en diminuant les efforts des maîtres d'ouvrage pour éviter et réduire leurs impacts au maximum, et les mesures compensatoires prévues peuvent être insuffisamment mises en œuvre ou connaître des délais importants.

f) Rôle clé de la gouvernance nationale et locale

Plusieurs questions en suspens qui ont été recensées relèvent explicitement de processus de gouvernance. La gouvernance est particulièrement importante dans une situation où la connaissance reste partielle et où une partie conséquente de la valeur économique de la biodiversité est liée à des valeurs de non-usage qui relèvent de choix distributifs entre générations.

Les niveaux de gouvernance mobilisés sont nationaux, parfois internationaux et souvent locaux. Le caractère très local des particularités liées au fonctionnement des écosystèmes mais aussi d'un certain nombre de services environnementaux (comme la régulation quantitative et qualitative de l'eau) et surtout des principales pressions (aménagement du territoire) implique souvent une régulation locale.

V. PERSPECTIVES DE DEVELOPPEMENT DES OUTILS ECONOMIQUES EN FRANCE

L'analyse des outils économiques susceptibles d'être mobilisés pour la préservation de la biodiversité et des services écosystémiques fait apparaître certains constats généraux et des perspectives en cours de réflexion en France qui sont présentées ci-dessous.

Parmi les constats généraux, il apparaît nettement que le succès environnemental des programmes qui s'appuient sur des outils économiques et les effets distributifs de ces programmes dépendent moins des propriétés intrinsèques de l'outil économique que de la façon dont sa mise en œuvre est régulée (dimensionnement, ciblage, accompagnement...), suivie, contrôlée et progressivement adaptée.

Les outils économiques de préservation de la biodiversité sont rarement mis en place en isolation. Ils s'insèrent en général dans des dispositifs incluant des dimensions réglementaires, contractuelles ou informationnelles qu'ils contribuent à accompagner. La question de l'articulation des outils économiques avec d'autres types d'outils ne peut pas être généralisée. Elle a donc été relativement peu abordée dans le corps du rapport mais est davantage traitée au cas par cas dans les fiches (voir partie Fiches outils). La Banque mondiale et l'OCDE, qui se sont largement penchées sur le sujet des outils économiques en faveur de la biodiversité depuis le début des années 1990, préconisent d'ailleurs d'utiliser les outils économiques dans le contexte de politiques publiques plus larges, y compris lorsqu'il s'agit de paiements pour services environnementaux.

Si certains travaux analysent l'efficacité relative de plusieurs types d'outils économiques ou plutôt de plusieurs options pour un type d'outil (paiements pour services environnementaux uniformes, modulés ou aux enchères inversées par exemple), peu de travaux comparent l'efficacité relative des outils économiques et d'autres types d'outils (notamment réglementaires) dans le domaine de la biodiversité. De telles analyses restent à creuser lorsque le choix entre plusieurs types d'outils est envisageable. Certaines études établissent par contre que, même efficaces, les outils économiques ciblés sur la préservation de la biodiversité ne sont pas forcément à même de contrebalancer les effets de subventions dommageables. La réforme des subventions impactant négativement la biodiversité et l'éco-conditionnalité des aides publiques apparaissent donc comme des pistes de travail majeures.

Le succès des outils économiques pour la préservation de la biodiversité est très dépendant de l'intervention des pouvoirs publics, de la disponibilité d'informations pertinentes en amont et tout au long du programme et de la possibilité de procéder à des réajustements successifs (le cas des quotas de pêche qui consistent à allouer une part des totaux admissibles de capture, lesquels doivent être régulièrement réestimés, est emblématique).

La question de la gouvernance des outils économiques pour la biodiversité apparaît comme un aspect clé. La nécessaire subsidiarité liée aux caractéristiques très locales des milieux et des enjeux socio-économiques doit se conjuguer avec un souci de cohérence, d'équité et d'économies d'échelles, notamment nécessaires pour minimiser les coûts de conception et de transaction qui peuvent être élevés (appui méthodologique, recours à l'expertise spécialisée...). La question clé de la gouvernance des outils économiques mériterait de faire l'objet de travaux approfondis.

Plusieurs perspectives, qui n'ont pas l'ambition d'être exhaustives, se dégagent pour un recours accru aux outils économiques pour la protection de la biodiversité en France. Les réflexions en cours sont synthétisées dans les sections ci-dessous.

Un milieu qui pourrait faire l'objet de plus d'attention dans les années à venir est le milieu marin. Un plan d'action pour le milieu marin qui prévoit notamment la fixation d'une série d'objectifs environnementaux pour chaque sous-région marine, est en cours d'élaboration ; les engagements du Livre bleu du Grenelle de la mer ont donné lieu à des propositions de mise en oeuvre en voie d'arbitrage. Pour mieux protéger et conserver la biodiversité et son utilisation durable par les activités maritimes et littorales dans le respect des habitats et des écosystèmes marins, l'étude de l'apport des outils économiques mérite d'être creusée.

V.1. Les principaux enjeux des politiques de préservation de la biodiversité et des services écosystémiques en France

La Stratégie nationale pour la biodiversité est en cours de révision en 2010. La question des outils économiques favorisant la biodiversité et celle de son intégration sectorielle sont également abordées lors de la préparation de la Politique agricole commune de l'Union européenne post-2013 et des objectifs de la Convention pour la diversité biologique post-2010.

En attendant les conclusions des travaux en cours, les engagements du Grenelle Environnement, la Conférence nationale sur la biodiversité de mai 2010 et le Grenelle de la mer ont permis de dégager certaines priorités des politiques nationales de préservation de la biodiversité et des services écosystémiques qui sont susceptibles de faire appel à des outils économiques.

On peut souligner en particulier les priorités suivantes :

- Constituer un réseau écologique, intitulé trame verte et bleue, et restaurer les continuités écologiques ;
- Augmenter les espaces sous protection forte pour atteindre 2 % du territoire métropolitain terrestre ;
- Améliorer la mise en œuvre des mesures compensatoires aux atteintes à la biodiversité ;
- Renforcer la lutte contre les pollutions diffuses, en les réduisant à la source ;
- Favoriser le développement d'une agriculture et d'une sylviculture durables ;
- Limiter les pressions sur les habitats, notamment en réduisant l'étalement urbain ;
- Valoriser et protéger la mer et ses ressources, en protégeant 10 % eaux territoriales en 2012 et 20 % en 2020, tel que prévu dans le Grenelle Environnement ; atteindre 10 % des eaux sous juridiction en aires marines protégées dont la moitié en réserve de pêche.

Ces priorités sont susceptibles de faire appel à des outils économiques pour leur financement (cas de la trame verte et bleue, par exemple), pour faciliter leur acceptabilité (outils incitatifs en direction des collectivités locales et des particuliers), ou pour accélérer leur mise en œuvre (cas des mesures compensatoires). Les outils économiques pourraient même jouer un rôle de premier plan dans la réalisation de certaines des priorités, notamment la réduction des pollutions diffuses à la source et le développement d'une agriculture et d'une sylviculture durables, en orientant les comportements.

La création de marchés de droits, pour mieux maîtriser l'urbanisation et améliorer la gestion des ressources halieutiques a également fait l'objet de réflexions.

Enfin, au-delà des priorités nationales, certaines négociations internationales ont des incidences directes en France, où il sera entre autres nécessaire de définir un régime d'accès et de partage des avantages liés à l'utilisation des ressources génétiques à l'issue de la conclusion d'un accord sur l'APA au niveau de la CDB.

V.2. Les mesures fiscales

Les analyses de terrain sur la mise en œuvre des mesures fiscales positives en faveur des espaces naturels ont permis d'identifier un important besoin d'information et de pédagogie en direction des acteurs locaux, et de renforcement des systèmes de suivi. Des travaux ont été lancés en ce sens. L'extension de ces dispositifs pourrait être envisagée mais uniquement au profit de certains espaces naturels sous protections fortes. La question des mesures fiscales susceptibles d'accompagner la mise en place de la trame verte et bleue est posée, ainsi que celle de la modulation de certaines dotations aux collectivités locales en fonction de critères liés à la préservation de la biodiversité.

Les travaux sur les impacts des pollutions sur la biodiversité réalisés dans le cadre de la Conférence de Chamonix de mai 2010 constituent une base utile pour identifier les dommages diffus qui ne sont pas internalisés aujourd'hui et alimenter la réflexion sur les mesures fiscales.

L'analyse sur les subventions (dépenses fiscales) dommageables à l'environnement sera prolongée par un groupe de travail sous la conduite du Centre d'analyse stratégique durant le dernier trimestre 2010. Elle pourrait aboutir sur des pistes de suppression ou de modification de dispositifs fiscaux dommageables à la biodiversité.

Concernant l'impact sur la biodiversité de l'emprise foncière, une réforme de la fiscalité de l'urbanisme est en cours : il est proposé de réformer l'ensemble des taxes d'urbanisme en les remplaçant par une taxe d'aménagement qui sera basée sur une surface simplifiée calculée à l'intérieur des murs pour ne pas pénaliser l'isolation et par un versement pour sous-densité. Ce critère de densité traduit un souci de limitation de l'étalement urbain et, indirectement, une meilleure préservation de la biodiversité. Si cette réforme est adoptée dans l'état de sa réflexion, le versement pour sous-densité permettrait aux communes qui le souhaitent d'instaurer un seuil minimal de densité par secteur, en-deçà duquel les constructeurs devraient s'acquitter de la valeur du terrain utilisé en excédent, corrigé d'un coefficient de 0,6. Facultatif, l'établissement de ce seuil serait néanmoins rendu obligatoire dans les zones où les taux de taxe d'aménagement sont supérieurs à 5 %, c'est-à-dire dans les zones où les collectivités territoriales font porter leur effort en matière d'équipements publics et qu'il est donc souhaitable de densifier. L'établissement de ce seuil est encadré et ne peut dépasser les trois quarts de la densité maximale autorisée par les règles définies par le plan local d'urbanisme (PLU). L'ensemble de ce dispositif tendrait à inciter à une meilleure utilisation de l'espace qui est un objectif fort du Grenelle Environnement. A la suite de cette réforme, les travaux pourraient se poursuivre

par une analyse du bien-fondé des dispositifs fiscaux actuels sur le foncier non bâti avec le double enjeu de la préservation des terres agricoles et naturelles et de lutter contre la rétention foncière pour libérer des terrains constructibles.

Le verdissement des impôts et taxes pourrait être poursuivi de manière à, d'une part, améliorer la performance environnementales des taxes en faveur de la biodiversité visées dans la partie IV.4.1 (par exemple modifier augmenter le taux du DAFN sur la composante moteur du bateau) et d'autre part, introduire des critères environnementaux dans les bases d'impositions de certaines taxes (il pourrait par exemple être envisagé de modifier la base d'imposition de la taxe de séjour).

Enfin, dans le cadre du Grenelle de la mer une réflexion s'est engagée sur les instruments fiscaux de financement des actions de conservation et de restauration des milieux marins et littoraux.

V.3. L'écoconditionnalité

La question de l'écoconditionnalité des aides publiques et des procédures publiques d'approbation, d'agrément et d'attribution se pose notamment dans le domaine agricole, mais celui-ci ne doit pas faire oublier les autres domaines concernés en particulier ceux qui ont un impact sur l'aménagement du territoire et l'urbanisation, y compris à vocation industrielle et commerciale, ainsi que les aides au développement international. Dans le domaine agricole, les conditionnalités des aides, en particulier à travers les BCAE, sont d'autant plus importantes qu'elles s'appliquent sur de larges espaces et peuvent donc contribuer significativement à la préservation de la biodiversité ordinaire.

V.4. Les paiements pour services environnementaux

Suite aux travaux de référence du Millennium ecosystem Assessment qui ont mis en avant l'importance des services environnementaux rendus par la biodiversité et au développement de ces outils au niveau international, le thème des paiements pour services environnementaux fait actuellement l'objet de nombreuses réflexions en France. Ces réflexions sont notamment organisées par les secteurs économiques potentiellement concernés et les institutions correspondantes.

Ainsi que le soulignent le rapport Landau et le rapport du Centre d'étude et de prospective du MAAP sur la rémunération des services environnementaux rendus par l'agriculture, il convient d'opérer une distinction entre des « services » qui renvoient à la gestion des exploitations (choix de cultures ou de pratiques agricoles), de ce qui relève de la constitution d'un patrimoine, ou de l'affectation des sols, de caractère très souvent irréversible.

Encadré 29 : Extraits du Rapport du Centre d'étude et de prospective du Ministère de l'agriculture, de l'alimentation et de la pêche sur la rémunération des services environnementaux rendus par l'agriculture

S'il semble évident que convertir des terres en agriculture biologique n'altère en rien les propriétés agronomiques du terrain, que penser de la conversion d'une parcelle en zone humide, sous couvert de fournir un service environnemental ? Il semble donc indispensable de distinguer les services qui ne portent pas d'atteinte définitive au foncier de ceux qui changent la destination du fonds.

Dans le premier cas, les services environnementaux peuvent être rendus par le preneur, dans le cadre des activités possibles définies par le Code Rural, s'ils ne modifient pas de façon définitive le fonds et peuvent être considérés comme une méthode culturale. Cela pourra se faire sans l'accord du propriétaire. (...)

Dans le cas où le service porte atteinte de façon définitive au foncier, par exemple lors de la création de zones humides, ces services ne peuvent être conclus qu'avec le propriétaire puisqu'ils changent la destination du fonds. Le propriétaire pourra en imposer le respect au fermier et une clause sera insérée dans le bail pour rappeler cette contrainte. Mais la limite porte sur les travaux nécessaires pour maintenir le service environnemental : ceux-ci ne semblent pas pouvoir, en l'état des textes, être imposés au preneur. Une modification du Code Rural, s'inspirant des dispositions de la loi Sérot dans le domaine forestier, semble donc indispensable pour consolider la fourniture de services environnementaux dans la durée.

Les modalités de financement ne seront donc vraisemblablement pas les mêmes selon que les activités qu'il s'agit de promouvoir modifient ou non l'affectation du fonds. La question du paiement est aussi liée à celle du ou des bénéficiaires des services ciblés.

Le Rapport Landau souligne ainsi qu'il existe une différence clé en terme de « degré d'appropriabilité privée des bénéfices, selon que l'on considère les zones exceptionnelles, qui peuvent se valoriser par exemple par le tourisme et des droits d'image, et des zones ou services plus « standard » ou plus « amont » dans la production. Dans le premier cas, l'action publique doit

d'abord accompagner le marché, dans le second compenser ses défaillances. Il convient par ailleurs de distinguer les biens publics globaux, qui impliquent l'Etat, de biens plus locaux, dont le financement peut s'envisager sur l'échelle de territoire et les acteurs concernés. » Par ailleurs, « la question du niveau de « groupage » des services écologiques comporte une triple dimension, économique (possibilité ou non d'évaluer séparément les services fournis par les écosystèmes), juridique (caractère non séparable des droits associés à la propriété foncière), et de gouvernance (perte de qualité des incitations lorsque l'on passe d'une approche par service, à une approche trop globale) ».

Encadré 30 : Extrait du Rapport du Centre d'étude et de prospective du Ministère de l'agriculture, de l'alimentation et de la pêche sur la rémunération des services environnementaux rendus par l'agriculture (suite)

On peut (...) imaginer à moyen terme que les pratiques agricoles favorables à l'environnement soient rémunérées par différentes sources de financement conjuguant financements publics, financements privés, incitations fiscales et marchés de crédits. Ainsi, les exploitants agricoles pourraient être rémunérés pour leur rôle de fournisseurs de services environnementaux :

- de manière directe, comme dans le cas des mesures agro-environnementales ou de contrats avec des acheteurs locaux de services environnementaux lorsque ces services ont des bénéficiaires clairement identifiables et solvables (exemples dans le domaine de la qualité de l'eau aux États-Unis) ;
- de manière indirecte dans le cas du fermage, par l'intermédiaire d'un contrat avec le propriétaire foncier bénéficiaire du paiement dans le cadre de l'obligation de compensation.

Parmi les critères distinguant les outils économiques appliqués à la biodiversité, le rapport Landau cite aussi leur caractère ou non « discrétionnaire » (entre des services négociés dans le cadre de contrats, et des unités de comptes homogènes transférables), et le recours ou non à un processus de sélection par enchères. De telles questions peuvent se poser dans le cas de paiements pour services environnementaux.

Le rapport du MAAP déjà cité identifie deux problèmes juridiques principaux pour la rémunération des externalités positives fournies par l'agriculture : « la durée relativement courte des contrats agro-environnementaux et le partage du paiement pour service environnemental entre le propriétaire et l'exploitant dans le cas du fermage. L'une des questions qui reste ouverte est de savoir si le statut actuel du fermage pourrait évoluer afin de permettre à un propriétaire désireux de mettre en valeur son patrimoine environnemental d'imposer des mesures à son fermier, et par ailleurs de garantir, par la voie d'une servitude attachée au fonds, leur durabilité. » « Qu'il s'agisse du bail environnemental (9 ans), du contrat agriculture durable (5 ans) ou des mesures agro-environnementales territorialisées (5 ans), les contrats environnementaux existants présentent des durées inadaptées pour la réalisation d'objectifs environnementaux de long terme. Cela amène à s'interroger sur la nécessité d'aménager ces contrats ou de les articuler avec d'autres outils afin de définir sur une longue durée les modalités de fourniture et de rémunération des services environnementaux, ainsi que l'articulation exploitant/propriétaire dans le cas du fermage. » La question de la longue durée est particulièrement importante pour la biodiversité qui ne peut pas être recréée, ou pas sur des pas de temps courts.

Ces questions, qui ne sont pas spécifiques aux paiements pour services environnementaux, sont abordées dans les deux points suivants.

V.5. L'expérimentation des banques de compensation en France

Afin de faciliter la mise en œuvre de mesures compensatoires, le Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement (MEDDTL) expérimente actuellement un mécanisme de marché, dit « banque de compensation » (Fiche 4). Cette expérimentation, appelée en France « offre de compensation », consiste pour un opérateur à anticiper la demande potentielle de compensation. Il acquiert des terrains qu'il s'engage à restaurer et à gérer sur une longue durée, dans la perspective de valoriser ultérieurement ces actions sous forme d'unités d'échange auprès de plusieurs maîtres d'ouvrage ayant l'obligation de mettre en œuvre des mesures compensatoires.

L'expérimentation se déroule dans le respect du cadre réglementaire existant, et notamment de la séquence éviter/réduire/compenser. La vente des unités doit respecter les principes d'équivalence, c'est-à-dire qu'une opération d'offre de compensation ne peut servir à compenser que les milieux et espèces concernés par l'opération, à proximité de la zone impactée par le projet.

Parmi les avantages potentiels de ce mécanisme figurent la mise en place de projets d'envergure liés à la mutualisation des mesures compensatoires, la réalisation effective de la mesure compensatoire avant la survenue de l'impact, et le renforcement de sa pérennité. Toutefois, le principe même d'une anticipation de mesures compensatoires peut générer des effets pervers,

notamment : le risque que les maîtres d'ouvrage ne cherchent plus à réduire leurs impacts au maximum avant de recourir à la compensation, le risque d'une déconnexion entre l'impact et le gain écologiques, ou encore le risque de pression sur le marché du foncier.

Ce mécanisme innovant reste donc conditionné à des modalités opératoires qui doivent être testées et évaluées sur des cas concrets. Une première opération expérimentale a été lancée en mai 2008 en plaine de Crau, avec l'entreprise CDC Biodiversité. Celle-ci consiste en la réhabilitation d'un écosystème steppique sur un terrain de 357 hectares, suivie par une gestion par pastoralisme traditionnel sur une durée de 30 ans. Jusqu'à quatre autres opérations devraient être lancées dans les trois prochaines années, afin d'expérimenter le mécanisme dans des contextes variés (type de projet, type de milieux et d'espèces visés, acteurs locaux, etc.).

Dans le cadre de l'expérimentation actuelle, on peut d'ores et déjà noter qu'un cadrage réglementaire et méthodologique sur la séquence éviter/réduire/compenser est un préalable indispensable à la mise en place et au succès d'un système de banque de compensation.

V.6. Les servitudes environnementales conventionnelles

Au contraire de contrats existants ou « conventions de protection de la nature », des servitudes environnementales conventionnelles auraient vocation à porter des engagements pérennes, transmis avec le fonds. Comme souligné précédemment, il ne s'agit pas d'un outil économique, mais d'un outil juridique susceptible de contribuer à l'efficacité d'une gamme d'outils économiques. S'il existe des réflexions anciennes sur le sujet en France, cet outil demeure jusqu'ici non utilisé ; la réglementation actuelle ne le permet pas.

Le débat sur la possibilité d'instituer en droit français un dispositif de servitudes civiles conventionnelles (ou « contractuelles ») n'est pas tranché. Dans l'état de la législation, deux principaux obstacles s'opposent à l'adoption de servitudes civiles contractuelles :

la règle selon laquelle une servitude est nécessairement établie sur un fonds servant au profit d'un fonds dominant ;
le principe selon lequel une servitude ne peut consister qu'en une obligation passive (de ne pas faire) et non une obligation positive de faire.

Certaines législations étrangères ont évolué pour permettre ce type de servitudes. Les « servitudes personnelles » et les « charges foncières » du droit suisse permettent à des collectivités publiques, à des associations de protection ou à des particuliers d'assurer contractuellement, mais de manière pérenne, la sauvegarde d'un objet ou d'un milieu particulier en utilisant les techniques du droit privé. Au Canada et aux Etats-Unis, la législation a également rendu possible la constitution par contrat de servitudes écologiques de droit privé au bénéfice d'un tiers sans condition de l'existence d'un fonds dominant, cette dernière condition ayant été supprimée. Toutefois, il convient de noter que ces pays, de *common law*, s'appuient également sur la décision unilatérale, la puissance publique étant habilitée à imposer des mesures de protection environnementale, au cas où le propriétaire refuserait de consentir à la servitude écologique.

Ces dispositifs sont cohérents avec la recommandation 71 du Comité permanent de la Convention de Berne (1998), qui préconise de « déroger lorsque cela est nécessaire, à la législation relative aux servitudes pour en éliminer les exigences de contiguïté et de nécessité d'un fonds dominant : prévoir explicitement que des servitudes peuvent être cédées à des organismes de conservation agréés et soutenir cette réforme par des dispositions fiscales encourageant les personnes privées à établir des servitudes de conservation de la nature ».

Le juriste Gilles-J. Martin¹¹⁰ a proposé un certain nombre d'adaptations du Code civil qui permettraient, selon lui, d'instituer ce type de servitudes en France. Certaines de ses conclusions continuent à faire l'objet de débats juridiques portant notamment sur l'ampleur et la faisabilité des adaptations du Code civil nécessaires.

Le débat porte aussi sur l'opportunité de privilégier la piste des servitudes civiles ou celle des servitudes d'utilité publique. Selon certains juristes, rien n'interdirait qu'une servitude créée par la loi pour des raisons d'intérêt général soit établie par la voie conventionnelle, dès lors que les textes prévoiraient cette possibilité. Les servitudes d'utilités publiques pourraient donc être établies par contrat. Toutefois, la question du niveau de rémunération est posée, dans la mesure où des servitudes d'utilité publique peuvent au mieux être indemnisées (et non rémunérées), pour un montant défini dans le cadre d'une procédure judiciaire.

¹¹⁰ Dans son article « Pour l'introduction en droit français d'une servitude conventionnelle ou d'une obligation *propter rem* de protection de l'environnement », RJE, n°spécial, 2008 ; et dans les travaux qu'il a réalisé pour le Comop Trame verte et bleue.

Par ailleurs, le rapport L. Le Pensec souligne « que ces formes nouvelles ne sont intéressantes que si leur coût global, y compris celui de leur contrôle, reste moins onéreux à long terme que l'acquisition », et qu'« il faut trouver un mécanisme efficace pour assurer le respect des obligations souscrites par le propriétaire. Si les sanctions prévues sont trop légères ou si lourdes qu'elles s'avèrent en pratique inutilisables, le risque de dérive est important ». Ces aspects mériteraient des analyses spécifiques.

La question de savoir si des servitudes conventionnelles relevant du droit civil résisteraient à l'évolution des documents d'urbanisme reste à creuser (l'interdiction de construire, qui est l'une des attentes clés vis-à-vis des servitudes résisterait-elle juridiquement aux règles d'urbanisme ?).

V.7. Le bail environnemental

Ainsi que le souligne le rapport du MAAP déjà cité, la question d'étendre le bénéfice du bail environnemental à tout propriétaire engagé à sa demande dans un programme public de mise en valeur environnementale de son bien est posée. Ainsi ce rapport note que « le propriétaire ne peut probablement pas, en l'état actuel des textes, conditionner la location de ses terres au respect de pratiques agricoles favorables à l'environnement, sauf dans le cadre des clauses du bail environnemental. Il serait donc intéressant d'approfondir l'analyse de cet outil, notamment du point de vue de sa sécurité juridique, et de déterminer les conditions de son essor et élargissement à l'ensemble de la surface agricole. » Des consultations confirment l'intérêt d'évaluer l'impact du bail environnemental, d'en soutenir l'application et d'envisager, si nécessaire, des évolutions.

V.8. Les outils informationnels

Les outils informationnels utilisés tant pour les consommateurs que pour les entreprises en interne sont en plein essor. Le développement de nouveaux outils, notamment pour l'affichage environnemental des produits agricoles est en réflexion. La prise en compte de la biodiversité dans les outils génériques constitue un défi important dans un contexte où l'enjeu climatique et énergétique est souvent prépondérant, notamment parce qu'il est mieux connu et plus facile à apprécier.

La labellisation environnementale pourrait potentiellement être utilisée pour différencier les produits issus de programmes de paiements pour services environnementaux (PSE), de mécanismes d'accès et partage des avantages liés à l'utilisation des ressources génétiques (APA) ou encore de forêts bénéficiant du mécanisme de Réductions des émissions liées à la déforestation et à la dégradation des forêts (REDD). Toutefois, il est important de ne pas complexifier le paysage des labels, la lisibilité d'un label pour le consommateur étant un élément clé de son efficacité.

V.9. Les marchés de droits

Les quotas transférables dans le secteur de la pêche. Le succès documenté des politiques de quotas individuels transférables dans le secteur de la pêche incite à traiter la question de l'utilisation de ce type d'outil en France. Il apparaît important dans ce contexte de tenir compte des évaluations ex-post qui mettent clairement en évidence des tendances à la concentration des droits et proposent des mesures permettant de la limiter en segmentant les marchés (par taille d'entreprises de pêche), en prévoyant des règles préférentielles favorisant certains acteurs (jeunes entreprises, pêche artisanale...), et/ou en limitant ou interdisant les transferts de quotas entre grandes zones géographiques, par exemple.

La Politique commune de la pêche doit être révisée en 2012. Pour préparer cette révision, la Commission européenne a publié un Livre vert en 2009 et la France a organisé, à l'automne 2009, les « Assises de la pêche », qui ont fait l'objet d'une large consultation y compris sur Internet.

Dans son Livre vert, la Commission européenne propose l'utilisation d'instruments de marché assortis de « garde-fous destinés à éviter une concentration excessive en termes de propriété ou des effets négatifs sur les activités de pêche artisanale et les communautés côtières ». Elle propose de travailler sur les droits à produire transférables et notamment sur l'attribution des quotas individuels ou collectifs, pour mieux adapter les capacités de pêche aux ressources halieutiques disponibles et contribuer ainsi à mettre fin à la surexploitation d'une manière potentiellement « plus efficace et moins onéreuse. »

L'une des questions posées à la France dans ce contexte est celle de l'articulation entre des quotas individuels transférables et les organisations de producteurs qui jouent actuellement un rôle clé dans la gestion des quotas¹¹¹. La piste des quotas collectifs transférables et celle de la coexistence entre quotas collectifs et quotas individuels transférables pourraient être testées. Ainsi, la mise en place de quotas collectifs transférables, encore peu répandue à l'échelle mondiale, est identifiée par la recherche comme une piste intéressante dans un contexte de forte structuration du milieu professionnel. Enfin, la mise en place de

¹¹¹ Source : « Livre vert de la commission européenne », 05/10/2009, Site du Ministère en charge de l'agriculture et de la pêche. <http://agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/droitsproduire.pdf>

quotas transférables peut, comme c'est déjà le cas pour les quotas non transférables, s'articuler avec des mesures environnementales ciblées visant à limiter l'effort de pêche.

Les droits d'aménagement transférables. L'analyse sur les « Droits d'aménagement transférables : Un instrument de marché pour les politiques de planification foncière » publiée par le Conseil économique du développement durable en 2010 conclut que « Pour renforcer sa légitimité et obtenir un large soutien du public, la méthode de transfert de COS doit faire la preuve qu'elle procède avant tout d'une logique de création de valeur, à la fois pour les propriétaires des zones émettrices mais aussi pour la collectivité dans son ensemble qui gagne à l'application d'un plan d'urbanisme cohérent avec ses préférences, et non d'une seule logique de redistribution de rentes entre propriétaires fonciers ». De fait, le recours à ce type d'outil en France, dans un contexte de très forte décentralisation de la gestion de l'urbanisme, doit encore prouver son efficacité potentielle.

V.10. L'accès aux ressources génétiques et le partage des avantages issus de leur utilisation

En France, le MEDDTL, en tant que co-point focal sur l'APA avec le Ministère des affaires étrangères et européennes (MAEE), a lancé des réflexions pour étudier les pratiques d'APA existantes et poser le débat sur les éléments d'un futur régime d'APA en France.

Une étude a notamment été lancée en novembre 2009 par le MEDDTL visant à évaluer la pertinence et la faisabilité de dispositifs d'APA en outre-mer. Cette étude, confiée à la Fondation pour la recherche sur la biodiversité (FRB), s'appuie sur trois études de terrain (Guyane, Nouvelle-Calédonie, Polynésie française) et aboutira à des recommandations opérationnelles en décembre 2010.

Avec l'adoption d'un régime international et le retour des premières expériences, les dispositifs déjà existants en outre-mer pourront être amenés à être précisés voire étendus. En Guyane, une Charte sera établie d'ici 2012 pour préciser les modalités de mise en œuvre de l'APA sur le territoire du Parc amazonien. Dans la Province Nord de Nouvelle-Calédonie, des réflexions sur l'APA sont en cours, qui prennent notamment en compte les savoirs traditionnels selon une approche « coutumière ». Ces réflexions pourront bénéficier du retour d'expériences de l'application du dispositif d'APA de la Province Sud.

De manière globale, l'adoption du protocole international sur l'APA devrait mener à terme à l'adoption d'une loi nationale sur l'APA en France. Le processus de mise en œuvre de cette loi devra notamment répondre à deux questions clés : qui autorise l'accès aux ressources génétiques et aux savoirs traditionnels associés, et qui bénéficie des avantages issus de l'utilisation des ressources génétiques et des savoirs traditionnels associés. Ces deux problématiques présentent des enjeux en termes de définition des droits de propriété, de distribution des retombées économiques liées à l'APA et de ré-investissement de ces retombées dans la conservation de la biodiversité.

Table des figures

Figure 1 : Diversité et endémisme en France métropolitaine et d'outre-mer	8
Figure 2 : Espèces menacées de la liste rouge UICN mondiale en France métropolitaine et dans les collectivités d'outre-mer.....	8
Figure 3 : Variation de la densité démographique.	9
Figure 4 : Fragmentation des écosystèmes en France : cartographie des territoires non-fragmentés.....	10
Figure 5 : Etat de conservation des habitats communautaires en France	11
Figure 7 : Typologie des services écosystémique retenue par l'étude MA internationale.....	22
Figure 8 : Typologie des services écosystémiques retenue par l'étude exploratoire du MA France.....	23
Figure 9 : Exemple de liens non-bijjectifs entre écosystèmes, fonctions et services.....	24
Figure 10 : Les différentes composantes de la valeur économique totale.....	26

Liste des abréviations

- AB : Agriculture biologique
 ACB : Analyse coûts bénéfices
 ADEME : Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
 AFD : Agence française de développement
 AMP : Aire marine protégée
 APA : Accès aux ressources génétiques et partage des avantages issus de leur utilisation
 APD : Aide publique au développement
 BCAE : Bonnes conditions agricoles et environnementales
 CAS : Centre d'analyse stratégique
 CCNUCC : Convention cadre des Nations Unies sur les changements climatiques
 CDB : Convention sur la diversité biologique
 CE : Communauté européenne
 CELRL : Conservatoire de l'espace littoral et des rivages lacustres
 CGDD : Commissariat général au développement durable du Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement
 CGI : Code général des impôts
 CITES : Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction
 CNPN : Conseil national de la protection de la nature
 COS : Coefficient d'occupation des sols
 CREDOC : Centre de recherche pour l'étude et l'observation des conditions de vie
 CSPNB : Conseil scientifique du patrimoine naturel et de la biodiversité
 C2D : Contrat de désendettement développement
 DAFN : Droit annuel de francisation et de navigation
 DAT : Droits d'aménagement transférables
 D4E : Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale du Ministère en charge de l'environnement, avant sa réorganisation en 2008
 DGF : Dotation globale de fonctionnement des collectivités locales
 DRE : Directive sur la responsabilité environnementale
 EBEnvie : Évaluation des interrelations biodiversité et entreprises pour la vie
 EPIC : Établissement public à caractère industriel et commercial
 EPOC : Environment policy Committee. Comité des politiques de l'environnement de l'OCDE
 ESR : Corporate Ecosystem Services Review
 FAO : Food and Agriculture Organization of the United Nations : Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture
 FEADER : Fonds européen agricole pour le développement rural
 FEM : Fonds pour l'environnement mondial (Global environment facility)
 FFEM : Fonds français pour l'environnement mondial
 FRB : Fondation pour la recherche sur la biodiversité
 FSC : Forest Stewardship Council
 GIEC : Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
 GCRN : Gestion collective des ressources naturelles
 IBE : Indice de bénéfices environnementaux
 ICPE : Installation classée pour la protection de l'environnement
 ICRI : International Coral Reef Initiative
 IDDR : Institut du développement durable et des relations internationales
 IIEB : Indicateur d'interdépendance de l'entreprise à la biodiversité
 INPI : Institut national de la propriété intellectuelle
 INSEE : Institut national de la statistique et des études économiques
 IPBES : Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services : Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques
 LIFE : L'Instrument financier pour l'environnement
 LIFE+ : Nouvel Instrument financier pour l'environnement (plus large que LIFE qu'il englobe)
 LRE : Loi sur la responsabilité environnementale
 MAAP : Ministère de l'alimentation, de l'agriculture et de la pêche
 MAEE : Ministère des affaires étrangères et européennes
 MA : Millennium ecosystem Assessment : Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire (EM)

MEDDTL : Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement
MNHN : Muséum national d'histoire naturelle
MSC : Marine stewardship council
NRE : Nouvelles régulations économiques
OCDE: Organisation de coopération et de développement économiques
OGM : Organisme génétiquement modifié
OMC : Organisation mondiale du commerce
ONB : Observatoire national de la biodiversité
ONCFS : Office national de la chasse et de la faune sauvage
ONEMA : Office national de l'eau et des milieux aquatiques
ONG : Organisation non gouvernementale
ONU : Organisation des Nations Unies
ONZH : Observatoire national des zones humides
PAC : Politique agricole commune
PAEN : Périmètres de protection et de mise en valeur des espaces agricoles et naturels périurbains
PCP : Politique commune de la pêche
PDRN : Plan de développement rural national
PEFG : Programme for the endorsement of forest certification
PIB : Produit intérieur brut
PLU : Plan local d'urbanisme
PNUE : Programme des Nations Unies pour l'environnement
PSAH : Programme de paiement pour services hydrologiques du Mexique
PSE : Paiements pour services environnementaux
QIT : Quotas individuels transférables
REDD : Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation
SEBI : Streamlining European 2010 biodiversity indicators
SINP : Système d'information sur la nature et les paysages
SNB : Stratégie nationale de la biodiversité
SOeS : Service de l'observation et des statistiques
TAC : Totaux admissibles de capture
TDENS : Taxe départementale sur les espaces naturels sensibles
TEEB : The Economics of Ecosystems and Biodiversity : Etude sur l'économie des écosystèmes et de la biodiversité
TFNB : Taxe sur le foncier non bâti
TGAP : Taxe générale sur les activités polluantes
UICN : Union internationale pour la conservation de la nature

BIBLIOGRAPHIE GENERALE¹¹²

Agence européenne pour l'environnement (2010), *Ecosystem accounting and the cost of biodiversity losses — the case of coastal Mediterranean wetlands*, Technical report n° 3.

Balmford, A., Rodrigues, A., Walpole, M., ten Brink, P., Kettunen, M. et Braat, L. (2008) *Review on the Economics of Biodiversity Loss: Scoping the Science*, ENV/070307/2007/486089/ETU/B2.

Braat L. et ten Brink P. (eds.) (2008), *The Cost of Policy Inaction: The case of not meeting the 2010 target*, Study for the European Commission, DG Environment in support to the TEEB First phase.

Boyd, J. (2007), « Nonmarket benefits of nature: What should be counted in green GDP? », *Ecological Economics*, vol. 61(4), pages 716-723, March.

Boyle, K., Bergstrom, J. (1992) « Benefit Transfer Studies: Myths, Pragmatism, and Idealism », *Water Resources Research* 28(3), pp 657-663.

Brahic, E., Terreaux, J-Ph. (2009), *Évaluation économique de la biodiversité – Méthodes et exemples pour les forêts tempérées*, Collections Savoir-faire, Éditions Quae.

Brander, L., Florax, R., Vermaat, J. (2006), « The Empirics of Wetland Valuation: A Comprehensive Summary and a Meta-Analysis of the Literature », *Environmental & Resource Economics*, vol. 33(2), pp. 223-250.

Conseil économique pour le développement durable (2009), *Ecotaxes et quotas d'émissions échangeables CO2*, Criqui, P., Bureau, D., Références pour le développement durable n°6.

Centre d'Analyse Stratégique (2008), *La valeur tutélaire du carbone*, Rapports et Documents, Commission présidée par Alain Quinet, La Documentation Française.

Centre d'Analyse Stratégique (2009), *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes*, Rapports et Documents n°18, Groupe de travail présidé par Bernard Chevassus-au-Louis, La Documentation Française.

Centre d'Analyse Stratégique (2010), « Les pré-requis pour une lutte efficace contre la déforestation », Note de Veille n°165, mars.

Commissariat Général du Plan (2005), *Révision du taux d'actualisation des investissements publics*, Rapport du groupe d'experts présidé par Daniel Lebègue.

Commission européenne (2007), *Livre Vert sur les instruments fondés sur le marché en faveur de l'environnement et des objectifs politiques connexes*, COM(2007) 140.

Conseil économique pour le développement durable (2010), *Droits d'aménagement transférables – Un instrument de marché pour les politiques de planification foncière*, Ortalo-Magné, F. et Perrissin Fabert, B., Références pour le développement durable.

Conseil Scientifique du Patrimoine Naturel et de la Biodiversité (2007), *La biodiversité à travers des exemples*, MEDAD/D4E, 104p.

Convention sur la Diversité biologique (1992), in Recueil des Traités, Nations Unies, 1993.

Deshayes, M. (2006), *Projet d'expertise : Réalisation d'une cartographie des espaces naturels terrestres non fragmentés*, UMR TETIS Cemagref, Cirad, AgroParisTech-ENGREF.

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*, vol. 68(3), pages 810-821, January.

Gollier, C. (2009), « Ecological Discounting », *Journal of Economic Theory*, vol. 145(2), pages 812-829, March.

INSEE (2009), *Les comptes de patrimoine en base 2009*, INSEE Méthodes.

¹¹² Cette bibliographie n'est pas exhaustive. Les bibliographies plus ciblées sur certains types d'outils économiques sont présentées dans la partie Fiches outils.

Karsenty (2007) « Questionning rent for development swaps : new market-based instruments for biodiversity acquisition and the land-use in tropical countries »

Kipkoech A.K., Schulthess F., Yabann W. K., Maritim H.K. (2) ; Mithöfer D. (2006), « Biological control of cereal stem borers in Kenya : A cost benefit approach, » Annales de la société entomologique de France, vol. 42, n° 3-4, pp. 519-528.

Laganier, J., Vienne, D. (2009), « Recensement de la population de 2006 -- La croissance retrouvée des espaces ruraux et des grandes villes », Insee Première n°1218, janvier.

Landell-Mills, N., Porras, I. (2002) « Silver Bullet or Fools' Gold? A global review of markets for forest environmental services and their impacts on the poor, » Instruments for sustainable private forestry, IIED, London.

Le Pensec, L. (2001), Vers de nouveaux rivages. Sur la refondation du Conservatoire du Littoral, » La Documentation Française, juillet, 210 p.

Maresca, B., Dujin, A., Poquet, G., Ranvier, M., Ughetto, A-L. (2008), Analyse institutionnelle et économique du programme Natura 2000, Etude réalisée pour la direction des études économiques et de l'évaluation environnementale, CREDOC, n°254, septembre.

Ministère de l'Agriculture et de la Pêche (2009), La rémunération des services environnementaux rendus par l'agriculture, Document de travail Prospectives et Évaluation n°2, mars.

Ministère de l'Énergie et du Développement durable (2004), Stratégie nationale pour la biodiversité : enjeux, finalités, orientations, La Documentation Française, février, 49 p.

Ministère de l'Énergie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer (2008), La préservation des écosystèmes coralliens : principaux aspects scientifiques institutionnel et socio-économiques, Lettre Évaluation, juillet.

Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement (2010), Une expertise de l'empreinte écologique, Études et Documents n°16, Commissariat Général au Développement Durable, janvier.

Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement (2010), Les indicateurs de développement durable, Revue du Commissariat Général au Développement Durable n°2, janvier.

Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement (2010), 10 indicateurs clés de l'environnement, Références, avril.

Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement (2010), Données de synthèse sur la biodiversité, Références, mai, 88 p.

Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement (2010), Projet de caractérisation des fonctions écologiques des milieux en France, Études et Documents n°20, Commissariat Général au Développement Durable, mai.

Ministère de l'Énergie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer (2010), Évaluation économique des services rendus par les zones humides, Études et Documents n°23, Commissariat Général au Développement Durable, juin.

Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement (2010), Evaluation des services rendus par les écosystèmes en France – Etude exploratoire. Synthèse, septembre.

Ministère de l'Economie, des Finances et de l'Industrie, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (2007), Les instruments économiques du développement durable, Rapport du Groupe de Travail présidé par Jean-Pierre Landau.

Millenium ecosystem Assessment (2005), Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis, Island Press, 137 p.

OCDE (2004), Recommandations du Conseil sur l'utilisation des instruments économiques pour faciliter la conservation et l'exploitation durable de la biodiversité.

OCDE (2008), Household Behavior and the Environment – Reviewing the Evidence.

OECD (forthcoming, 2010), Paying for biodiversity - Enhancing the Cost-Effectiveness of Payments for Ecosystem Services (PES)
Oxford Dictionary of Economics (2003), Oxford University Press.

Pirard, R., Bille, R. et Sembrés, T. (2010), « Questioning the theory of Payments for Ecosystem Services (PES) », IDDRI

Rotillon, G. (2005), Economie des ressources naturelles, Paris, Editions La découverte, collection Repères, 123 p.

Salles, J-M. (2010), « Ecosystèmes et biodiversité », in Chanel, O., Faburel, G. (sous la direction de), L'environnement dans la décision publique - Refonder l'évaluation socio-économique pour des politiques de transport plus durables, Economica.

Stern, N. (2007). The Economics of Climate Change—The Stern Review, Cambridge University Press, Cambridge.

Sterner T., Persson, U.M. (2008), « An Even Sterner Review: Introducing Relative Prices into the Discounting Debate, » Review of Environmental Economics and Policy, vol. 2(1), pages 61-76, Winter.

Stiglitz, J.E., Sen, A., Fitoussi, J-P. (2009), Rapport de la Commission sur la mesure des performance économiques et du progrès social.

TEEB (2008), L'économie des écosystèmes et de la biodiversité, Rapport d'étape.

TEEB (2009)- The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers – Summary: Responding to the Value of Nature.

TEEB (2010), The Economics of Ecosystems and Biodiversity Report for Business - Executive Summary.

TEEB (2010), A Quick Guide to The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Local and Regional Policy Makers.

Varian, H. (2008), Analyse microéconomique, traduit de l'anglais par Jean-Marie Hommet, Révision scientifique par Bernard Thiry, De Boeck Université, 509p

Wunder S. (2005), « Payments for environmental services: Some nuts and bolts. » CIFOR Occasional Paper, 42, Jakarta, Indonesia, 31 p.

Sites Internet

www.biodiversite2010.fr
www.speciesbanking.com

FICHES DESCRIPTIVES SUR LES OUTILS ECONOMIQUES

FICHES DESCRIPTIVES SUR LES OUTILS ECONOMIQUES

L'ordre des fiches suit la typologie utilisée dans le texte. Sont donc présentées successivement les fiches suivantes :

<i>Fiche 1 : Fiscalité environnementale : Impôts, taxes et redevances.....</i>	97
<i>Fiche 2 : Responsabilité environnementale</i>	105
<i>Fiche 3 : Séquence éviter, réduire compenser. Mesures compensatoires.....</i>	109
<i>Fiche 4 : Banques de compensation.....</i>	115
<i>Fiche 5 : Taxes pour non-respect des obligations réglementaires : exemple des amendes pour non respect du plan de chasse</i>	123
<i>Fiche 6 : Fiscalité environnementale : mesures positives sur les espaces naturels</i>	125
<i>Fiche 7 : La modulation des transferts fiscaux bénéficiant aux collectivités locales.....</i>	129
<i>Fiche 8 : Droits d'entrée.....</i>	133
<i>Fiche 9 : Paiements pour services environnementaux – vision transversale.....</i>	137
<i>Fiche 10 : REDD : mécanisme international de financement pour la réduction de la déforestation et de la dégradation des forêts dans les pays en développement</i>	149
<i>Fiche 11 : La politique agricole commune (PAC) et ses soutiens en faveur d'une agriculture durable.....</i>	155
<i>Fiche 12 : Mesures en faveur d'une sylviculture durable (documents collectifs de gestion durable des forêts)</i>	161
<i>Fiche 13 : Servitudes conventionnelles écologiques.....</i>	165
<i>Fiche 14 : Bail environnemental</i>	169
<i>Fiche 15 : Exploitation commerciale des aires protégées</i>	171
<i>Fiche 16 : Mécanisme d'accès aux ressources génétiques et de partage des avantages issus de leur utilisation (APA).....</i>	177
<i>Fiche 17 : Labellisation environnementale</i>	183
<i>Fiche 17 bis : Label agriculture biologique (accessoirement, autres certifiants environnementaux agricoles)</i>	189
<i>Fiche 18 : Affichage des impacts environnementaux sur les grandes consommations, incluant la biodiversité</i>	193
<i>Fiche 19 : Information sur les performances des entreprises</i>	197
<i>Fiche 20 : Outils d'auto-évaluation des entreprises.....</i>	201
<i>Fiche 21 : Obligations vertes.....</i>	205
<i>Fiche 22 : Hypothèques environnementales.....</i>	207
<i>Fiche 23 : Quotas individuels transférables.....</i>	209
<i>Fiche 24 : Droits d'aménagement transférables</i>	213
<i>Fiche 25 : Fonds et fondations</i>	217
<i>Fiche 26 : Échange dette nature</i>	225
<i>Fiche 27 : Concessions pour la préservation de la biodiversité.....</i>	229
<i>ANNEXES.....</i>	231
<i>Annexe I : La biodiversité : bien commun, bien public... bien complexe.....</i>	233
<i>ANNEXE II : Instruments économiques pour la préservation de la biodiversité : typologies de référence.....</i>	237
<i>ANNEXE III : Tableau présentant les liens entre fonctions, processus biologiques et indicateurs</i>	241

Fiche 1 : Fiscalité environnementale : Impôts, taxes et redevances

1. Type de mécanisme économique

Mécanisme contribuant à internaliser les coûts des dommages sur la biodiversité.

2. Localisation géographique des cas traités dans la fiche

La fiche traite des impôts, taxes et redevances existants en France.

3. Définition

Une taxe environnementale est un dispositif fiscal dont l'assiette a un effet sur l'environnement. Par extension, on considère également ici les dispositifs dont les recettes sont affectées à la protection de l'environnement. Les mesures fiscales « positives » (exonérations, réductions d'impôts) sont étudiées dans la fiche n°6.

Dans le présent rapport les termes « taxe environnementale » signifient indifféremment impôt, taxe ou redevance. Cela étant, ces notions se distinguent juridiquement.

L'impôt est une prestation pécuniaire requise des personnes physiques ou morales par voie d'autorité et à titre définitif, sans contrepartie en couverture des charges publiques. Un impôt ne peut être créé que par la loi qui fixe les règles concernant « l'assiette, le taux et les modalités de recouvrement des impositions de toute natures » (art. 34 de la Constitution).

À la différence de l'impôt, la taxe est perçue lors de la fourniture d'un service. Elle peut être exigée non seulement des usagers effectifs mais encore des usagers potentiels et son montant n'est pas strictement équivalent au service rendu (exemple : taxe d'enlèvement des ordures ménagères). La taxe est prévue par la loi.

Les redevances (ou rémunérations) pour services rendus sont perçues en contrepartie d'un service, telle que l'utilisation d'un ouvrage ou une prestation fournie par un service public à un usager en supportant la charge et, par conséquent, doit correspondre à la valeur de la prestation ou du service. Une redevance peut être créée par voie réglementaire. Le montant de la redevance doit être équivalent à la valeur de la prestation ou proportionnel au coût du service rendu.

4. Objectifs

Les taxes environnementales relatives aux espaces naturels et à la biodiversité ont vocation à internaliser des dommages diffus qui leur sont infligés, liés par exemple à la construction, à l'aménagement des cours d'eau, à l'aménagement et l'utilisation du littoral, aux pollutions diffuses dans l'eau... Des taxes sont donc assises sur l'acte qui constitue le dommage (par exemple la quantité de produits nocifs dans le cas des redevances de l'eau) ou sur un acte approchant qui lui est corrélé (par l'exemple l'acte de construire, évalué en m² de surface hors d'œuvre nette (SHON) pour la taxe départementale sur les espaces naturels sensibles).

En pratique, dans le domaine de la biodiversité, ces mesures fiscales, du fait du faible niveau du taux de taxe généralement adopté, ne sont généralement pas incitatives et n'influent donc pas, ou très peu, sur les comportements. A titre illustratif, la taxe départementale sur les espaces naturels sensibles (TDENS) pour une maison individuelle de 100 m² représentera moins de 100 euros.

A défaut de réduire les dommages en amont, les produits de ces taxes sont utilisés pour compenser ces dommages et affectés au financement de politiques de gestion, de conservation et de restauration des espaces naturels, ainsi qu'au financement d'actions visant à favoriser l'accès au public des espaces naturels (notamment le DAFN).

5. Historique

L'adoption de mesures fiscales spécifiquement dédiées à la protection des espaces naturels et de la biodiversité a été marquée par la création en 1976 (article 30 de la loi n° 76-1285 du 31 décembre 1976 portant réforme de l'urbanisme) de la taxe départementale d'espaces verts qui vise à financer les politiques d'acquisition, de protection et de gestion des espaces naturels ouverts au publics des départements, communes et du CELRL. Cette taxe a été remplacée en 1985 (l'article 12 de la loi n°85-729 du 18 juillet 1985 relative à la définition et à la mise en œuvre des principes d'aménagement) par la taxe départementale sur les espaces naturels sensibles (TDENS). Depuis 1985, un ensemble de mesures correspondant à des enjeux plus ciblés (préservation du littoral, maintien ou restauration de la biodiversité dans les cours d'eau...) ont été adoptées. Ces mesures sont listées dans le tableau ci-dessous.

6. Niveau de mise en œuvre

Intitulé	Référence	Date de création	Acteurs assujettis	Montant	Bénéficiaire
Taxe départementale sur les espaces naturels sensibles (TDENS)	L. 142-1 à 13 et R. 142-1 à 19 du Code de l'urbanisme	18/07/85	Détenteurs de permis de construire	249 M€ en 2009	89 départements qui l'ont établie
Redevances agence de l'eau :		30/12/06			
- pour obstacle sur cours d'eau	L. 213-10-11 du Code de l'environnement		Propriétaires ou gestionnaires d'ouvrages faisant obstacles	0,3 M€ en 2010	Agences de l'eau
- pour préservation du milieu aquatique	L. 213-10-12 du Code de l'environnement		Fédérations de pêche	4,7 M€ en 2010	Agences de l'eau
- pour pollutions diffuses	L. 213-10-8 du code de l'environnement		Distributeurs agréés de produits phytosanitaires	32,4 M€ en 2010	Agences de l'eau
- pour stockage en période d'étiage	L. 213-10-10 du code de l'environnement		Bénéficiaire installation de stockage de + de 1 million m ³ eau	1 M€ en 2010	Agences de l'eau
- pour prélèvement de la ressource en eau due par les exploitants d'ouvrages électriques	L. 213-10-9 du code de l'environnement		Exploitants d'ouvrages électriques		Agences de l'eau
Taxe sur les passagers maritimes embarqués à destination d'espaces naturels protégés	L. 285-4 du Code des douanes	1996	Passagers accédant par la mer à un site protégé	1,3 M€ en 2008	Gestionnaire du site naturel, ou commune du site.
Taxe sur les ouvrages d'art	L. 321-11 du Code de l'environnement		Personnes empruntant un ouvrage d'art reliant une île au continent	1,1 M€ en 2008	Départements (n'a été instituée qu'à l'île de Ré)
Droit de francisation et de navigation (DAFN)	L. 223 du Code des douanes		Propriétaires de navires avec coque > 7 m ou puissance > 22 cv	37 M€	CELRL jusqu'en 2011
Redevance cynégétique	L. 423-19 du code de l'environnement		Détenteurs de permis de chasse	70 M€	ONCFS

Contribution pour une pêche durable	302 bis KF du code général des impôts	Loi n°2007-1824 du 25/12/07	Poissonneries	60,5 M€ en 2008	
TGAP sur les matériaux d'extraction	266 sexies du code des douanes	LFSS 2000 – loi n° 99-114 du 29/12/99	Exploitants de carrières		Partiellement à l'ADEME
Taxe spécifique sur les quantités de minerais aurifères extraits en Guyane	1599 quinquies B du code général des impôts	LFR 2008 - loi n°2008-1443 du 30/12/08	Exploitants mines d'or	0€	Région Guyane et Conservatoire écologique de la Guyane
Taxe sur les cessions de terrains devenus constructibles	1529 du code général des impôts	Loi n°2006-872 du 13/07/06	Cédant de terrains devenus constructibles	0 M€ en 2008	Commune ou EPIC qui institue la taxe
Taxe sur les cessions de terrains devenus constructibles	1605 nonies du code général des impôts	Loi n°2010-874 du 27/07/10	Cédant de terrains devenus constructibles		Agence de services et de paiement pour financer l'installation des jeunes agriculteurs

7. Acteurs

Les taxes environnementales sont payées par un ensemble d'acteurs à l'origine de dommages diffus.

Elles bénéficient à des gestionnaires chargés de la préservation ou de la restauration d'espaces naturels. Les milieux préservés ou restaurés peuvent être de même nature que ceux sur lesquels porte l'impact (littoral, cours d'eau...) ou correspondre à une politique locale (cas de la TDENS, de la taxe sur les passagers maritimes embarqués à destination d'espaces naturels...).

8. Description du mécanisme

La **Taxe départementale sur les espaces naturels sensibles** (TDENS) a été instituée par la loi du 18 juillet 1985¹¹³. Elle est perçue sur l'ensemble du territoire des départements qui l'ont instituée et porte sur la construction, la reconstruction et l'agrandissement des bâtiments et sur les installations et travaux divers (pris au sens du code de l'urbanisme). Certains travaux sont toutefois exclus du champ de la taxe (bâtiments, installation et travaux divers liés à une exploitation agricole ou forestière, etc.).

Le produit de la TDENS peut être utilisé pour le propre compte du département ou au profit de personnes publiques ou privées.

- Dans le premier cas, la taxe peut servir : pour l'acquisition ainsi que pour l'aménagement et l'entretien de tout espace naturel, boisé ou non, appartenant au département ; pour l'acquisition, l'aménagement et la gestion des sentiers figurant au plan départemental des itinéraires de promenade et de randonnée, des chemins et servitudes de marchepieds et de halage des voies d'eau domaniales concédées, ainsi que pour l'aménagement et la gestion des chemins le long des autres cours d'eau et plans d'eau.
- Dans le second cas (personnes publiques et privées), le produit de la TDENS peut être utilisé : pour une participation à l'acquisition, à l'aménagement ou à la gestion et l'entretien de terrains par le Conservatoire du littoral et des rivages lacustres, par une commune ou un établissement public de coopération intercommunale, par l'agence des espaces verts d'Ile-de-France ; pour l'aménagement et l'entretien d'espaces naturels, boisés ou non, appartenant aux collectivités publiques ou à leurs

¹¹³ Articles L. 142-1 à L. 142-13 et R. 142-1 à R. 142-19 du code de l'urbanisme.

établissements publics et ouverts au public, ou appartenant à des propriétaires privés, sous certaines conditions (article L. 130-5 du Code de l'urbanisme).

Les acquisitions opérées par le département sont réalisées soit par voie amiable, soit par expropriation soit par exercice du droit de préemption qu'il détient au titre de la législation relative aux espaces naturels sensibles. Les terrains acquis par le département doivent être aménagés pour être ouverts au public, sauf exception justifiée par la fragilité du milieu naturel.

En 2008, la TDENS a été mise en œuvre dans 89 départements et a rapporté globalement 248 M d'euros.

Evolution de la TDENS de 1985 à 2008			
	Nombre de départements ayant institué la TDENS	Taxe perçue en millions d'euros courants	Taxe perçue en base 1985
1985	30	25	100
1990	62	43	148
2000	71	102	302
2008	89	248	

Les redevances aux agences de l'Eau pour obstacle sur les cours d'eau, protection du milieu aquatique, et pollutions diffuses ont été instituées par la loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques.

- La redevance pour obstacle sur les cours d'eau¹¹⁴ vise à favoriser la libre circulation des poissons et des sédiments et la reconquête du milieu naturel. Elle est payée par les propriétaires ou gestionnaires d'un ouvrage constituant un obstacle continu joignant les deux rives d'un cours d'eau bloquant le transit sédimentaire et la migration des poissons. L'assiette est liée à un ensemble de caractéristiques des ouvrages. Le taux est fixé par les Agences de l'eau dans la limite de 150 euros par mètre par unité géographique cohérente définie en tenant compte de l'impact des ouvrages qui y sont localisés sur le transport sédimentaire et sur la libre circulation des poissons. Cette mesure devrait rapporter aux agences de l'eau environ 0,3 M d'euros en 2010.
- La redevance pour protection du milieu aquatique correspond à un transfert au profit de l'agence de l'eau du timbre fiscal perçu sur les cartes de pêche par les fédérations de pêche. Cette redevance permet à l'agence de l'eau de financer des études, actions et travaux pour notamment préserver et diversifier les habitats, favoriser la biodiversité et la restauration des milieux aquatiques. Elle est due par toute personne physique ou morale, pêcheur amateur ou professionnel, se livrant à la pêche en eau douce. Cette redevance devrait rapporter environ 4,7 M d'euros en 2010¹¹⁵.
- La redevance pour pollutions diffuses concerne les produits phytosanitaires (phytopharmaceutiques) contenant des substances présentant des risques toxicologiques. Elle est assise sur la quantité de substances actives dans le produit phytosanitaire, et le taux varie selon les trois catégories visées par la redevance (toxiques, dangereuses pour l'environnement, dangereuses relevant de la famille chimique minérale), entre 0,7€/kg et 4,4 €/kg en 2010 et 0,9 et 5,1 €/kg à compter du 1^{er} janvier 2011. Ces redevances, payées par les distributeurs agréés de ces produits et répercutées sur le prix de vente du produit à l'utilisateur final, permettent aux agences de l'eau de financer des mesures agro-environnementales pour maîtriser la pollution de l'eau par les nitrates, les pesticides et le phosphore afin de répondre aux enjeux de protection de la santé et de l'environnement. Cette redevance devrait rapporter 32,4 M d'euros en 2010.
- La redevance pour stockage en période d'étiage est due par tout organisme qui stocke tout ou partie du volume écoulé dans un cours d'eau en période d'étiage de plus de 1 million m³ (soit par exemple EDF et l'institution des grands lacs de Seine). Elle est assise sur le volume d'eau stocké en période d'étiage, qui est égal à la différence entre le stock en fin de période d'étiage (octobre) et celui en début de période (mai ou juin). Le taux est de 0,01 €/m³.
- La redevance pour prélèvement de la ressource en eau due par les exploitants d'ouvrages électriques dont le taux plafond a été triplé par la loi de finances rectificative pour 2008 (passant de 0,6 à 1,8 d'euros par million de m³ et par mètre de chute) vise à financer les actions nécessaires au rétablissement de la continuité écologique au sein des réseaux hydrographiques, notamment l'aménagement ou l'effacement des obstacles à la migration des poissons (actuellement compromise par 50 000 ouvrages barrant les cours d'eau).

¹¹⁴ Prévue par l'article L. 213-10-11 du code de l'environnement.

¹¹⁵ Source : Annexe au PLF 2010 « Agences de l'Eau ».

La taxe sur les passagers maritimes embarqués à destination d'espaces naturels protégés : En vertu de l'article 285 quater du Code des Douanes, il est perçu une taxe due par les entreprises de transport public maritime assise sur le nombre de passagers embarqués à destination d'un site naturel classé, d'un parc national, d'une réserve naturelle, d'un site du domaine relevant du Conservatoire de l'espace littoral et des rivages lacustres ou sur lequel il a instauré une servitude de protection, ou d'un port desservant exclusivement ou principalement un des espaces protégés mentionnés ci-dessus mais sans y être inclus. Cette taxe est ajoutée au prix demandé aux passagers.

Dans son application actuelle, le tarif de la taxe est fixé par arrêté du ministre chargé du budget à 7 % du prix du billet « aller », dans la limite des 1,52 euros par passager fixée par la loi. Cet arrêté fixe également des périodes de taxation correspond aux principales périodes touristiques¹¹⁶.

Il peut enfin prévoir des tarifs différents ou la gratuité selon les diverses catégories d'usagers pour tenir compte soit d'une nécessité d'intérêt général en rapport avec l'espace protégé, soit de la situation particulière de certains usagers, et notamment de ceux qui ont leur domicile ou leur lieu de travail dans l'espace protégé ou dans une île dont tout ou partie du territoire fait partie de l'espace protégé. La taxe est perçue au profit de la personne publique qui assure la gestion de l'espace naturel protégé ou, à défaut, de la commune sur le territoire de laquelle se trouve le site et est affectée à sa préservation. Le plafond de cette taxe n'a pas été modifié depuis sa création en 1996, malgré l'augmentation du prix des transports maritimes. Elle génère des recettes de l'ordre de 1 M d'euros par an (1,3 M d'euros en 2008).

La Taxe sur les ouvrages d'art : En vertu de l'article L. 321-11 du Code de l'Environnement, le conseil général peut instituer un droit départemental de passage dû par les passagers de chaque véhicule terrestre à moteur empruntant l'ouvrage d'art reliant une île maritime au continent. Ce droit est établi et recouvré au profit du département. Le montant de ce droit, qui ne peut à l'heure actuelle excéder 3,05 euros par véhicule, est fixé par le conseil général après accord avec la majorité des communes et groupements de communes concernés. Le produit de la taxe est inscrit au budget du département et est destiné, sur les îles concernées, au financement exclusif de mesures de protection et de gestion des espaces naturels, dans le cadre d'une convention conclue entre le préfet, le conseil général et les communes et groupements de communes insulaires.

Dans son application actuelle, cette taxe est perçue uniquement pour le passage du pont de l'île de Ré. Son montant perçu en 2008, durant la période ouverte entre le 20 juin et le 11 septembre, s'élevait à 1,13 M d'euros. Le conseil général de la Charente-Maritime éteindra le péage actuellement instauré pour le franchissement du pont de l'île de Ré en 2012, le plan de remboursement pour la construction de cet ouvrage arrivant à son terme le 31 décembre 2011. Les tarifs du pont de l'île de Ré devront alors respecter le plafond de 3,05 euros par véhicule relatif à l'éco-taxe, quelque soit le nombre de personnes transportées. Les charges de perception seront intégralement imputées sur ce montant, ce qui devrait réduire significativement le montant disponible pour la protection et la gestion des espaces naturels de l'île.

Le droit de francisation et de navigation (DAFN) : En application de l'article 223 du code des douanes, les navires de plaisance ou de sport d'une longueur de coque de 7 mètres et plus, ou d'une longueur de coque inférieure à 7 mètres dotés d'une motorisation égale ou supérieure à 22 CV (puissance administrative), sont francisés, et à ce titre, soumis à un droit annuel perçu par la douane. Ce droit est dû par le propriétaire du bateau. Les navires taxés bénéficient d'un abattement pour vétusté croissant avec l'âge. Des exonérations sont prévues en faveur de certains navires. Le produit de ce droit, de l'ordre de 37 M d'euros/an est intégralement affecté, jusqu'en 2011, au Conservatoire du littoral et des rivages lacustres (articles 223 à 225 du Code des Douanes) dont il représente près des trois quarts du budget¹¹⁷.

La redevance cynégétique : En application de l'article L 423-19 du code de l'environnement, la validation du permis de chasser donne lieu annuellement au paiement d'une redevance cynégétique. Son produit est affecté à l'Office national de la chasse et de la faune sauvage qui a notamment pour mission la police de la chasse et de l'environnement, la réalisation d'études et de recherches sur la faune sauvage et ses habitats et la transmission de savoirs auprès des pouvoirs publics, et collectivités territoriales. Le montant annuel de recettes associé est de l'ordre de 70 M d'euros. En plus de la redevance cynégétique les chasseurs doivent acquitter un droit de timbre et le cas échéant une cotisation à la fédération départementale de chasse concernant le droit de chasser le grand gibier qui a pour objet de couvrir le montant des dégâts de grand gibier à indemniser.

La contribution pour une pêche durable s'applique aux ventes au détail, à des personnes non assujetties à la TVA, de poissons, crustacés, mollusques issus de la pêche ou de l'élevage destiné à l'alimentation ainsi que de produits alimentaires comprenant de tels produits de la pêche. En 2008, ses recettes ont été de l'ordre de 60,5 M d'euros.

La TGAP sur les matériaux d'extraction est due par les personnes qui pour les besoins de leur activité économique, livrent ou utilisent pour la première fois les matériaux qui :

¹¹⁶ Du 1er juin au 30 septembre pour la métropole, et du 15 décembre inclus au 15 avril ainsi que du 15 juin au 31 août pour les départements de Guadeloupe et de Guyane.

¹¹⁷ Le DAFN perçu au titre des navires de plaisance francisés dont le port d'attache est situé en Corse et qui ont stationné dans un port corse au moins une fois au cours de l'année écoulée, est affecté à la collectivité territoriale de Corse.

- se présentent naturellement sous la forme de grains ou sont obtenus à partir de roches concassées ou fractionnées ;
- appartiennent au type de matériaux destinés aux travaux public, génie civil ;
- sont de dimension inférieure à 125 millimètres ;
- ne sont pas issus d'opérations de recyclage ou de récupération ; dont la teneur en oxyde de silicium sur produit sec est inférieure à 97 %.

Elle est assise sur le poids des matériaux d'extraction. Son taux est de 0,20 euro la tonne.

La taxe spécifique sur les quantités de minerais aurifères extraits en Guyane concerne l'ensemble des exploitants d'or. La taxe est assise sur la masse nette de l'or extrait l'année précédent celle au titre de laquelle elle est due. Le tarif est fixé chaque année par arrêté conjoint des ministres chargés des mines, de l'intérieur et de l'économie. Pour les petites et moyennes entreprises, le tarif par kilogramme d'or extrait ne peut être supérieur à 1 % du cours moyen annuel de l'or constaté sur le marché de l'or à Londres (London Bullion Market) l'année précédent celle au titre de laquelle la taxe est due. Ce tarif est fixé à 224,18 €/Kg en 2010 (CGI, annexe IV, art. 155 bis A). Pour les autres entreprises, le tarif est doublé, soit 448,36 €/Kg en 2010. Les redevables peuvent déduire de la taxe le montant des investissements réalisés l'année précédent celle de l'imposition pour la réduction des impacts de l'exploitation sur l'environnement, dans la double limite de 45 % du montant de la taxe et de 5 000 euros. La taxe est affectée pour partie à la région Guyane et pour partie au conservatoire écologique de Guyane à compter de sa création.

La taxe sur les cessions de terrains devenus constructibles peut être instituée par les communes ou les établissements publics de coopération intercommunale (EPIC) compétents en matière de documents locaux d'urbanisme. Elle est due lors de la première cession à titre onéreux de terrains nus rendus constructibles du fait de leur classement par un PLU dans une zone urbaine ou à urbaniser. Elle est égale à 10 % de la différence entre le prix de cession du terrain et son prix d'acquisition.

La nouvelle taxe sur les cessions de terrains devenus constructibles créée par l'article 55 de la loi 2010-874 de modernisation de l'agriculture et de la pêche du 27 juillet 2010, affectée à l'Agence de services et de paiement, est destinée à financer l'installation des jeunes agriculteurs.

Cette taxe est exigible sur la première cession de terrains rendus constructibles du fait de leur classement en zone constructible (intervenu après le 13 janvier 2010) et dont le rapport entre le prix de cession et le prix d'acquisition (ou valeur vénale) est supérieur à 10. Le taux d'imposition est de 5 % lorsque le rapport entre le prix de cession et le prix d'acquisition est supérieur à 10 et inférieur à 30 et 10 % au-delà de cette limite (rapport supérieur à 30), sur la part de plus-valu restant à taxer après application du taux de 5 %.

9. Exemples, illustrations

Partie non renseignée.

10. Articulation avec d'autres outils

Cette fiscalité sert à financer des politiques de gestion durable de la biodiversité et des espaces naturels. Elle est également utilisée pour favoriser l'accès au public des espaces naturels (cas de la TDENS et des ressources du Conservatoire du littoral).

En outre, elle peut venir en appui de la réglementation, notamment en matière d'urbanisme.

Elle est complétée par une fiscalité « positive » (exonérations de taxe, réductions d'impôt) qui vise elle à soutenir les comportements favorables à la préservation des espaces naturels et de la biodiversité (voir fiche 6).

11. Atouts et limites *a priori*

La taxe environnementale internalisant les dommages (taxe pigouvienne) trouve son efficacité, au sens où elle permet d'obtenir le niveau de pollution socialement optimal au moindre coût, dans la modification du coût de « production » de la pollution pour le pollueur. Cette efficacité est donc indépendante de ce qui se passe du côté des agents subissant l'externalité (par définition, ces agents n'ont aucun moyen d'influer sur la quantité de pollution à laquelle ils sont exposés). L'utilisation des recettes générées par la taxe, pour autant qu'elle ne vienne pas amoindrir l'efficacité de la taxe (en incitant par exemple à s'exposer à plus de pollution), peut servir à effectuer des transferts, mais en vertu d'un principe d'équité. Lorsqu'il est possible d'identifier des catégories d'agents subissant les pollutions ou supportant des coûts pour s'en protéger ou compenser ses effets, il est alors légitime d'organiser des transferts à leur intention en vertu de ce principe. À défaut comme c'est souvent le cas, les recettes issues de cette fiscalité environnementale seront plutôt versées au budget de l'État, garant de l'intérêt général et en charge, précisément, d'organiser la redistribution.

Une solution intermédiaire, notamment utilisée en France, consiste à affecter ces recettes à des actions en rapport avec leur objet, comme les actions de dépollution. Il s'agit d'une utilisation qui facilite en général l'acceptation des taxes. Ainsi, les redevances pour pollutions domestiques ou non domestiques perçues par l'agence de l'eau d'un bassin versant sont utilisées pour financer des actions de dépollution auprès des collectivités, industriels et agriculteurs et de restauration des milieux aquatiques y compris en partie littorale de ce bassin. La théorie économique souligne les limites de telles affectations des recettes de taxes pigouviennes :

- i) ne générant pas de revenus pour l'État, elles ne peuvent permettre la diminution d'autres taxes distorsives ;
- ii) le choix de l'affectation de la dépense publique est contraint ex-ante ;
- iii) l'affectation au financement de subventions de la dépollution tend à limiter la prévention ;
- iv) l'affectation aux victimes pourrait dans certains cas particuliers être source d'inefficacité économique en incitant à des localisations vers les zones touchées par les externalités au motif d'une compensation financière locale.

Dans la mesure où les recettes de nouvelles taxes sont affectées à des mesures de prévention, les limites iii) et iv) deviennent moins pertinentes.

12. Eléments d'évaluation ex-post

Du fait du caractère non incitatif avéré de ces taxes, leur évaluation passe par l'appréciation des politiques de préservation ou de compensation qu'elles ont servi à financer.

S'agissant de la TDENS, en 2003, les services d'inspection générale des ministères en charge de l'environnement et de l'agriculture l'évaluaient ainsi : cette taxe « apparaît comme un outil fiscal puissant, équivalent à peu près au quart de l'ensemble des dépenses publiques consacrées en France aux espaces naturels. C'est donc un atout majeur qu'il importe de valoriser dans l'esprit d'une recherche permanente d'efficacité au moindre coût ». (...) « La mission souligne que la politique d'acquisition devrait rester une priorité pendant encore plusieurs décennies si l'on veut éviter la disparition rapide de nombreux espaces naturels et préconise qu'un certain équilibre soit recherché entre acquisitions et gestion ».

Certaines taxes peuvent avoir des effets contraires. Les communes peuvent ainsi être incitées à classer des terrains en zones constructibles et à instituer la taxe sur les cessions de terrains devenus constructibles pour obtenir des ressources budgétaires supplémentaires. Compte tenu du faible taux de la taxe relativement au prix des terrains devenant constructibles, les propriétaires conservent un large intérêt financier à faire construire sur ces terrains. Par suite, il appartient de bien calibrer les taxes environnementales de manière à ce qu'elles n'aient pas d'effets contreproductifs et vérifier si d'autres outils, notamment réglementaires, ne seraient pas plus efficaces.

13. Perspectives

Dans le cadre du Grenelle de la mer, une réflexion s'est engagée sur les instruments de financement des actions de conservation et de restauration des milieux marins et littoraux.

14. Bibliographie

Conseil des impôts (2005), Fiscalité et Environnement.

Grenelle de la Mer (2009), Rapport du COMOP n°5 « Droits d'usage des mers, financement, fiscalité, sous la présidence de J.-M. Charpin, juin.

Inspection Générale de l'Environnement (2003), La Contribution des départements à la politique de protection des espaces naturels.

Kolstad, C.D. (2000), Environment Economics, Oxford University Press.

Fiche 2 : Responsabilité environnementale

1. Type de mécanisme économique

Mécanisme visant à internaliser les coûts des dommages environnementaux.

2. Localisation géographique des cas traités dans la fiche

La fiche traite du cas européen et français.

3. Définition

La Directive 2004/35/CE du Parlement Européen et du Conseil du 21 avril 2004 (DRE) établit un cadre de responsabilité environnementale fondé sur le principe du pollueur-payeur et crée ainsi un régime de responsabilité environnementale. La Loi sur la responsabilité environnementale (LRE) qui transpose cette directive en droit français concerne les dommages environnementaux purs et graves résultant de l'activité d'un exploitant listée dans l'annexe III de cette directive (voir point 8). Les dommages environnementaux purs sont les atteintes à l'environnement et aux services écologiques. Sont donc exclus les dommages corporels, matériels et économiques déjà pris en compte par le régime de responsabilité civile.

4. Objectifs

La Directive sur la responsabilité environnementale et la loi française du même nom visent à prévenir les dommages environnementaux en rendant l'exploitant d'une activité listée dans l'annexe III, financièrement responsable de la réparation des dommages que leur activité cause à l'environnement. Elles ont également un objectif de prévention en cas de menace imminente de dommage : l'exploitant a l'obligation de prendre des mesures nécessaires afin que le dommage ne se réalise pas.

5. Historique

La Directive 2004/35/CE est la finalisation d'un projet remontant à 1993, avec la publication du Livre vert sur la réparation des dommages causés à l'environnement. Ce Livre vert a été suivi, en 2000, par le Livre blanc sur la responsabilité environnementale qui définit la structure éventuelle d'un système communautaire de responsabilité environnementale en examinant les différentes solutions envisageables. Ce long processus communautaire a abouti à l'adoption, en avril 2004, de la Directive responsabilité environnementale (DRE).

La loi sur la responsabilité environnementale, adoptée le 1^{er} août 2008 et son décret d'application le 23 avril 2009, transposent cette directive en droit français. Une circulaire sur la mise en œuvre de la LRE à destination des préfets, autorité administrative compétente désignée, est en cours de finalisation au MEDDTL.

6. Niveau de mise en œuvre

L'application de cette directive se fera à l'échelle de l'accident survenu c'est-à-dire localement voire régionalement. En France, aucun accident n'a pour l'instant donné lieu à la mise en œuvre de la LRE.

7. Acteurs

L'autorité administrative compétente, dans le cas d'un dommage environnemental couvert par la LRE, est le préfet du département du lieu de réalisation du dommage et un préfet coordonnateur désigné par un arrêté du Premier Ministre lorsque le dommage concerne plusieurs départements.

C'est au préfet qu'incombe l'évaluation de la nature et des conséquences du dommage. Il peut également demander à l'exploitant, à l'origine du dommage, d'effectuer sa propre évaluation. C'est ensuite à l'exploitant de proposer des mesures de réparation au préfet. Après avoir demandé l'avis des collectivités territoriales, des établissements publics et des associations de protection de l'environnement, le préfet indique les mesures de réparation à mettre en œuvre.

8. Description du mécanisme

La DRE prévoit la compensation en nature d'un dommage dès lors que celui-ci touche un habitat protégé retenu par la Directive habitat 1992/43/CEE, une espèce protégée inscrite dans la Directive oiseaux sauvage 1979/409/CEE et cause des dégâts aux eaux d'après la Directive cadre sur l'eau 2000/60/CE. La compensation en nature a lieu au travers d'un projet de restauration.

La LRE s'applique également pour un dommage affectant les sols lorsque la « contamination des sols engendre un risque d'incidence négative grave sur la santé humaine ».

Un régime de responsabilité hybride : La LRE a la particularité de présenter un régime hybride de responsabilité stricte et pour faute suivant le type d'activité à l'origine du dommage, citée ou non dans l'annexe III de la DRE. Cette annexe définit un certain nombre d'activités professionnelles dangereuses ou potentiellement dangereuses, dont :

- l'exploitation d'installations type IPPC (Integrated Pollution Prevention and Control) ;
- tout rejet dans les eaux de surface et souterraines, soumis à autorisation préalable ;
- les opérations d'élimination des déchets à l'exception de l'épandage de boues d'épuration, la gestion des déchets de l'industrie extractive, les opérations liées aux mouvements transfrontaliers de déchets à l'entrée et à la sortie de l'Union européenne ;
- la fabrication, l'utilisation, le stockage, le traitement, le conditionnement, le rejet dans l'environnement et le transport de certaines substances dangereuses ;
- les activités concernant les organismes et les micro-organismes génétiquement modifiés.

L'exploitant d'une des activités énumérées dans cette annexe III est soumis à un régime de responsabilité stricte. Si son activité est à l'origine d'un dommage, l'exploitant sera tenu responsable qu'il ait ou non commis une faute ou une négligence.

Les exploitants ayant une activité autre que celles énumérées dans l'annexe III sont soumis à un régime de responsabilité pour faute uniquement si l'accident affecte des habitats et espèces protégés. Dans ce cas, l'exploitant ne sera tenu responsable de ces dommages que s'il a commis une faute ou une négligence.

Exclusions : La LRE, tout comme la DRE, prévoit un certain nombre de cas d'exclusions de la responsabilité environnementale. Ces exclusions concernent notamment les dommages résultant d'un conflit armé, d'un phénomène naturel de nature exceptionnelle, de pollutions diffuses, d'une activité relevant du traité instituant la Communauté européenne de l'énergie atomique, d'une activité de défense nationale ou de sécurité internationale, ainsi qu'une activité relevant de certaines conventions internationales telles qu'énumérées dans l'annexe IV de la DRE (hydrocarbures).

La LRE est moins contraignante que la DRE car, sont ajoutés à la liste des exclusions, les dommages pouvant résulter de la réalisation de projets d'aménagement, d'ouvrage ou d'installation dans un milieu naturel dès lors qu'ils ont été autorisés ou approuvés par les autorités compétentes.

Par ailleurs, la LRE ne s'applique pas lorsque le fait générateur du dommage est survenu avant le 30 avril 2007. Le délai de prescription est fixé à 30 ans (à partir du fait générateur du dommage).

Utilisation de l'évaluation économique pour identifier les mesures de réparation des dommages environnementaux : Lorsqu'un accident industriel occasionne un dommage environnemental, différents types de restauration peuvent être mis en place. Dans un premier temps, une restauration primaire sera mise en œuvre afin de permettre au site impacté de retourner à l'état dans lequel il était avant l'accident. Si tel n'est pas le cas, une restauration complémentaire sera nécessaire pour compenser les pertes de ressources et/ou de services écologiques résiduelles. Enfin, une restauration compensatoire sera appliquée en vue de compenser les pertes intermédiaires de ressources et/ou de services survenues entre le moment où le dommage se réalise et le moment où le milieu impacté retrouve son état initial.

Une fois les projets de restauration complémentaire et/ou compensatoire définis, il s'agit ensuite de les dimensionner dans le temps et dans l'espace. La restauration complémentaire doit être telle que les pertes résiduelles soient compensées. La restauration compensatoire, quant à elle, doit être dimensionnée de manière à ce que les pertes, cette fois intermédiaires, soient compensées. Deux types d'approche permettent le dimensionnement des projets de restauration :

- les approches en termes d'équivalence : approches service-service et ressource-ressource ;
- l'approche par la valeur : approches valeur-valeur et valeur-coût.

Objectifs des approches en termes d'équivalence : Les approches service-service et ressource-ressource n'ont pour but que d'estimer le dimensionnement des projets de restauration complémentaire et/ou compensatoire. Ces approches permettent de compenser des dommages environnementaux en nature. Les ressources et/ou services écologiques

endommagés seront compensés par des ressources et/ou des services de même type, de même qualité et de valeur comparable en termes de bien-être : d'où le terme « équivalence ».

Les approches en termes d'équivalence reposent sur trois hypothèses fondamentales : la substituabilité des ressources/services initiaux et restaurés, la valeur constante des ressources et des services dans le temps et l'homogénéité des préférences des individus.

Une autre approche de dimensionnement : l'approche par la valeur : Lorsque les approches en termes d'équivalence ne peuvent être mises en œuvre, l'approche par la valeur, i.e. par le bien-être, peut être utilisée pour dimensionner les projets de restauration. Cette approche s'applique lorsque le projet de restauration compensatoire apporte, non pas des ressources et/ou des services restaurés de même type et de même qualité que ceux initialement fournis par le milieu, mais des ressources et/ou des services de type et de qualité comparables. Les services ou ressources étant différents (mais comparables), l'hypothèse du taux de restauration de 1 pour 1 ne tient plus et la valeur, en terme de bien-être, n'est plus comparable. L'objectif de cette approche sera donc de déterminer le taux de restauration de manière à ce que les valeurs des ressources et/ou des services restaurés et endommagés deviennent similaires.

9. Exemples, illustrations

Récemment, un premier cas a été enregistré en Europe rentrant dans le cadre de la directive 2004/35/CE. Il s'agit d'un arrêt de la Cour C-378/08 daté du 9 mars 2010 au sujet de l'affaire de la pollution de la rade d'Augusta en Sicile par les sociétés : Raffinerie Méditerranée, Polimeri Europa et Syndial. Il est à ce jour le premier arrêt de la Cour en rapport avec cette directive. Cet arrêt précise notamment que la directive ne s'oppose pas à l'existence d'un lien de causalité, y compris dans le cas de pollutions à caractère diffus, entre des exploitants et une pollution constatée et ce en raison de la proximité de leurs installations avec la zone de pollution. L'arrêt souligne également que l'échelon national est l'échelon adéquat pour juger de telles affaires sur la base des transpositions nationales de la directive 2004/35/CE.

En date du 7 juin 2010, la directive a été transposée et rentre en vigueur dans la totalité des Etats de l'Union. Depuis, 2007, la Commission n'a listé que très peu de cas qui pourraient entrer dans le cadre de cette directive. Selon la Commission, ce faible nombre est du à la lenteur de la transposition de la directive, à la portée restrictive du champ d'application et à la forte dimension préventive apportée par la DRE.

10. Articulation avec d'autres outils

Une articulation des méthodes d'évaluation avec l'évaluation, *ex ante*, des mesures compensatoires est à envisager.

11. Atouts et limites *a priori*

La LRE est novatrice dans la compensation d'un dommage environnemental. En effet, jusqu'à présent, la compensation était réalisée par le biais d'une indemnisation. L'auteur du dommage versait une compensation financière aux différents acteurs économiques touchés pour compenser leurs pertes d'exploitation, aux associations de protection de l'environnement et aux associations de victimes au titre de préjudice matériel ou moral. Le dommage écologique pur était peu ou pas pris en compte. Toutefois, depuis plusieurs années, des juges français ont accepté de réparer un tel dommage. Dès 1988, le Tribunal Correctionnel de Brest affirme, au bénéfice d'une association de protection de la qualité des eaux, que la destruction des poissons d'une rivière polluée par un collecteur de drainage, a causé un préjudice direct et certain, notamment « sur le plan biologique ». C'est avec le jugement rendu du 16 janvier 2008 par le Tribunal de Grande Instance (TGI) de Paris, dans le dossier de l'Erika, que le terme de « préjudice écologique » a été largement reconnu juridiquement. Désormais, avec la mise en application de la LRE, un dommage environnemental pur concernant un habitat et des espèces protégés, ou des eaux, devra être réparé en nature. De même, la perte de bien-être de la population touchée par le dommage sera compensée par le projet de restauration et non par une indemnisation pécuniaire.

Enfin, la LRE offre l'avantage que la réparation des dommages environnementaux soit mise en œuvre dans des délais raisonnables (6 à 8 mois, temps nécessaire à l'identification des mesures de restauration appropriées) en comparaison de ceux inhérents à un recours en action civile qui est de plusieurs années. Dans le cas du naufrage de l'Erika, par exemple, neuf années se sont écoulées entre la survenue de l'incident (1999) et le verdict de son jugement (2008).

12. Eléments d'évaluation ex-post

Atouts et limites des méthodes d'équivalence sur la base des retours d'expérience : Comme pour toutes méthodes d'évaluation de l'environnement, les méthodes d'équivalence ont à la fois des atouts et des limites. Ceux-ci peuvent s'appuyer sur les retours d'expérience en la matière, notamment sur la base des études réalisées aux Etats-Unis par la *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) qui est très en avancé sur ces méthodes. Par ailleurs, le groupe de réflexion REMEDE (*Resource Equivalency Methods for assessing Environmental Damage in the EU*) a réalisé, dans un guide à destination des Etats membres, plusieurs études de cas dans des pays européens.

Les méthodes d'équivalence ont pour avantage de ne pas être inextricablement liées à un habitat, une ressource ou un type de service spécifique. Ces méthodes ont notamment été appliquées avec succès pour des équivalences en termes d'habitat et de service pour la restauration des habitats du plancton végétal dans le « *Florida Keys National Marine Sanctuary* » (FKNMS) (Fonseca & al., 2000) et des marais salants du lac Barre en Louisianne (Penn et Tomasi, 2002). Bruggeman & al. (2005) ont également prolongé les méthodes HEA à l'échelle du paysage (le décrivant en tant qu'analyse d'équivalence de paysage : *Landscape Equivalency Analysis*) pour calculer des crédits bancaires de conservation pour reconstituer l'habitat d'espèces en voie de disparition.

Cependant, un certain nombre de limites doivent être considérées. Dunford & al. (2004) ont récapitulé ces dernières, précisant notamment l'importance des hypothèses fondamentales sur le fait que des habitats endommagés puis reconstitués produiront par la suite la même quantité et qualité de services. Par ailleurs, les principales limites dans l'application de ces méthodes consistent à l'identification des bons indicateurs, proxy représentatifs des écosystèmes dégradés et restaurés ainsi que les hypothèses sur les courbes de régénération naturelle des milieux impactés (forme linéaire, logarithmique, exponentielle, sigmoïde...).

13. Perspectives

Un guide méthodologique à destination d'une part des Préfets (Autorité Compétente Administrative désignée) et d'autre part, des utilisateurs potentiels des méthodes d'équivalence : industriels, assureurs, associations de protection de l'environnement, juges.. est en cours d'élaboration. Il contiendra notamment l'exemple d'accidents industriels survenus en France et à l'étranger il y a plusieurs années (antérieurs à la directive et à la loi LRE mais qui seraient rentrés dans le champ de leur application) et sur lesquels les méthodes d'équivalence ont été appliquées. En France, sera notamment traité le cas d'un déversement accidentel d'un camion contenant 20 000 litres de lessive de potasse dans le gave d'Aspe dans les Pyrénées-Atlantiques. Les dégâts occasionnés ont été conséquents puisqu'il a été recensée une destruction de la faune et de la flore sur un linéaire de 4 km du cours d'eau, la mortalité d'environ 20 000 poissons et l'interdiction de pêcher entre 3 et 5 ans.

14. Bibliographie

Bouvron, M., Hernandez, S., Couvet, D. (2009) Projet d'évaluation des fonctions écologiques des milieux en France, Collection « Etudes et Synthèses », Direction des Etudes Economiques et de l'Evaluation Environnementale, MEDDAT.

Chapman, D. Iadanzan, N., Penn, T. (1998), Calculating resource compensation: an application of the service-to-service approach to the Blackbird mine hazardous waste site, NOAA. Disponible sur : www.darrp.noaa.gov/pacific/black/pdf/blackfnl.pdf

Dunford, R., Ginn, T., Desvouges, W. (2003), « The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments », Ecological Economics, Volume 48, p 49-70.

NOAA (2006), Damage Assessment and Restoration Program, Habitat Equivalency Analysis : an Overview. Disponible sur : www.darrp.noaa.gov/library/pdf/heaverv.pdf

NOAA, Damage Assessment and Restoration Program, Scaling Compensatory Restoration Actions, Guidance Document for NDRA under the Oil Pollution Act of 1990, 1997. Disponible sur : www.darrp.noaa.gov/library/pdf/scaling.pdf

NOAA, Damage Assessment and Restoration Program, Injury Assessment, Guidance Document for NDRA under the Oil Pollution Act of 1990, 1996. Disponible sur : www.darrp.noaa.gov/library/pdf/iad.pdf

NOAA (1995), Habitat Equivalency Analysis : an Overview, Damage Assessment and Restoration Program.

NOAA (2009), Restoration Economics, Habitat Equivalency Analysis. Disponible sur : www.csc.noaa.gov/coastal/economics/habitatequ.htm

Rousseau, Y. (2007), Evaluation économique des dommages environnementaux sur accidents industriels, Collection « Etudes et Synthèses », Direction des Etudes Economiques et de l'Evaluation Environnementale, MEEDDAT.

REMEDE (2007), Toolkit for Performing Resource Equivalency Analysis to Assess and Scale Environmental Damage in the EU. Disponible sur : www.envliability.eu/pages/eld.htm

REMEDE (2007), Toolkit summary. Disponible sur : <http://www.envliability.eu/pages/eld.htm>

Scherrer, S. (2004), « Comment évaluer les biens et services environnementaux ?, » Réponses environnement, La documentation française.

Fiche 3 : Séquence éviter, réduire compenser. Mesures compensatoires

1. Type de mécanisme économique

Mécanisme visant à limiter les dommages environnementaux et à internaliser les coûts des dommages résiduels.

2. Localisation géographique des cas traités dans la fiche

Expériences internationales, européennes et françaises.

3. Définition

Un ensemble de dispositifs réglementaires en France, prévoit que les projets, plans et programmes susceptibles d'affecter la biodiversité minimisent leurs effets en respectant une séquence consistant à éviter ces effets, puis les réduire et enfin, sur les seuls effets résiduels, si possible, les compenser.

Une mesure compensatoire des atteintes à la biodiversité est une action visant à offrir une contrepartie positive à un impact dommageable sur la biodiversité qui sera provoqué par un projet, plan ou programme, de façon à maintenir la biodiversité dans un état équivalent ou meilleur à celui observé avant la réalisation du projet. En France et en Europe, la compensation n'intervient que sur l'impact résiduel, lorsque toutes les mesures envisageables ont été mises en œuvre pour éviter puis réduire les impacts négatifs du projet sur la biodiversité.

Les mesures compensatoires visées ici sont à distinguer des mesures qui peuvent être engagées pour compenser des impacts diffus sur la chaîne de production et celles qui sont liées à un dommage accidentel dans le cadre de la Loi sur la responsabilité environnementale (voir Fiche 2).

4. Objectifs

La compensation vise à concilier développement et conservation de la biodiversité, en internalisant le coût des externalités négatives des projets d'aménagement sur la biodiversité.

Une mesure compensatoire doit être additionnelle, c'est-à-dire démontrer des effets positifs au-delà de la situation de référence « prévisible ». Au niveau écologique (additionnalité écologique), les fonctionnalités assurées après compensation doivent être au moins équivalentes à celles précédant la réalisation du projet. Au niveau de l'action publique, la mesure compensatoire ne doit pas se substituer aux outils et moyens et responsabilités de l'Etat et des collectivités.

5. Historique

La compensation obligatoire des atteintes à la biodiversité a été inscrite dans la réglementation de certains pays (Etats-Unis, Allemagne, France) dans les années 1970. Au niveau de l'UE, les obligations en matière de compensation des atteintes à la biodiversité découlent des directives Oiseaux (1979) et Habitats (1992). Actuellement, les mesures compensatoires sont obligatoires dans une trentaine de pays, principalement industrialisés (Etats-Unis, Canada, les 27 Etats de l'UE, la Suisse, l'Australie, la Nouvelle-Zélande, le Brésil, l'Afrique du Sud, Mexico et la Chine).

En France, le principe de la compensation existe depuis la loi du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature. Cette loi institue le régime général des études d'impact, où doivent être précisées les mesures envisagées pour supprimer, réduire et, si possible, compenser les conséquences dommageables pour l'environnement et la santé, ainsi que les dépenses correspondantes.

Depuis cette réglementation d'ordre général, plusieurs réglementations sont venues préciser les modalités des mesures compensatoires, notamment dans le domaine de la biodiversité : la réglementation Natura 2000, les demandes de dérogation pour destruction d'espèces protégées et la loi sur l'eau. La loi portant Engagement national pour l'environnement (dite « Grenelle 2 ») prévoit des dispositions visant à compléter ce corpus réglementaire, en vue notamment d'assurer l'effectivité et le contrôle des mesures compensatoires mises en œuvre (cf. ci-après).

6. Niveau de mise en œuvre

Globalement, dans les pays où la compensation des atteintes à la biodiversité est obligatoire, l'expérience montre que les mesures compensatoires prévues ne sont pas toujours mises en œuvre dans leur intégralité ou de manière pérenne. Cette situation tient notamment au manque de doctrine sur le dimensionnement des mesures compensatoires, à la difficulté à identifier des sites proches des milieux impactés et adaptés à la mise en œuvre de la mesure compensatoire, à la faible durée des engagements, et au manque de contrôle des mesures engagées.

Ce constat doit être nuancé selon les Etats (disponibilité de doctrines sur la compensation, mise en place d'outils de marché), les cadres réglementaires (obligations plus ou moins contraignantes) et les enjeux patrimoniaux (meilleure prise en compte des espèces et habitats protégés par rapport aux espèces et habitats non protégés).

7. Acteurs

La mise en œuvre des mesures compensatoires, qui s'insère plus largement dans la démarche d'évaluation environnementale, implique généralement trois types d'acteurs :

- Le maître d'ouvrage ou porteur du projet (ou pétitionnaire). Pour dimensionner et réaliser la mesure compensatoire, le maître d'ouvrage peut faire appel à des bureaux d'étude, des associations environnementales, des scientifiques ou un opérateur de la compensation (Fiche 4).
- L'autorité administrative décisionnaire (ou service instructeur). En France, l'autorité administrative ainsi que les organismes consultatifs sollicités le cas échéant (par exemple le Conseil national de la protection de la nature, CNPN) vérifient, lors de la procédure d'instruction d'une demande d'autorisation administrative liée à un projet, que la mesure compensatoire envisagée satisfait pleinement aux exigences de rétablissement de la situation écologique (par exemple, s'agissant des espèces protégées, le maintien dans un état de conservation favorable des populations locales des espèces impactées par le projet). Les services instructeurs sont variables et dépendent de la procédure concernée : il peut par exemple s'agir des Direction départementales des territoires (et de la mer), DDT(M), pour les études d'incidences « Loi sur l'eau » et des Direction régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement, DREAL, pour les dérogations espèces protégées.
- L'autorité administrative compétente en matière d'environnement. En France, comme dans l'Union européenne, l'autorité environnementale, saisie par le service instructeur pour le compte de l'autorité décisionnaire, formule un avis sur le dossier d'étude d'impact et le transmet au service instructeur et au pétitionnaire. Cet avis, joint au dossier mis à l'enquête publique, porte entre autre sur le bon respect de la séquence éviter/réduire/compenser et la qualité des mesures compensatoires.

8. Description du mécanisme

La nature, la localisation et le volume des mesures compensatoires sont définis sur la base de principes d'équivalence en nature entre dommages et gains écologiques. Au niveau mondial, on distingue, selon les cadres juridiques :

- Les mesures compensatoires « In-kind » (de même nature), qui portent sur des habitats, des fonctions ou des valeurs semblables à ceux impactés par le projet : équivalence écologique (qualité et quantité des espèces et des habitats, types de fonctions écologiques), spatiale (proximité fonctionnelle entre la zone impactée et la zone de compensation, facteurs sociaux), et temporelle. C'est ce que prévoient les législations européennes et françaises, dans l'objectif d'atteindre une « non perte globale de biodiversité ».
- Les mesures compensatoires « Out-of-kind » (de nature différente), qui portent sur des attributs partiellement différents de ceux affectés par le projet.

Les politiques de compensation visent généralement des mesures « *in-kind* », c'est notamment le cas en France et dans l'UE. Certains pays, comme les Etats-Unis et l'Australie, prévoient une marge de flexibilité et favorisent, dans certains cas, l'identification de la compensation « la plus pertinente sur le plan environnemental » pour la gestion d'une ressource hydraulique ou la préservation d'une espèce. Mais il est rare qu'il existe un soutien (réglementaire ou non) pour des formes de mesures compensatoires « *very out-of-kind* », tel que le financement de projets de conservation ou d'éducation, par exemple.

Pays, réglementation objet du système de compensation	Compensation « <i>In-kind</i> »	Compensation « <i>Out-of-kind</i> »
UNION EUROPEENNE Natura 2000 ¹¹⁸	<ul style="list-style-type: none"> - La compensation doit être en « proportions comparables » et fournir des « fonctions comparables ». - Les mesures compensatoires pour les oiseaux doivent être sur le même couloir de migration et accessibles par les oiseaux généralement présents sur le site affecté par le projet. 	
ETATS-UNIS Zones humides (wetland mitigation banking)	<ul style="list-style-type: none"> - Jusqu'à récemment (2002), la politique américaine pour les zones humides préconisait explicitement la compensation « <i>in-kind</i> » par rapport à la compensation « <i>out-of-kind</i> »¹¹⁹. Cette préférence était basée sur l'hypothèse qu'un remplacement complet et équivalent aux pertes peut être le mieux atteint en compensant avec le même type d'habitat, de fonctions et de services, et que ceci est particulièrement important quand la zone impactée présente un enjeu fort au niveau local¹²⁰. - Cette préférence a évolué récemment (cf. colonne de droite). Toutefois, une préférence pour la compensation « <i>in-kind</i> » est maintenue lorsque les zones humides présentent un enjeu important, i.e. des zones humides difficiles à remplacer. 	<ul style="list-style-type: none"> - Des régulations plus récentes expriment une préférence moins explicite pour la compensation « <i>in-kind</i> », en se concentrant sur l'identification de la compensation « la plus pertinente sur le plan environnemental » pour les ressources aquatiques du bassin versant, même si cela doit conduire à une mesure compensatoire « <i>out-of-kind</i> ».
ETATS-UNIS Espèces protégées ¹²¹ (conservation banking)	<ul style="list-style-type: none"> - Les mesures compensatoires doivent viser les espèces impactées ; les bénéfices de conservation pour un groupe d'espèces ne peuvent être utilisés pour compenser des impacts pour une espèce n'appartenant pas au groupe. 	<ul style="list-style-type: none"> - Les mesures compensatoires doivent correspondre « aux besoins de conservation des espèces », sans nécessairement viser une restauration exacte des fonctions et valeurs des habitats spécifiques impactés par un projet.
AUSTRALIE VICTORIA (ETAT) Végétation native ¹²²	<ul style="list-style-type: none"> - La compensation doit être « proportionnée ». - Les mesures compensatoires <i>in-kind</i> sont seulement requises lorsque les pertes de végétation sont de « degré élevé », selon un système de gradation. 	<ul style="list-style-type: none"> - Il existe une flexibilité pour les pertes de moindre importance : les autorités locales disposent d'une marge de manœuvre pour déterminer si des compensations « <i>out-of-kind</i> » peuvent être acceptées, permettant d'optimiser les résultats de conservation.
BRESIL Code forestier ¹²³	<ul style="list-style-type: none"> - La mesure compensatoire doit concerner le même type d'écosystème. 	<ul style="list-style-type: none"> - Les objectifs de conservation financés par les paiements compensatoires¹²⁴ ne sont pas liés aux impacts sur les milieux forestiers. Il n'existe pas de limite géographique à l'affectation des paiements, sauf si le projet impacte une zone protégée.

Source : données issues de McKenney, B. Kiesecker, J. 2009. Policy Development for Biodiversity Offsets : A review of offset frameworks. Environmental Management (2010) 45: 165-176.

¹¹⁸ <http://bankofnaturalcapital.com/category/ecosystem-services/agriculture/>

¹¹⁹ US Environmental Protection Agency & US Department of the Army. 1990. Memorandum of agreement between the Environmental Protection Agency and the Department of the Army concerning the determination of mitigation under the Clean Water Act Section 404(b)(1) guidelines.

¹²⁰ US Army Corps of Engineers. 2002. Regulatory Guidance Letter No.02-2.

¹²¹ US Department of the Interior. 2003. Guidance for the establishment, use and operation of Conservation Banks.

¹²² Victoria Department of Natural Resource and Environment (Victoria DNRE). 2002. Victoria's native vegetation management – a framework for action.

¹²³ Forestry Code. Brazil Federal Law 4771 (1965). Provisional Measures 2166/76 (2001).

¹²⁴ Les paiements compensatoires pour des projets industriels doivent être proportionnés (« commensurate ») aux impacts et représenter au minimum 0,5% du coût d'investissement total du projet.

L'évaluation financière intervient pour décider de l'opportunité d'un projet de conservation (coût du foncier, estimation financière des activités d'atténuation, bénéfice marginal d'autres alternatives et actualisation des coûts de gestion). En revanche, la définition de la mesure compensatoire ne passe en général pas par une évaluation monétaire de la valeur des espèces, fonctions ou services perdus. Il s'agit bien de définir d'autres métriques pour respecter les principes d'équivalence en nature fixés. Il est d'ailleurs plus aisé, dans l'état actuel de la science, de mobiliser l'expertise écologique pour estimer directement si deux écosystèmes peuvent être considérés comme similaires, en termes de biodiversité et de services écosystémiques, que de passer par des estimations monétaires complexes.

9. Exemples, illustrations

Exemple en France : Canalisation de transport de gaz Fos Cavaou St-Martin de Crau

Cet exemple porte sur une mesure compensatoire effectuée au titre de Natura 2000 et de la législation sur les espèces protégées, pour des impacts générés par l'installation d'une canalisation de transport de gaz (infrastructure linéaire enterrée de 30 km) dans la Réserve Naturelle Nationale de la Crau (région PACA).

Les impacts résiduels ont porté sur 6,4 hectares d'habitat détruit (coussoul vierge) et plusieurs espèces (avifaune, insectes, amphibiens). L'analyse des impacts a été à la fois qualitative (recensement des espèces selon l'enjeu patrimonial et le type d'impact : dérangement, perte réversible d'habitat, etc.) et quantitative (nombre d'hectares d'habitats détruits).

La mesure compensatoire a consisté en l'acquisition foncière de 70 hectares de coussoul non gérés dans la plaine de Crau (après application d'un ratio compensatoire de 1 pour 10), avec rétrocession au Conservatoire Régional pour mise en réserve éventuelle. Le coût de la mesure compensatoire a représenté 1,2 % du montant total du projet, hors coût de gestion (qui n'avait pas été pris en compte dans l'étude d'impact).

10. Articulation avec d'autres outils

Articulation possible avec des paiements pour services environnementaux, notamment dans le cas de contrats avec des agriculteurs pour compenser par exemple des atteintes à l'intégrité du réseau Natura 2000.

Articulation possible avec des servitudes environnementales, lorsque le cadre juridique le permet (Australie, Etats-Unis...) comme outil alternatif à l'acquisition foncière.

11. Atouts et limites *a priori*

La compensation des atteintes à la biodiversité, après évitement et réduction des impacts, présentent *a priori* certains atouts :

- l'internalisation des externalités négatives sur la biodiversité via la compensation constitue une incitation à éviter et réduire les impacts au maximum ;
- la compensation peut représenter un outil de financement pour la conservation de la biodiversité, dès lors que la mesure est additionnelle ;
- en cas d'acquisition foncière ou de protection réglementaire du terrain faisant l'objet de la compensation, la mesure permet de sécuriser la valeur écologique d'un habitat.
- La compensation présente *a priori* certaines limites, liées aux difficultés de dimensionnement et de mise en oeuvre :
- si les obligations en matière de compensation ne sont pas précises ou peu contrôlées, la possibilité de compenser les impacts résiduels peut remettre en cause la hiérarchie de la séquence éviter/réduire/compenser, en diminuant les efforts des maîtres d'ouvrage pour éviter et réduire leurs impacts au maximum ;
- l'additionnalité des mesures compensatoires en termes d'action publique peut être difficile à évaluer en pratique, et la compensation peut alors venir se substituer aux financements publics.

12. Eléments d'évaluation ex-post

La mise en œuvre des mesures compensatoires est confrontée à un ensemble de problématiques, que l'on retrouve généralement dans les pays où la compensation des atteintes à la biodiversité est réglementaire :

- le manque de doctrine sur la compensation, venant préciser les obligations réglementaires, notamment au niveau des critères d'équivalence écologique et géographique ;
- le manque de cohérence entre les différentes procédures d'instruction, qui se sont superposées au cours du temps (cas notamment en France), avec des conséquences sur la pertinence des mesures compensatoires proposées ;
- la difficulté à intégrer les mesures compensatoires dans le cadre d'un plan d'aménagement du territoire (cas de la France), ou inversement, la création d'une logique de zonage (cas des États-Unis, où la logique des banques de compensation tend à compartimenter les zones naturelles et les zones artificialisées) ;
- la difficulté à mettre en œuvre la mesure compensatoire avant la survenue de l'impact ;
- le manque de disponibilité du foncier, au moment (avant la survenue de l'impact) et à l'endroit opportun (proximité avec le lieu de l'impact), avec des répercussions sur les garanties de pérennité ;
- l'incertitude des résultats des actions de restauration voire de création d'habitats, ce qui rend l'objectif de « non perte globale » de biodiversité difficilement atteignable, du fait que le bénéfice écologique ne correspond jamais tout à fait au dommage écologique (type, qualité) ;
- le manque de moyens de suivi et de contrôle au niveau local.

13. Perspectives

Au niveau international, des initiatives sont prises pour promouvoir l'adoption de critères communs sur la compensation. Ainsi, le Business and Biodiversity Offset Programme (BBOP) a défini dix principes clés sur la compensation et propose des guides méthodologiques.

En France, face au constat des difficultés de mise en œuvre des mesures compensatoires, des avancées sont à souligner à deux niveaux.

D'une part, au niveau réglementaire, le Grenelle de l'Environnement a permis de fixer l'objectif ambitieux de « pas de perte nette de la biodiversité d'ici 2010 ». Dans cet esprit, la loi portant Engagement national pour l'environnement, dite « Grenelle 2 », vient compléter la réglementation actuelle en palliant à certaines des carences précédemment évoquées. Le champ d'application des mesures compensatoires est élargi aux atteintes aux continuités écologiques, ce qui permettra de mieux prendre en compte les fonctionnalités des écosystèmes et ainsi la biodiversité non protégée. La transposition des mesures compensatoires et des modalités de leurs suivis devront apparaître de manière obligatoire et systématique dans les actes d'autorisation. Ceci obligera le pétitionnaire à s'engager dans une description plus détaillée des mesures compensatoires et dans la définition d'indicateurs permettant d'évaluer l'efficacité des mesures. Enfin, la loi procure à l'autorité administrative, en cas d'inobservation des mesures compensatoires actées à l'autorisation, plusieurs possibilités d'intervention, allant de la mise en demeure jusqu'à l'exécution des mesures « en lieu et place de l'intéressé ».

D'autre part, afin d'accompagner les avancées permises par la loi Grenelle 2, notamment sur le plan méthodologique, une réflexion a été lancée en France en 2010 autour d'un programme d'actions. Ce programme vise la mise en place d'une doctrine nationale sur la compensation, et prévoit notamment des actions sur l'articulation des procédures d'instruction et la répartition des rôles des différents niveaux administratifs, et des actions sur le suivi et le contrôle des mesures compensatoires. Afin de faciliter la mise en place de mesures compensatoires, le MEDDTL s'intéresse également à l'expérimentation d'une offre de compensation (cf. Fiche 4).

14. Bibliographie

DREAL PACA (2009). Les mesures compensatoires pour la biodiversité. Principes et projet de mise en œuvre en Région PACA. Rapport.

DIREN Midi- Pyrénées (2002), Guide sur la prise en compte des milieux naturels dans les études d'impact.

Centre d'Analyse Stratégique (2009), Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes, Rapports et Documents n°18, Groupe de travail présidé par Bernard Chevassus-au-Louis, La Documentation Française. Chapitre VII. 330-334.

BBOP : <http://bbop.forest-trends.org/library.php>

Business and Biodiversity Offset Program (2009), Offset Design Handbook. Forest Trends, Washington.

Darbi, M., Ohlenburg, H., Herberg, A., Wende, W., Skambracks, D. and Herbert, M. (2009), International Approaches to Compensation for Impacts on Biological Diversity. Final Report.

DEFRA (2009), Scoping study for the design and use of biodiversity offsets in an English context. Final report.

Fiche 4 : Banques de compensation

1. Type de mécanisme économique

Mécanisme visant à internaliser les coûts des dommages environnementaux, s'appuyant sur un marché régulé.

2. Localisation géographique des cas traités dans la fiche

Expériences internationales, européennes et française.

3. Définition

Une banque de compensation est un dispositif de marché optionnel qui permet aux maîtres d'ouvrage de s'acquitter de leur obligation de compensation des atteintes à la biodiversité.

4. Objectifs

Les banques de compensation visent à faciliter la mise en œuvre des mesures compensatoires et à maximiser le rapport coût-efficacité de ces mesures.

5. Historique

Les premières banques de compensation ont été créées à partir des années 1970 aux Etats-Unis, d'abord pour compenser les impacts sur les zones humides (Clean Water Act) puis les impacts sur les espèces protégées (Endangered Species Act). Dans les années 1990, des systèmes de banques de compensation se sont développés dans d'autres pays (notamment l'Australie et l'Allemagne).

6. Niveau de mise en œuvre

Plusieurs pays de droit anglo-saxon ont mis en place des systèmes de banques de compensation, dont les Etats-Unis et l'Australie.

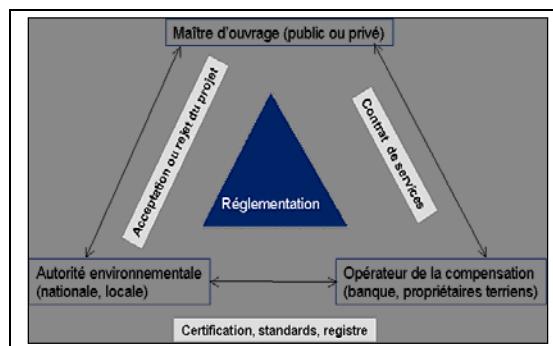
Les banques de compensation sont rares en Europe. Cela s'explique par des facteurs réglementaires, juridiques (transfert de responsabilité, servitudes environnementales) et géographiques (territoire européen plus dense et moins étendu que le territoire américain notamment). Toutefois, plusieurs Etats prévoient ou expérimentent des banques de compensation. C'est le cas de l'Allemagne, des Pays-Bas et de la France.

7. Acteurs

Le système des banques de compensation fait intervenir plusieurs types d'acteurs (voir figure) :

- Des maîtres d'ouvrage ou autres acteurs ayant un impact négatif sur la biodiversité, qu'ils soient tenus par la législation de compenser ou qu'ils souhaitent compenser leurs impacts de manière volontaire pour afficher une image positive de leur activité ;
- L'opérateur de la banque, de statut public ou privé (collectivité, agence publique, entreprise, propriétaire terrien, etc.) ;
- L'autorité publique de régulation, qui joue un rôle capital dans l'organisation du marché de la compensation.

Figure : Le triangle des acteurs des banques de compensation



8. Description du mécanisme

L'opérateur d'une banque de compensation détient ou acquiert un terrain qu'il s'engage à restaurer, créer ou maintenir, et à gérer sur une longue durée voire à perpétuité conformément à des objectifs environnementaux ciblés. Il soumet son projet à une autorité publique qui l'autorise ou non à vendre des crédits à des maîtres d'ouvrage. Ces crédits peuvent, selon le projet retenu, porter sur des espèces ou leurs habitats. Ils peuvent être générés à l'avance, sans présumer des impacts effectifs de futurs projets d'aménagement. Les crédits d'une banque peuvent être vendus à un seul ou à plusieurs maîtres d'ouvrage.

Avant de soumettre son projet, l'opérateur d'une banque réalise en général une évaluation de marché en comparant les besoins de conservation (évolution de la qualité des habitats et du statut de conservation des espèces) et la demande d'occupation du sol du fait de nouveaux projets (pressions d'aménagement).

Le prix du crédit, généralement exprimé par hectare, est fixé librement entre les parties privées. Il dépend des coûts d'acquisition et de gestion des terrains utilisés pour la compensation, mais aussi de l'offre et de la demande du marché. Le prix peut varier fortement d'une banque à l'autre.

Les systèmes de banques de compensation répondent à des conditions communes de fonctionnement, à savoir une obligation claire de compensation, des méthodes d'évaluation standardisées, et l'encadrement du marché par les autorités en charge de l'environnement au niveau national et/ou local. Les autorités fixent notamment les responsabilités respectives, autorisent ou non les échanges et définissent les procédures. En particulier, elles proposent des méthodologies standardisées pour évaluer les impacts et les gains, et déterminer les équivalences. Ces méthodologies s'appuient principalement sur la surface et la qualité des habitats ; des réflexions sont en cours au niveau européen sur la pertinence de prendre également en compte les services rendus par les écosystèmes.

La détermination des équivalences, qui se pose pour la compensation de manière générale, est cruciale pour les banques de compensation, à double titre :

- La logique d'anticipation des banques de compensation ne permet pas de concevoir une mesure compensatoire « sur mesure » au regard des impacts d'un projet ;
- Les critères d'équivalence sont un paramètre clé du marché.

Les critères retenus pour les équivalences, et le degré d'exigence associé, sont déterminants pour moduler la taille et la liquidité du marché. Le degré d'exigence des Etats sur l'équivalence entre le dommage et le gain écologiques influe sur l'équilibre entre l'offre et la demande, et le coût de la compensation. En Allemagne, le degré d'exigence est relativement faible et gradué, et l'objet de la compensation est large. En Australie, des exigences fortes et précises sur les équivalences sont associées à un objet de la compensation délimité (végétation native), d'où un marché qui nécessite de nombreux crédits différenciés (propriétaires individuels) et un système d'échange organisé pour répondre aux demandes de compensation.

9. Exemples, illustrations

Etats-Unis : les banques de compensation

La plus grande expérience des banques de compensation vient des Etats-Unis, où celles-ci ont été créées dans les années 1970. Un maître d'ouvrage a trois possibilités pour compenser ses impacts résiduels : réaliser la compensation lui-même, payer un tiers (pour une mesure compensatoire dédiée), ou passer par un opérateur. La troisième option renvoie aux banques de compensation, et est privilégiée par les autorités.

Il existe deux types de banques de compensation : celles qui visent la non perte nette des zones humides (mitigation banking) et celles qui visent le maintien des espèces protégées (conservation banking). Pour les premières, l'objet n'est pas la ressource en eau, mais les fonctions écologiques assurées par les zones humides. Le marché est sous le contrôle du US Army Corps of Engineers (ingénieurs de l'armée).

Le *Clean Water Act* (1972) permet une compensation « off site » des zones humides par des opérateurs tiers, si les autorités publiques l'estiment faisable et approprié¹²⁵. Pour chaque hectare de zone humide détruit, un hectare ou plus de zone humide comparable doit être préservé, restauré ou recréé. Comme alternative à la compensation sur site, les maîtres d'ouvrage peuvent acheter des crédits de banques certifiées. Les crédits doivent correspondre à des zones humides similaires et être situés dans la même zone de services (zones délimitées par l'autorité publique).

Les banques pour espèces protégées se sont développées dans le cadre de l'*Endangered Species Act* (1973). Les aménageurs doivent compenser chaque hectare d'habitat d'une espèce protégée détruit. La mise en place de banques pour espèces protégées rencontre certains obstacles, liés notamment à l'absence de métrique homogène (hétérogénéité des espèces). Ce marché s'est développé en Californie, où l'on compte environ 75 banques.

A l'origine, les banques de compensation ont servi à compenser les impacts de projets publics, notamment d'infrastructures de transport. Elles se sont vraiment développées dans les années 1990, lorsque l'Etat fédéral a mis en place un système de régulation des banques et a clarifié les procédures de décision relatives à la compensation (modalités d'agrément de l'opérateur, procédures d'évaluation et de suivi des banques). En 2007, le marché de la compensation aux Etats-Unis comptait environ 400 banques, pour des volumes financiers d'échanges estimés à un milliard de dollars par an dans le cas des zones humides et 45 millions de dollars par an pour les espèces protégées. Les opérateurs privés sont les principaux opérateurs de banques de compensation (plus de 60%).

L'outil central des banques de compensation est l'agrément entre la banque et les régulateurs. Cet agrément précise les modalités de l'opération (standards, transfert de responsabilité), les garanties de pérennité (servitude, fonds d'investissement), le nombre de crédits générés, et les conditions de vente des crédits (calendrier et délimitation d'une zone de service où les impacts autorisés peuvent être compensés par la banque). La définition d'une zone de compensation, réalisée par le *US Army Corps of Engineers*, est importante pour l'analyse économique et financière de la banque puisqu'elle définit le périmètre sur lequel elle peut vendre des crédits écologiques (potentiel de demande). La définition de cette zone, ainsi que le calendrier de vente des unités, visent à atteindre un équilibre entre la réalité écologique de l'évolution des espèces et des habitats, et la réalité économique de la banque. Le mécanisme d'accréditation se fait au cas par cas, sur une durée moyenne de 1 à 3 ans. Il est à noter que la responsabilité du maître d'ouvrage quant à la mise en œuvre et au succès de la compensation est transférée à la banque de compensation à la signature du contrat.

S'agissant des mitigation banks, les pertes et gains écologiques sont quantifiés par des unités de mesure représentant des indices des fonctions écologiques. Les unités de mesures correspondant aux gains sont traduites en crédits sur la base d'un ratio, qui varie selon les modalités de gestion¹²⁶.

¹²⁵ A noter que la compensation hors site peut se justifier d'un point de vue hydrologique : en effet, il n'est pas incohérent de compenser sur un autre site si l'impact de l'aménagement sur une zone humide est susceptible de modifier les conditions hydrologiques du site.

¹²⁶ Ratios type selon les mesures de gestion : restauration 1:1 ; création 3:1 (prise en compte de l'incertitude) ; préservation 5:1 (prise en compte de l'additionnalité).

Australie : le programme *BushBroker* et les terres privées

En Australie, l'Etat fédéral a institué une politique de bénéfice net de biodiversité. Les opérateurs qui portent des atteintes à la biodiversité sont tenus de les compenser. Dans l'état de Victoria, par exemple, la *Native Vegetation Regulation* prévoit que tout changement dans l'utilisation du sol affectant la végétation naturelle requière un permis et doit être compensé.

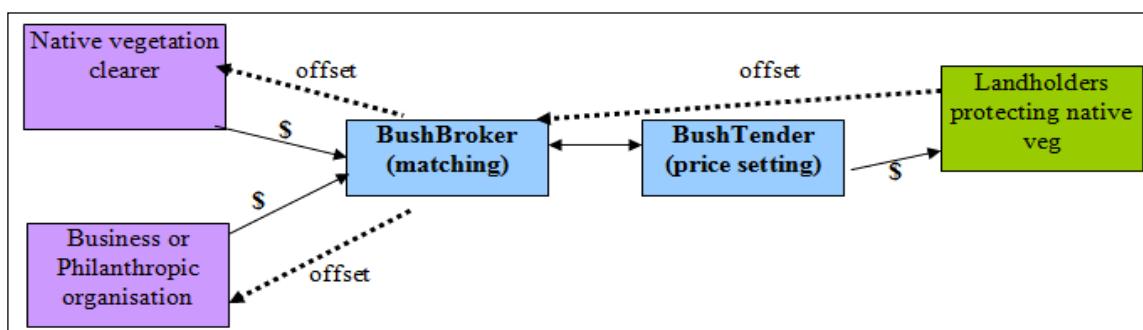
Certains des Etats fédérés organisent les marchés de la compensation et mettent en place des systèmes qui permettent aux propriétaires privés de valoriser les actions de conservation de la biodiversité qu'ils sont prêts à entreprendre sur leurs terres. C'est en particulier le cas dans l'Etat de Victoria, où 12 % de la végétation native et 30% des espèces menacées se trouvent sur des terres privées, et dans l'Etat du New South Wales.

Le principe général est le suivant : les propriétaires terriens qui s'engagent à préserver durablement la biodiversité et acceptent des servitudes de conservation sur leurs terrains proposent des investissements et/ou des mesures de gestion à l'autorité environnementale (Ministère en charge de l'écologie) qui leur accorde des « crédits de conservation ». Ces crédits sont très précis ; ils doivent répondre à des standards d'équivalence stricts, ce qui conduit à plusieurs centaines de types de crédits différents, en fonction du type de végétation. Une méthodologie d'évaluation basée sur la qualité des terrains (« habitat hectare methodology ») permet aux services de l'Etat d'évaluer le nombre et le type de crédits potentiellement disponibles (sur la base des résultats atteignables via les mesures de gestion) ainsi que le nombre et le type de crédits correspondant aux habitats impactés par un projet. Il est à noter que le « trading-up » est autorisé, c'est-à-dire que le calcul du nombre de crédits à acheter peut tenir compte de la différence de qualité d'habitat entre les hectares impactés et les hectares faisant l'objet de la compensation. Les crédits peuvent être vendus à des opérateurs privés tenus de compenser l'impact de projets d'infrastructures ou cédés à l'Etat qui a mis en place un fonds fiduciaire spécifique.

Dans l'Etat du New South Wales, les biobanques ont été créées en 2006 via une législation spécifique sur les banques de compensation. Dans l'Etat de Victoria, il n'existe pas de telle législation, mais le programme BushBroker a été lancé en 2006. Ce programme vise à réduire les coûts de transaction, en améliorant l'information dans un marché segmenté. BushBroker développe un système informatisé permettant d'enregistrer et d'échanger des crédits de végétation native, en faisant le lien entre propriétaires terriens et maîtres d'ouvrage. L'objectif est de rechercher une zone de valeur égale ou supérieure en qualité écologique et quantité de crédits à la parcelle détruite, sur la base des évaluations de crédits réalisées par l'autorité environnementale.

Le prix des crédits n'est pas fixé par l'Etat, il est établi sur le marché de la compensation selon plusieurs modalités, dont le programme BushTender. Dans ce programme, les propriétaires proposent des enchères inversées (voir encadré dans la fiche sur les paiements pour services environnementaux). Ces enchères peuvent soit aboutir à des contrats de gestion avec l'Etat (paiement pour service environnemental de 5 ans), soit à des contrats avec les maîtres d'ouvrage ayant une obligation de compensation. Le prix des crédits, déterminé par le marché, varie selon la rareté du type de végétation. Le programme BushBroker, qui facilite la mise en relation entre offreur et demandeur de crédits de conservation, facture le coût de transaction pour financer l'opération de courtage.

La validation finale de la transaction relève des services de l'Etat. On estime à une centaine le nombre de transactions permises par BushBroker par an.



Allemagne : les pôles publics de compensation

L'émergence en Allemagne dans les années 1990 de banques de compensation – appelées « pôles de compensation » – est liée à l'évolution du cadre réglementaire allemand (*Federal Nature Conservation Act* de 1976) : une approche moins centrée sur les espaces protégés et davantage ciblée sur la préservation des fonctions et services a abouti à une moindre exigence quant au lien spatial et fonctionnel entre le dommage et le gain écologiques¹²⁷.

Les pôles peuvent être des agences publiques ou privées, et sont en majorité gérés par les municipalités pour leur propre demande. On en compte environ 400 dans toute l'Allemagne, couvrant des milliers d'hectares. Ce sont les Etats fédérés (Länder) qui émettent des ordonnances précisant les conditions de création et de gestion des pôles de compensation. Le système d'évaluation et d'équivalence le plus courant se base sur la valeur de l'habitat, comptabilisée en points de crédits selon des valeurs standardisées par chaque Land.

France : l'expérimentation d'une offre de compensation

En France, afin de faciliter la mise en place de mesures compensatoires, et en complément de l'ensemble des actions prévues sur la compensation (cf. Fiche 3), le MEDDTL a lancé l'expérimentation d'une offre de compensation (système équivalent aux banques de compensation). Celle-ci consiste pour un opérateur à anticiper la demande potentielle de compensation, en particulier dans des territoires où la pression sur les milieux est forte. L'opérateur acquiert des terrains qu'il réhabilite dans la perspective de les valoriser ultérieurement au titre de la compensation auprès de plusieurs maîtres d'ouvrage, pour lesquels ce dispositif reste optionnel et s'applique à droit constant.

Cette approche expérimentale est conditionnée à des modalités opératoires qui doivent être testées et évaluées, via le lancement de quelques opérations pilotes. Celles-ci permettront d'étudier la faisabilité de la mise en place et du maintien dans le temps de propriétés foncières, mobilisables au titre de la compensation. Elles devront être représentatives d'une diversité d'habitats et de régions et se situer dans des zones soumises à forte pression. Elles auront lieu selon le droit en vigueur, dans le respect des procédures applicables et notamment de l'examen des études d'impact par les instances compétentes.

La première opération expérimentale a été lancée en plaine de Crau en mai 2009, avec l'opérateur CDC Biodiversité. CDC Biodiversité a acquis 357 hectares de vergers, pour y mener une action de réhabilitation du coussoul de Crau, habitat prioritaire soumis à une forte pression d'aménagement. CDC Biodiversité gérera les terrains (pastoralisme ovin) sur une période de 30 ans, au bout de laquelle l'opérateur s'est engagé à garantir la pérennité de la vocation écologique du site.

L'opération pourra être valorisée au titre de la compensation, via la vente d'unités de crédits, pour des projets susceptibles d'avoir un impact résiduel significatif sur des milieux équivalents proches du site Cossure, selon les procédures d'instruction en vigueur. Il ne s'agit pas pour le maître d'ouvrage d'acquérir une partie du terrain, mais de s'engager, dans le cadre d'un contrat, à financer la réhabilitation et la gestion conservatoire d'hectares, dont le nombre dépendra des mesures compensatoires qu'il doit mettre en œuvre. L'opération Cossure générera autant d'unités que d'hectares sur lesquels elle est conduite, soit 357 unités.

Le prix de l'unité Cossure est déterminé en fonction du budget de l'opération, à savoir les coûts de réhabilitation, d'aménagement, de gestion courante et d'administration, mais aussi d'un scénario de vente des unités.

En termes de gouvernance, les opérations expérimentales seront suivies par un comité national, réunissant les directions du MEDDTL, les DREAL, le Conseil national de protection de la nature et l'opérateur, et par un comité au niveau local, réunissant la DREAL concernée par l'opération, les services départementaux et les organismes locaux (Chambre d'agriculture, scientifiques, etc.).

10. Articulation avec d'autres outils

Articulation possible avec des paiements pour services environnementaux, dans le cas où l'opérateur de la « banque de compensation » est un propriétaire terrien notamment.

Articulation possible avec des servitudes environnementales, comme outil alternatif à l'acquisition foncière pour garantir la pérennité de la banque de compensation.

¹²⁷ Le cadre fixé au niveau fédéral (*Eingriffssregelung*) prévoit la séquence suivante : en premier lieu, une restauration compensatoire « *in kind/on site* » (lien spatial et fonctionnel direct, mêmes fonctions et valeurs, pas de changement visuel du paysage) ; en second lieu, une compensation « *off kind/off site* » (ne visant pas forcément les mêmes fonctions ; lien plus distant) ; enfin, une compensation financière.

11. Atouts et limites *a priori*

Les banques de compensation présentent potentiellement plusieurs avantages :

- Le recours à une banque existante garantit que la mesure compensatoire sera mise en place avant la survenue de l'impact (pas de pertes intermédiaires).
- La banque permet de réaliser des projets plus cohérents et pertinents écologiquement que dans le cas de mesures compensatoires isolées, car les projets sont en général identifiés et préparés sur de plus longues durées et sont de plus grande envergure.
- En conséquence, la banque permet de réaliser des économies d'échelle, et le contrôle des mesures est facilité.
- Les banques, qui sont gérées par des opérateurs spécialisés ayant vocation à gérer des espaces naturels, offrent en général une garantie plus grande de pérennité.
- Elles permettent également une meilleure planification du territoire, puisqu'elles permettent à la puissance publique de désigner *a priori* les zones prioritaires pour la conservation, les zones où les infrastructures peuvent se développer et les zones nécessaires à la connectivité entre espaces naturels. Il faut toutefois veiller à que cette logique ne conduise à trop cloisonner les territoires.
- Enfin, les banques de compensation peuvent être un outil approprié pour compenser des impacts cumulés issus de projets d'aménagement ayant individuellement un faible impact sur la biodiversité.

Certains points de vigilance, qui existent pour la compensation de manière générale, sont accentués par la logique des banques de compensation, d'où l'importance d'une régulation du marché par l'Etat :

- L'anticipation des impacts risque d'être interprétée comme un « droit à détruire ». Dans certains pays, le recours à des mesures compensatoires ou la mise en place de banques de compensation sont perçus par les naturalistes comme un danger pour la protection de la biodiversité. En théorie, la combinaison entre une compensation obligatoire et un coût élevé (signal prix) devrait permettre de mieux internaliser le coût de la compensation, et donc d'inciter le maître d'ouvrage à porter ses efforts sur les mesures d'évitement et de réduction des atteintes à la biodiversité. Toutefois, certains acteurs s'interrogent sur l'impact indirect de l'offre de compensation. L'existence de cette offre favorise-t-elle l'approbation de projets qui n'auraient pas dû être mis en œuvre, incite-t-elle potentiellement les maîtres d'ouvrage à moins investir dans la recherche de solutions alternatives (évitement) et la réduction des impacts ?
- En termes d'équivalence écologique et territoriale, il existe un risque de déconnexion entre le dommage et le gain écologiques, si les règles existantes sont appliquées de manière plus souple pour permettre le développement des banques de compensation.
- Enfin, si la banque de compensation est publique, cela peut soulever des problèmes en termes d'additionnalité (substitution des outils et moyens de l'Etat).

12. Eléments d'évaluation ex-post

Les éléments d'évaluation ex-post sur les banques de compensation font ressortir certaines difficultés.

De manière plus générale, sans que cela soit spécifique aux banques de compensation, les techniques de restauration ou de génie écologique employées ne peuvent en pratique atteindre l'objectif de non perte globale, notamment parce que les actions doivent nécessairement cibler certaines espèces ou fonctions au détriment d'autres.

Aux Etats-Unis, l'expérience a démontré que la compensation à fonctions égales est utopique et que l'objectif de restauration ou de maintien de la qualité et de la quantité des zones humides n'est pas toujours atteint (*National Research Council*, 2001). La duplication totale de zones humides est impossible du fait des relations complexes entre l'hydrologie, le sol et la végétation développées sur plusieurs milliers d'années.

Les méthodes d'évaluation standardisées, telles que proposées par les autorités environnementales dans les pays où des banques sont mises en place, impliquent une simplification de l'objet des crédits (recours à des indices, à des ratios type ou à des valeurs moyennes par type de milieux). Une unité de mesure ne peut reproduire la complexité de la biodiversité. Aux Etats-Unis, pour répondre à ces problématiques, de nouveaux standards ont été développés en 2008 par l'agence américaine de protection de l'environnement.

Enfin, la question de savoir si les mécanismes de marché pour la compensation posent un risque de « droit à détruire » reste à étudier.

13. Perspectives

Des organisations internationales, telles que le Secrétariat de la CDB, l’UICN, l’OCDE ou le *Business and Biodiversity Offset Programme* (BBOP), encouragent les Etats à de plus amples échanges et à la mise en place de critères communs sur les banques de compensation et la compensation en général, qui prennent en compte des considérations socio-économiques.

Au niveau de l’Union européenne, la Commission européenne a commandité une étude (eftec, IEEP et al. 2010), sur la faisabilité d’un système de banques de compensation au regard de la législation communautaire (directives Natura 2000), dans le cadre d’une réflexion plus globale sur les instruments de marché pour la conservation de la biodiversité.

14. Bibliographie

State of biodiversity markets 2010. Offset and compensation programs worldwide.

Eftec, IEEP et al. (2010), The use of market-based instruments for biodiversity protection – The case of habitat banking. Report for the European Commission – Directorate General Environment.

Metrics and Indicators for Effective Biodiversity Policies. Scoping paper prepared for the WGEAB. 26 mars 2010. ENV/EPOC/GSP/BIO(2010)2

Burgin, S. (2008), « Bio Banking: an environmental scientist’s view of the role of biodiversity banking offsets in conservation, » *Biodiversity Conservation* 17:807-816.

Department of Environment and Climate Change NSW (2008), Biobanking. Biodiversity Offsets and Banking Scheme. Biobanking Handbook for Local Government. DECC, Sydney.

Camproux-Dufrene, M.-P. et Martin, G. (2008), « Les unités de biodiversité, questions de principe et problèmes de mise en œuvre » In *Biodiversité et évolution du droit de la protection de la nature : réflexion prospective*. Revue juridique de l’environnement, pp. 87-98.

Ruhl, J.B., Salzman, J. (2006), « The effects of wetland mitigation banking on people » Florida State University College of Law. Public Law and Legal Theory. Working Paper No. 179.

Wilkinson, J., Thompson, J. (2006), Status Report on Compensatory Mitigation in the United States. ELI Report. Environmental Law Institute.

Wende, W., Herberg, A. and Herzberg, A. (2005), Mitigation banking and compensation pools: improving the effectiveness of impact mitigation regulation in project planning procedures, *Impact Assessment and Project Appraisal*, 23 (2): 101-111.

Ten Kate K, Bishop J, Bayon R. (2004), Biodiversity offsets: views, experience, and the business case. IUCN, Gland Switzerland and Cambridge, UK, and Insight Investment.

Bayon, R. 2004. « Will New Regulations Mean Big Business for US Mitigation Bankers? », The Ecosystem Marketplace, www.ecosystemmarketplace.com

Parkes, D., Newell, G. and Cheal, D. (2003), « Assessing the quality of native vegetation: the ‘habitat hectares’ approach », *Ecological Management and Restoration*, 4, S29-S38.

Bishop, J. (2003), Producing and Trading Habitat, or Land development as a source of funding for biodiversity conservation: a review of mitigation and conservation banking in the USA and its implications for global biodiversity conservation. IUCN.

Department of Sustainability and the Environment (Victorian Government) (2002). Victoria’s Native Vegetation Management: A Framework for Action.

National Research Council (2001), Compensating for Wetland Losses Under the Clean Water Act. National Academy Press, Washington, D.C. www.nap.edu/books/0309074320/html/

Wilkinson, J. and Kennedy, C. (2002), Banks and Fees: The status of off-site wetland mitigation in the United States. Environmental Law Institute: Washington, D.C.

Zedler, J.B. (1996), « Ecological issues in wetland mitigation – an introduction to the forum », *Ecological Applications*, 6(1) : 33-37.

Fiche 5 : Taxes pour non-respect des obligations réglementaires : exemple des amendes pour non respect du plan de chasse

1. Type de mécanisme économique

Mécanisme visant à prévenir ou à internaliser les coûts des dommages environnementaux.

2. Localisation géographique des cas traités dans la fiche

France métropolitaine.

3. Définition

Mécanisme visant à sanctionner financièrement un acteur qui ne respecte pas le nombre minimal ou maximal d'animaux qu'il est autorisé à prélever sur le milieu.

Sanction financière prévue par le code de l'environnement (R428-13), du montant prévu pour les contraventions de la 5ème classe (soit jusqu'à 1 500 euros), infligée par le juge du tribunal correctionnel suite à un procès-verbal dressé par l'agent habilité à constater l'infraction et une poursuite par le procureur.

4. Objectifs

Permettre le respect du dispositif des plans de chasse, lequel vise à gérer les populations de certaines espèces classées gibier, afin de respecter un équilibre agro-sylvo-cynégétique. L'amende est conçue comme devant avoir un effet dissuasif vis-à-vis des contournements possibles de la réglementation.

5. Historique

A partir des années 1950, la raréfaction du gibier consécutive à l'augmentation de la pression de chasse et aux modifications de son habitat liées à l'évolution des pratiques agricoles, a conduit l'Etat à rechercher une politique cynégétique susceptible de répondre à la demande constante des chasseurs. Deux démarches furent notamment mises en œuvre : d'une part le développement du gibier d'élevage, destiné au repeuplement et à moyen terme au tir ; d'autre part l'instauration de règles de prélèvement du gibier, de mesures de protection des espèces chassables et d'aménagement de leurs biotopes.

Parmi ces règles de prélèvement, le plan de chasse est venu fixer le prélèvement autorisé pour certaines espèces de gibier sur un territoire donné pendant une campagne de chasse.

6. Niveau de mise en œuvre

Les plans de chasse sont obligatoires pour les espèces suivantes : cerf, chevreuil, daim, mouflon, chamois, isard. Sur arrêté préfectoral pris après consultation des acteurs concernés, le plan de chasse peut être rendu obligatoire pour toutes les autres espèces de gibier sédentaires. C'est souvent le cas pour le sanglier mais on peut également citer le lièvre d'Europe.

7. Acteurs

Agents chargés de la police de la chasse (ONCFS, ONF), tous les agents ayant des fonctions de police judiciaire, procureurs, juges, chasseurs.

8. Description du mécanisme

Pour chacune des espèces de gibier soumises à un plan de chasse, le préfet fixe par arrêté (rédigé par la Direction départementale des territoires) le quota minimal et le quota maximal d'animaux à prélever annuellement sur le territoire du département ou parties de celui-ci. La chasse d'une espèce est ensuite pratiquée par les bénéficiaires de plans de chasse individuels. Ceux-ci sont attribués par le préfet exclusivement aux détenteurs du droit de chasse.

Un dispositif de contrôle est mis en place. Il consiste en l'obligation de marquer tout animal tué, sur le lieu même de la capture, par une bague de plastique au numéro unique dans une série départementale annuelle, inamovible, qui doit être datée du jour de la prise et posée à un endroit précis de l'animal, d'où elle ne peut être retirée sans laisser de traces.

A la fin de la saison de chasse, le titulaire du plan de chasse est tenu de déclarer ses prises et de restituer les bagues non utilisées. Cela permet d'établir le bilan global des prises.

L'article R428-13 du code de l'environnement « punit de l'amende prévue pour les contraventions de 5^{ème} classe le fait de :

- 1°) Chasser sans plan de chasse individuel lorsqu'il est obligatoire ;
- 2°) Prélever un nombre d'animaux inférieur au minimum attribué par le plan de chasse individuel ;
- 3°) Prélever un nombre d'animaux supérieur au maximum attribué par le plan de chasse individuel ;
- 4°) Ne pas munir d'un dispositif de marquage ou de pré-marquage conforme aux prescriptions des arrêtés pris en application de l'article R425-10 un animal tué en application du plan de chasse individuel, sur le lieu même où il a été abattu ou retrouvé et préalablement à tout transport ;
- 5°) Ne pas dater du jour de la capture le dispositif de marquage ou de pré-marquage préalablement à sa pose sur l'animal capturé. »

De plus, l'article R428-5 du code de l'environnement « punit de l'amende prévue pour les contraventions de 5^{ème} classe le fait de chasser une espèce de gibier dont la chasse n'est pas autorisée ».

9. Exemples, illustrations

Partie non renseignée.

10. Articulation avec d'autres outils

L'amende pour non respect du plan de chasse est le volet répressif d'un dispositif qui comporte également des aspects incitatifs et éducatifs. Les Fédérations départementales des chasseurs ont la mission d'informer les chasseurs sur leurs obligations en la matière et de mener des actions de formation sur tous les aspects liés à la gestion de la faune sauvage.

Le permis de chasser, obligatoire pour toute personne désirant pratiquer ce loisir, permet de valider que les connaissances minimales sont acquises par le titulaire. Il est délivré à l'issu d'un examen organisé par l'Office national de la chasse et de la faune sauvage, établissement public sous tutelle des ministères chargés de l'environnement et de l'agriculture.

11. Atouts et limites *a priori*

Le montant de l'amende est assez dissuasif pour permettre un respect des alinéas 1, 3, 4 et 5 de l'article R.428-13, aisément contrôlables grâce au dispositif de marquage. Toutefois, l'alinéa 2 (prélèvement inférieur au minimum) est aisément contournable. Il suffit en effet de se débarrasser des bracelets restant en fin de saison si le minimum n'a pas été réalisé, et de les déclarer comme utilisés. Dans la mesure où le contrôle systématique, par les services de police, des tableaux de toutes les journées de chasse, pour un titulaire donné, est très difficilement réalisable, ce stratagème peut facilement être mis en œuvre.

Plus généralement, le dispositif du plan de chasse permet une responsabilisation des acteurs, au premier rang desquels les chasseurs, mais aussi les gestionnaires d'espace (gestionnaires forestiers, agriculteurs) et les associations de protection de la nature et de l'environnement, dont les représentants siègent dans les commissions départementales de la chasse et de la faune sauvage.

Toutefois, la détermination du minimum et du maximum pour chaque titulaire du plan de chasse est délicate. Elle doit s'appuyer sur une évaluation de la population présente, de son évolution, tout en tenant compte des objectifs de toutes les parties en présence : gestionnaire du milieu, chasseur, associations de protection de la nature et de l'environnement. Il en résulte souvent un compromis qui ne permet pas une vision à long terme sur des objectifs partagés. Les schémas départementaux de gestion cynégétique devraient répondre à cette préoccupation.

12. Eléments d'évaluation ex-post

Partie non renseignée.

13. Perspectives

Aucune évolution législative ni réglementaire n'est envisagée à ce jour s'agissant des peines d'amende fixées par R. 428-13 ou s'agissant des dispositions relatives au plan de chasse.

Fiche 6 : Fiscalité environnementale : mesures positives sur les espaces naturels

1. Type de mécanisme économique

Mécanisme contribuant à internaliser des bénéfices liés à une gestion durable des espaces naturels.

2. Localisation géographique des cas traités dans la fiche

La fiche traite des dispositions fiscales existant en France.

3. Définition

Les mesures incitatives positives concernent les exonérations, les déductions et les réductions d'impôts qui visent à inciter les acteurs économiques à s'engager dans une démarche de préservation et de restauration des espaces naturels dont ils sont propriétaires.

4. Objectifs

Inciter à l'adoption de pratiques favorables à la biodiversité dans des zones prioritaires pour la préservation de la biodiversité.

5. Historique

L'adoption en France de mesures fiscales visant à reconnaître les bénéfices d'une gestion durable des espaces naturels par des personnes physiques ou morales est relativement récente. Les premières mesures de ce type ont été adoptées en 2005, la plus récente devrait être effective lors de l'imposition sur le revenu pour l'année 2010.

6. Niveau de mise en œuvre

Principales mesures fiscales en faveur de la préservation de la biodiversité par les particuliers

Intitulé de la mesure	Article CGI	Date création	Nombre de bénéficiaires (2008)	Montant de la dépense ou recette					
				2005	2006	2007	2008	2009	Prévisions 2010
Exonération de TFNB pour les zones humides	1395 D	2005	34 subdivisions fiscales (SUF = parcelles)	0	0	0	0	0,005	NC
Exonération de TFNB pour les zones Natura 2000	1395 E	2005	21 669 SUF	0	0,4	0,4	1	1	NC
Exonération de TFNB dans les cœurs de parc DOM	1395 F	2006	0	-	-	-	0	0	NC
Exonération partielle de droits de mutation à titre gratuit pour les zones Natura 2000, cœurs de PN, réserves naturelles...	793-2-7°	2005	ND	-	2	2	2	2	2
Déduction des revenus fonciers pour travaux de restauration et gros entretien dans les zones Natura 2000, cœurs de PN, réserves naturelles...	31-l. 2° c quinquies	2005	ND	-	-	NC	NC	NC	NC
Imputation sur le revenu global des déficits fonciers afférents aux dépenses de préservation et d'amélioration du patrimoine naturel (transformé en réduction d'impôt sur le revenu pour les travaux réalisés à depuis le 1/01/2010)	156-l. 3°	2006	0	-	-	-	-	0,5	0,5
Dation en paiement des espaces naturels pouvant être incorporés dans le domaine forestier de l'Etat ou du CELRL	1716 bis	1995							

7. Acteurs

Partie non renseignée.

8. Description du mécanisme

Exonérations de taxe foncière sur les propriétés non bâties sur les espaces naturels¹²⁸: Les terrains situés dans des zones humides (article 1395 D du CGI), dans un site Natura 2000 (article 1395 E du CGI) ou dans un cœur de parc national des départements d'Outre-mer (article 1395 G du CGI) sont exonérés, à hauteur de 50 % ou 100 %, de la part communale de taxe foncière sur les propriétés non bâties (TFPNB) pour une durée de 5 ans renouvelable. Ces exonérations s'appliquent de plein droit. Ce dispositif représente aujourd'hui une dépense fiscale de l'ordre de 1 M d'euros sur les zones Natura 2000.

¹²⁸ En 2008, la TFPNB représentait 857 M d'euros au niveau global national dont :

- communes : 705 M d'euros
- syndicats : 5 M d'euros
- intercommunalité : 81 M d'euros
- départements : 51 M d'euros
- région : 15 M d'euros

Exonération partielle des droits de mutation à titre gratuit pour les espaces naturels riches en biodiversité, sous réserve d'engagement par l'héritier, le légataire ou le donataire : Les successions et donations entre vifs sur les propriétés non bâties qui sont incluses dans les sites Natura 2000 (C. envir. art. L 414-1), les zones centrales des parcs nationaux (C. envir. art. L 331-2), les réserves naturelles (C. envir. art. L 332-2), les sites classés (C. envir. art. L 341-2 s.), et les espaces naturels remarquables du littoral (C. urb. art. L 146-6) sont exonérées à concurrence des trois quarts de leur montant, à la condition :

- que l'acte constatant la donation ou la déclaration de succession soit appuyé d'un certificat délivré sans frais par le directeur départemental de l'agriculture et de la forêt attestant que les propriétés concernées font l'objet d'un engagement de gestion conforme aux objectifs de conservation de ces espaces ;
- qu'il contienne l'engagement par l'héritier, le légataire ou le donataire, pris pour lui et ses ayants cause, d'appliquer pendant dix-huit ans aux espaces naturels objets de la mutation des garanties de gestion conformes aux objectifs de conservation de ces espaces et dont le contenu est défini par décret.

Cette exonération n'est pas cumulable avec une autre exonération applicable en matière de droits de mutation à titre gratuit. Ce dispositif représente aujourd'hui une dépense fiscale de l'ordre de 2 M d'euros.

Exonération de certains droits sur les dons, legs, acquisitions et échanges de biens immeubles au profit du conservatoire du littoral et des établissements publics des parcs nationaux : Les dons et legs d'immeubles situés dans les zones définies à l'article L. 322-1 du code de l'environnement faits au profit du Conservatoire de l'espace littoral et des rivages lacustres (CGI art. 795, 12°), ainsi que dans les cœurs (zones centrales) des parcs nationaux et consentis au profit de l'établissement public du parc national (CGI, art. 795, 13°) sont exonérés de droit de mutation à titre gratuit. De plus, en application de l'article 1045 bis du CGI , les acquisitions et échanges d'immeubles situés dans les cœurs d'un parc national faits par l'établissement public de ce parc sont exonérés des droits d'enregistrement et de la taxe de publicité foncière.

Déduction des revenus fonciers des travaux de restauration et gros entretien dans les espaces naturels et imputation sur le revenu global des déficits fonciers : L'article 31, I-2° -c quinque du CGI prévoit la déduction des revenus fonciers des travaux de restauration ou de gros entretien réalisés en vue du maintien en bon état écologique et paysager de certains espaces naturels protégés, à savoir les parcs nationaux, les réserves naturelles, les monuments naturels et sites classés, les espaces concernés par un arrêté de biotope (article L 411-1 du Code de l'environnement), les sites Natura 2000 et espaces mentionnés à l'article L 146-6 du Code de l'urbanisme (Il s'agit des espaces, terrestres et marins, sites et paysages remarquables ou caractéristiques du patrimoine naturel et culturel du littoral et des milieux nécessaires au maintien des équilibres biologiques). L'article 156, I-3° - al. 2 du CGI autorise les propriétaires de ces mêmes espaces naturels ayant reçu le label délivré par la Fondation du patrimoine à imputer sur leur revenu global, sans limitation de montant, les déficits fonciers résultant des dépenses nécessaires à la préservation et à l'amélioration de ces espaces.

Réduction d'impôt sur le revenu des dépenses de préservation du patrimoine naturel : Cette mesure prévue à l'article 95 de la loi de finances rectificative pour 2009 remplace, à compter du 1er janvier 2010, le dispositif d'imputation sur le revenu global des déficits fonciers mentionné ci-dessus. Ainsi, l'article 199 octavies du CGI permet aux propriétaires de certains espaces naturels présentant un intérêt écologique ou paysager particulier de bénéficier d'une réduction d'impôt plafonnée égale à 25 % du montant des dépenses engagées (dans la limite annuelle de 10 000 euros) pour la préservation du patrimoine naturel dans les parcs nationaux, les réserves naturelles, les monuments naturels et sites classés, les espaces concernés par un arrêté de biotope (article L. 411-1 du Code de l'environnement), les sites Natura 2000, et les espaces mentionnés à l'article L. 146-6 du Code de l'urbanisme. Les espaces doivent avoir obtenu le label de la « Fondation du patrimoine » en application de l'article L. 143-2 du code du patrimoine. Ce label doit prévoir les conditions de l'accès au public des espaces concernés, sauf exception justifiée par la fragilité du milieu naturel. Si la réduction d'impôt est supérieure à l'impôt exigible, l'excédent peut être imputé sur l'impôt sur le revenu dû au titre des années suivantes jusqu'à la sixième inclusivement. Lorsque le contribuable bénéficie de la réduction d'impôt, les dépenses correspondantes ne peuvent pas être déduites des revenus fonciers.

Dation en paiement : La dation en paiement est une opération juridique par laquelle, en paiement de tout ou partie du montant de sa dette, un débiteur cède la propriété d'un bien ou d'un ensemble de biens lui appartenant. L'article 1716 bis du CGI permet, à titre exceptionnel, d'acquitter les droits de mutation à titre gratuit par la remise d'immeubles situés dans les zones d'intervention du Conservatoire de l'espace littoral et des rivages lacustres dont la situation ainsi que l'intérêt écologique ou paysager justifient la conservation à l'état naturel ou d'immeubles en nature de bois, forêts ou espaces naturels pouvant être incorporés au domaine forestier de l'Etat. Ces dations en paiement sont également possibles pour s'acquitter de l'impôt de solidarité sur la fortune (article 1723 ter, 00 A-1° bis du CGI).

9. Exemples, illustrations

Partie non renseignée.

10. Articulation avec d'autres outils

Les mesures fiscales incitatives à la gestion durable des espaces naturels s'articulent avec des politiques de gestion. Elles récompensent l'adoption volontaire de mesures de gestion dans le cadre de dispositifs contractuels (Natura 2000) ou réglementaires (réserves naturelles, cœurs de parcs), voire de politiques ciblées sur des espaces naturels prioritaires (zones humides)¹²⁹. A ce titre, ces mesures sont étroitement associées à d'autres outils de politiques publiques, dont elles contribuent à faciliter la mise en œuvre.

11. Atouts et limites *a priori*

Ces dispositions ont permis de rétablir un équilibre entre les mesures fiscales en faveur de la protection du patrimoine culturel et celles en faveur de la protection du patrimoine naturel. Ainsi, elles créent les conditions favorables pour inciter les propriétaires d'espaces naturels d'une part, à conserver ces espaces et, ce faisant, éviter leur artificialisation et d'autre part, à effectuer les dépenses nécessaires à leur préservation et à leur amélioration.

12. Eléments d'évaluation ex-post

L'exonération des droits de mutation à titre gratuit ainsi que les exonérations de droits de mutation sur les dons, legs, acquisitions et échanges de biens immeubles au profit du conservatoire du littoral et des établissements publics des parcs nationaux sont les mieux connues et les plus largement utilisées (cf. tableau). L'exonération de TFNB des sites Natura 2000 a également contribué à la mise en place du dispositif Natura 2000.

Cela étant, les dispositifs fiscaux qui profitent aux espaces naturels restant sont aujourd'hui assez peu mis en œuvre comme en témoignent les faibles montants de dépenses fiscales associés (cf. tableau). Cette utilisation limitée peut s'expliquer en partie par le caractère récent des dispositifs. Ce faisant, les différents acteurs, et même parfois les gestionnaires d'espaces naturels, connaissent encore peu ces dispositifs et manquent d'information sur leur fonctionnement. (Cela est moins vrai pour les exonérations de TFNB et les exonérations partielles de droits de mutation à titre gratuit sur les sites Natura 2000). En outre, le caractère incitatif est très hétérogène selon les mesures, les terrains et les acteurs. Les difficultés varient selon les dispositifs et peuvent inclure les points suivants :

a) Difficultés techniques : l'identification précise des parcelles n'est pas toujours aisée (cas des parcelles cadastrales partiellement incluses dans le périmètre d'une zone humide) et de nombreux acteurs ne savent pas que leurs parcelles pourraient être concernées par ces dispositifs.

b) Complexité : la mise en œuvre peut nécessiter l'intervention et la validation de différents services (mairie, préfets, Direction générale des finances publiques (DGFIP), Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DREAL), Fondation du patrimoine...). Certaines collectivités ne sont compensées par l'Etat que de manière différée et, au titre des années 2009 et 2010 de manière partielle (compte tenu de leur intégration dans les compensations variables d'ajustement du « contrat de stabilité »).

c) Certaines conditions en contrepartie du bénéfice fiscal (notamment les engagements de gestion s'agissant des exonérations de TFNB) peuvent apparaître contraignantes comparées au montant de l'impôt économisé.

d) Les transferts financiers entre les bailleurs (bénéficiaires des mesures fiscales) et les preneurs (gestionnaires des terrains) ne sont pas obligatoires, même si les deux parties doivent être co-signataires des engagements de gestion. Le plus souvent, des transferts financiers sont réalisés mais ils impliquent un recalculation par le bailleur de la TFNB fictivement due.

Ces contraintes peuvent constituer un frein à la mise en place de ces dispositifs.

13. Perspectives

A court terme, la montée en puissance des chartes Natura 2000 devrait induire une augmentation de l'adoption de ces dispositifs.

Concernant les mesures de déduction ou de réduction d'impôt des dépenses de restauration et de préservation du patrimoine, elles seront amenées à se développer avec la communication de la Fondation du patrimoine.

Des dispositions seront également prises concernant l'ensemble de ces dispositifs pour renforcer l'information opérationnelle des bénéficiaires potentiels et des acteurs relais.

14. Bibliographie

Sainteny, G. (2010) « Le nouveau statut fiscal du patrimoine naturel », Droit de l'Environnement, n°179, juin.

¹²⁹ Dans les espaces qui font l'objet de protections réglementaires, les mesures volontaires visées vont au-delà des obligations réglementaires.

Fiche 7 : La modulation des transferts fiscaux bénéficiant aux collectivités locales

1. Type de mécanisme économique

Mécanismes visant à reconnaître les bénéfices d'une gestion durable des espaces naturels et de la biodiversité.

2. Localisation géographique des cas traités dans la fiche

Brésil, Portugal et France.

3. Définition

Modulation de transferts fiscaux entre différents niveaux de gouvernance publique sur la base de critères environnementaux.

4. Objectifs

Ce type de mécanisme vise à reconnaître l'apport pour la société dans son ensemble d'actions de protection de la biodiversité et des espaces naturels mises en œuvre sur le territoire de certaines collectivités. En dehors des coûts directs de création et de gestion de ces espaces, leur mise en place représente potentiellement des coûts d'opportunité pour la collectivité locale, puisqu'elle oriente les possibilités de développement. Ces coûts locaux correspondent à des bénéfices globaux, d'où l'intérêt de prévoir des mécanismes de « péréquation fiscale » au bénéfice des collectivités concernées.

5. Historique

Le premier État à avoir adopté ce type de dispositif est l'État du Paraná au Brésil en 1992.

6. Niveau de mise en œuvre

Depuis 1992, ce mécanisme s'est développé, à la fois au Brésil et à l'étranger, même s'il reste relativement limité.

7. Acteurs

Ce mécanisme fait intervenir plusieurs niveaux de gouvernance publique, entre lesquels il existe des transferts fiscaux et des mécanismes de péréquation de ces transferts.

8. Description du mécanisme

Un ou plusieurs critères environnementaux sont introduits dans les transferts fiscaux d'un niveau de collectivité à l'autre pour tenir compte des efforts réalisés pour la protection de la biodiversité et des espaces naturels. Le critère sur lequel se base l'évaluation est généralement la superficie d'espace protégé de manière réglementaire ou non, sur le territoire de la collectivité bénéficiaire des transferts. Au Portugal, par exemple, les espaces sous protection réglementaire forte et classés Natura 2000 sont pris en compte. Le poids donné aux différents types d'espaces protégés est souvent pondéré pour tenir compte du niveau de protection. Dans l'Etat de Paraná au Brésil, la pondération tient également compte de la qualité effective de la protection.

Ce type de mesure implique de disposer de critères d'évaluation peu contestables, homogènes sur tout le territoire concerné et régulièrement actualisés.

9. Exemples, illustrations

Certains pays, comme le Brésil et plus récemment le Portugal, ont mis en place des critères liés aux efforts de préservation des espaces naturels dans les transferts financiers entre niveaux de gouvernance. Au Portugal, ce critère est loin d'être négligeable et peut, dans quelques cas, représenter jusqu'au tiers du budget d'une commune.

La modulation des transferts fiscaux bénéficiant aux collectivités locales au Brésil

Certains Etats du Brésil ont adopté un critère écologique dans la répartition de la Taxe sur la circulation de marchandises et sur les services (ICMS). L'objectif de l'ICMS écologique est double : d'une part, compenser vis à vis des municipalités les pertes de valeur ajoutée dues aux restrictions d'utilisation des ressources et des espaces naturels dans les zones naturelles protégées ; d'autre part, fournir une incitation au développement des zones naturelles protégées et à l'amélioration du niveau de protection. L'ICMS est une taxe sur les ventes de biens et services, comparable à la TVA. 25 % des recettes de l'ICMS sont affectées aux municipalités (le reste allant aux Etats). Sur ces 25 %, les trois quarts sont attribués au prorata de la valeur ajoutée générée sur le territoire de la municipalité, tandis que le quart restant est attribué en fonction de critères définis par les Etats. Ces critères sont généralement liés à la population, à la géographie ou à la production.

En 1992, l'Etat de Paraná a introduit un critère écologique, suivi depuis par 9 autres Etats du Brésil sur un total de 27. Au total, 10 % des municipalités brésiliennes sont concernées. Dans les Etats concernés, le critère est fondé sur un indice écologique, calculé suivant les parts du territoire (y compris les propriétés privées) caractérisées par certains statuts de protection (par exemple : réserves biologiques, parcs naturels, forêts sujettes à un engagement de gestion durable, réserves indigènes, périmètres de protection de captage d'eau, etc.). Le poids donné à ces différents types de zones varie suivant les Etats. L'Etat de Paraná prend également en compte une mesure de la qualité effective de la protection dans le calcul de l'indice. Le poids donné au critère écologique dans le calcul de la part de l'ICMS revenant aux municipalités varie également (par exemple 5 % au Rondonia, 2,5 % au Paraná, 0,5 % à Minas Gerais). Au total, environ 100 millions USD sont redistribués suivant ce critère.

Bonification de la DGF en France

L'article 20 de la loi du 14 avril 2006¹³⁰ a ajouté une part à la dotation globale de fonctionnement (DGF) des communes¹³¹. Cette dotation est versée aux communes dont le territoire est pour tout ou partie compris dans le cœur d'un parc national. Le montant de cette mesure a été fixé par la loi de finances pour 2007 à 3 M d'euros et évolue depuis comme la DGF. La dotation d'une commune dépend de la part de sa superficie comprise dans le cœur des parcs nationaux, cette part étant doublée pour le calcul de la dotation lorsque cette superficie dépasse 5 000 kilomètres carrés¹³². La dotation « cœurs de parcs » concernait 149 communes en 2007.

10. Articulation avec d'autres outils

Partie non renseignée.

11. Atouts et limites *a priori*

Les politiques environnementales encouragées par ce type d'outils sont affichées explicitement comme des priorités de l'État.

La modulation de transferts financiers existants en direction des collectivités locales par des critères environnementaux évite la création de toutes pièces d'un nouveau dispositif spécifiquement environnemental qui viendrait se juxtaposer aux dispositifs existants en complexifiant d'autant les mécanismes de transfert financier de l'État ou des régions en direction des collectivités. Ceci évite de multiplier les dispositifs, les structures et les modalités de gestion.

12. Éléments d'évaluation ex-post

Des études de cas, réalisées pour le Paraná et Minas Gerais, mettent en évidence le caractère incitatif du mécanisme. Au Paraná, la surface totale protégée a crû de 159 % entre 1991 et 2000. A Minas Gerais, où le mécanisme a été introduit en 1996, l'augmentation est de 62 % sur la même période. Les études identifient également, comme retombées positives, une amélioration de la qualité de la protection de l'environnement, des impacts potentiellement positifs sur la qualité de vie des populations indigènes, ainsi que l'émergence de nouveaux partenariats entre acteurs publics et privés dans le domaine de la conservation.

¹³⁰ Loi n°2006-436 relative aux parcs nationaux, aux parcs naturels marins et aux parcs naturels régionaux.

¹³¹ La Dotation globale de fonctionnement constitue le plus important des mécanismes de dotation de l'Etat aux collectivités territoriales. Les objectifs de cette dotation sont de fournir aux collectivités les moyens nécessaires pour faire face à leurs obligations, dans le cadre d'une autonomie budgétaire et fiscale et en assurant les mécanismes de péréquation correspondant aux exigences de la solidarité nationale.

¹³² Le calcul de la dotation cœur de parc obéit à la formule suivante:

dotation = surface du cœur de parc x coefficient x VP / superficie totale de la commune
avec coefficient = 1 si surface du parc < 5000 km² et = 2 si surface du parc > 5000 km²

VP = valeur du point

13. Perspectives

Certains Länder allemands modulent leurs transferts aux collectivités locales en fonction de critères ayant trait à la gestion de biens environnementaux et notamment à la gestion de l'eau. Ce n'est pas le cas pour la biodiversité, mais des simulations ont été réalisées.

En France, l'introduction, plus large, de critères ayant trait à la protection des espaces naturels et à la préservation de la biodiversité dans le calcul de la DGF a fait l'objet de propositions répétées depuis 1996, émanant d'associations de protection de la nature, de parlementaires et d'inspections générales :

- la Coordination NATURE, animée par France nature environnement¹³³ ;
- le Rapport sur la fiscalité du patrimoine naturel, publié conjointement par l'Inspection générale des finances et par l'Inspection générale de l'environnement, en février 2004 ;
- l'Association des maires ruraux de France et l'Association des élus de la montagne en 2005 et en 2007¹³⁴ ;
- le Rapport sur l'étalement urbain de la mission CGPC - IGE - CGAAER de 2007.

Les espaces ciblés incluent, selon les propositions, tout ou partie des espaces suivants : réserves naturelles, forêts de protection, zones classées Natura 2000, arrêtés de protection de biotope, territoires relevant du Conservatoire du littoral...

Certaines propositions évoquent un coefficient de pondération variable en fonction du niveau de protection.

Suite à l'engagement du Grenelle de l'environnement d'introduire, de manière concertée, un critère « biodiversité » dans la dotation globale de fonctionnement des collectivités locales¹³⁵, des réflexions et concertations ont été lancées sur ce thème, qui ne fait pas consensus, notamment face au souci de ne pas complexifier les mécanismes de dotation existants.

14. Bibliographie

Partie non renseignée.

¹³³ Séminaire nature et fiscalité, octobre 2005.

¹³⁴ L'ANEM a fait porter la première proposition issue de son congrès annuel du 25 octobre 2007 sur une « dotation spécifique aux territoires à haute valeur environnementale au sein de la DGF ».

¹³⁵ L'introduction concertée d'un critère biodiversité dans la DGF est mentionnée dans deux engagements du Grenelle de l'environnement : l'engagement 73, qui porte sur la trame verte et bleue, et l'engagement 171, qui porte sur les sujets qui devraient faire l'objet d'une concertation avec des représentants des élus.

Fiche 8 : Droits d'entrée

1. Type de mécanisme économique

Les droits d'entrée dans un parc naturel contribuent à rémunérer le service social (récréatif) rendu par la zone protégée. Ils peuvent aussi être considérés comme une façon d'internaliser les dommages causés par les visites à l'environnement.

2. Localisation géographique des cas traités dans la fiche

A l'étranger et pour quelques cas en France.

3. Définition

Le droit d'entrée constitue un paiement pour le service environnemental rendu par le parc ou la réserve naturelle.

Il se distingue d'une redevance dans la mesure où le montant du droit d'entrée peut être supérieur à tous les coûts marchands liés à la protection et qu'il peut varier en fonction de considérations sociales.

4. Objectifs

L'objectif du droit d'entrée est de contribuer au financement durable de la gestion des aires protégées, en faisant contribuer l'utilisateur du service environnemental aux coût de gestion, d'entretien, de contrôle ou de surveillance de cette utilisation.

Le droit d'entrée peut également contribuer à préserver la biodiversité et les services écosystémiques d'une zone donnée, clairement délimitée, via une gestion de la fréquentation touristique.

Les droits d'entrée peuvent aussi constituer aussi une source de revenu pour le pays. Dans certains pays, ils visent aussi à accompagner le développement économique et social local, une partie des recettes étant reversée à cette fin (voir Fiche 15).

5. Historique

Partie non renseignée.

6. Niveau de mise en œuvre

Les droits d'entrée dans des parcs naturels sont instaurés dans plusieurs pays à l'étranger. En France, seul l'accès aux espaces et parcs naturels propriétés privées sont payants, sauf quelques exceptions comme celle du parc ornithologique de la Commune de Teich.

7. Acteurs

- Gestionnaires des parcs nationaux et régionaux ;
- Consommateurs (visiteurs du parc) ;
- Communautés locales.

8. Description du mécanisme

Le droit d'entrée permet de réguler l'accès au parc ou à la réserve, par une limitation des heures de visite, des espaces accessibles, des activités permises. Il permet aussi de limiter les pressions sur l'environnement par une information des visiteurs sur la qualité de l'environnement dans le parc et la façon de se comporter pour ne pas porter atteinte à la biodiversité (panneaux d'information, sensibilisation des visiteurs, conférences...).

9. Exemples

Aux Etats-Unis, l'entrée dans le parc national du Grand Canyon est de 25 \$ par véhicule, valable 7 jours, et de 12 \$ à pied ou en vélo (Entrée gratuite avec la carte annuelle d'accès à tous les parcs de 80 \$).

En Croatie, l'entrée dans le parc national de Plitvice est de 6 à 12 euros par adulte selon la saison.

Dans le parc national de Madidi (Bolivie), le prix des tickets d'entrée est de 6,6 euros (10 US\$), sauf pour les touristes boliviens 0,8 euro (1,26 US\$).

Au Mozambique, le Parc national des Quirimbas accueille chaque année environ 3 000 visiteurs. Les droits d'entrée représentent sur cette base environ 16 000 euros. Collectés par l'administrateur du Parc, ils sont en partie reversés dans des fonds communautaires.

10. Articulation avec d'autres outils

Les droits d'entrée sont à articuler :

- d'une part avec d'autres outils de régulation de l'accès aux espaces naturels : l'information des touristes, le taux d'équipement du parc en parkings, en pistes cyclables ou sentiers, la réglementation (comme la gestion de la circulation), les chartes qualité avec les prestataires touristiques, etc ;
- d'autre part avec d'autres outils de financement des coûts de gestion du parc comme les donations volontaires, le budget de l'Etat ou des collectivités locales, les taxes d'hébergement affectées, des recettes d'exploitation (voir Fiche 15).

11. Atouts et limites *a priori*

Les atouts :

- la disponibilité des recettes que les droits d'entrée fournissent pour couvrir les coûts de gestion ;
- le cas échéant, le partage des avantages liés aux utilisations marchandes de l'environnement avec les populations locales ;
- quand les droits d'entrée sont affectés à la gestion du parc, ils font porter les coûts de gestion sur les bénéficiaires du service environnemental fourni par le parc.

Les inconvénients :

- leur caractère anti-redistributif ;
- une délimitation précise du parc naturel avec les effets de coupure qu'elle induit et les problèmes de définition de cette délimitation ;
- l'articulation avec l'activité in situ.

Par ailleurs, l'analyse des recettes issues des droits d'entrée amène à poser la question de la qualification d'un territoire protégé en fonction de l'optimum activité touristique/préservation de l'environnement : une estimation par type de site doit être faite pour déterminer l'équilibre entre l'usage de l'environnement naturel (la fréquentation touristique) et la protection de cet environnement.

12. Éléments d'évaluation ex post

Des évaluations, il ressort que le coût de création d'une aire marine protégée par exemple (dont les dépenses s'étaient généralement sur 4 à 5 ans) peut varier de 20 à 3 500 K€, selon la taille de l'AMP, l'ampleur des investissements de démarrage et le nombre d'années d'accompagnement. Dans le cas des pays en voie de développement, cette phase est le plus souvent couverte par des crédits des bailleurs de fonds et des ONG partenaires. Le financement pérenne de ces espaces protégés reste un problème majeur. Ainsi, à l'exception peut-être des Caraïbes (ex de la Soufrière à Sainte-Lucie), où le tourisme est important, dans la plupart des zones étudiées, même une augmentation conséquente des droits d'entrée ou la mise en place de « taxes vertes », ne suffisent pas en général à couvrir les simples frais de gestion (ex : personnel et carburant de surveillance).

L'analyse des recettes issues des droits d'entrée amène à poser la question de la qualification d'un territoire protégé en fonction de l'optimum activité touristique/préservation de l'environnement : une estimation par type de site doit être faite pour déterminer l'équilibre entre l'usage de l'environnement naturel (la fréquentation touristique) et la protection de cet environnement.

Cette analyse permet d'estimer le point de rupture, au delà duquel l'usage touristique non seulement ne permet plus de protéger l'environnement, mais entraîne une dégradation du bien-être susceptible de rendre le site moins attractif.

13. Perspectives

Le gestionnaire d'un espace protégé doit pouvoir opérer un mix entre différentes recettes d'exploitation, en sachant que payer une taxe de séjour dans un hébergement ou un droit d'entrée pour accéder à un Parc, n'est pas perçu de la même façon par chaque visiteur.

Un travail d'explication pédagogique et de prise de conscience des enjeux environnementaux est indispensable et partie intégrante de la gouvernance.

14. Bibliographie

Les retombées économiques et les aménités des espaces naturels protégés (étude CREDOC, novembre 2008)

Aires marine Protégées : capitalisation des expériences cofinancées par le Fonds Français pour l'Environnement Mondial (mars 2010)

Fiche 9 : Paiements pour services environnementaux – vision transversale

1. Type de mécanisme économique

Mécanisme visant à internaliser les bénéfices environnementaux de mesures de gestion ou d'investissement favorables à certains services écosystémiques.

2. Localisation géographique des cas traités dans la fiche

La fiche évoque un ensemble d'expériences françaises et étrangères.

3. Définition

Il n'existe pas de définition formelle au niveau international des paiements pour services environnementaux (PSE). Le périmètre des instruments qui sont considérés comme des PSE varie très largement selon les sources. Wunder (2005) considère comme PSE : une transaction volontaire où un service environnemental clairement défini est acheté par un ou plusieurs usagers à un ou plusieurs « fournisseurs », si et seulement si le fournisseur assure effectivement la provision du service (conditionnalité). Les usagers peuvent être privés ou publics, l'Etat pouvant représenter les usagers en particulier lorsque le service environnemental correspond à un bien public.

4. Objectifs

Les paiements pour services environnementaux visent à internaliser les services rendus par les écosystèmes dans les choix de décision de leurs gestionnaires en proposant des compensations financières. Les gestionnaires sont volontaires, ils peuvent ou non décider de bénéficier des dispositifs de paiement. Le niveau de paiement peut viser à compenser le coût d'opportunité pour le fournisseur (coût lié au choix du mode de gestion), ou internaliser les bénéfices du service écosystémique ciblé.

Les paiements pour services environnementaux visent, dans la pratique, à préserver plusieurs types de biens ou services environnementaux :

- Quantité et qualité de la ressource en eau ;
- Protection des bassins versants contre l'érosion ;
- Epannage des crues ;
- Séquestration du carbone ;
- Conservation de la biodiversité ;
- Préservation des paysages.

Certains mécanismes peuvent viser conjointement plusieurs de ces services, notamment lorsqu'ils favorisent la préservation du couvert forestier ou la reforestation. Toutefois, chercher à optimiser un service écosystémique peut se faire au détriment d'autres services (un objectif de réduction des émissions peut conduire à la reforestation d'une prairie très biodiverse, par exemple...).

5. Historique

- 1972 : Adoption du Clean Water Act aux États-Unis, qui impose à tout développeur de projet de compenser les dégradations résiduelles des zones humides causées par son activité. Cette obligation de compensation est notamment mise en œuvre à travers des paiements pour services environnementaux.
- Décennies 1980-1990 : Des mécanismes de paiements pour services environnementaux se mettent progressivement en place dans plusieurs pays, souvent en réponse à des législations nationales comme c'est le cas aux Etats-Unis.
- 2005 : Le Rapport de l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire (MEA) conclut que plus de 60 % des écosystèmes sont dégradés tandis que la demande pour les services environnementaux a été multipliée par 6 entre 1960 et 2000. Le rapport propose une définition du concept de « service écosystémique ».

6. Niveau de mise en œuvre

Il est difficile de dénombrer tous les systèmes de paiements pour services environnementaux existants. Les bases de données qui répertorient ces programmes en comptent plusieurs centaines. La FAO recensait ainsi 300 PSE en 2007 et les projets qui mettent en place ce type de dispositif augmentent régulièrement en nombre depuis le début des années 2000. Si l'on inclut d'autres instruments économiques qui s'apparentent aux PSE, la gamme s'élargit considérablement.

500 scientifiques qui mènent une réflexion approfondie sur les PSE, en particulier dans les pays en développement, sont réunis au sein du groupe Katoomba.

Les paiements pour services environnementaux génèrent plus de 8 milliards de dollars US par an, avec une croissance de 10 à 20 % chaque année (OCDE). Les paiements volontaires privés pour la protection des bassins versant représentent 5 millions de dollars US, ceux y associant des gouvernements locaux ou nationaux 5 milliards de dollars US. Les projets ciblant la biodiversité comptent pour 3 milliards de dollars US environ.

En France, seuls les PSE mis en place par *Nestlé Waters* (bassins versants de Vittel, Perrier, Evian), sont des accords directement conclus entre fournisseurs et usagers privés, toutefois des projets sont étudiés par des entreprises privées ou des collectivités. Les Mesure agri-environnementales (MAE) et autres primes à visée environnementales de la Politique commune agricole (PAC) peuvent être assimilées à des PSE. (voir Fiche 11).

7. Acteurs

Les paiements pour services environnementaux mobilisent les principaux acteurs suivants :

- Fournisseurs de services environnementaux : individus, groupes sociaux ou autorités souveraines qui disposent d'un droit d'usage foncier ou du droit de décider de l'utilisation d'une ou plusieurs ressources (sols, eaux...). De par ses actions, le fournisseur contribue à assurer la production de services par l'écosystème. Ces actions ont un coût d'opportunité vis à vis de décisions alternatives ;
- Usagers de services environnementaux : individu, entité privée, groupe social ou collectivité qui bénéficie et utilise un ou plusieurs services rendus par un écosystème, directement ou indirectement ;
- Organisme intermédiaire : dans la majorité des systèmes de PSE, une entité sert d'intermédiaire entre les usagers payeurs et les fournisseurs. Elle récolte les paiements, redevances, taxes... auprès des usagers et rétribue les fournisseurs. Cet organisme peut être une entreprise privée, une institution publique, une collectivité locale ou une ONG, notamment dans les pays en développement.

D'autres acteurs déterminent souvent le succès des PSE : représentants de l'État et ONG environnementales, qui prennent souvent l'initiative du développement des PSE, notamment dans les pays en développement. De manière générale, les combinaisons d'acteurs sont d'une extrême diversité et varient selon les services qui font l'objet de la transaction et l'échelle à laquelle le paiement est défini : locale, régionale, nationale ou internationale.

Les systèmes de paiements pour services environnementaux (en France et dans le monde) ont plusieurs sources de financement potentielles, parfois combinées :

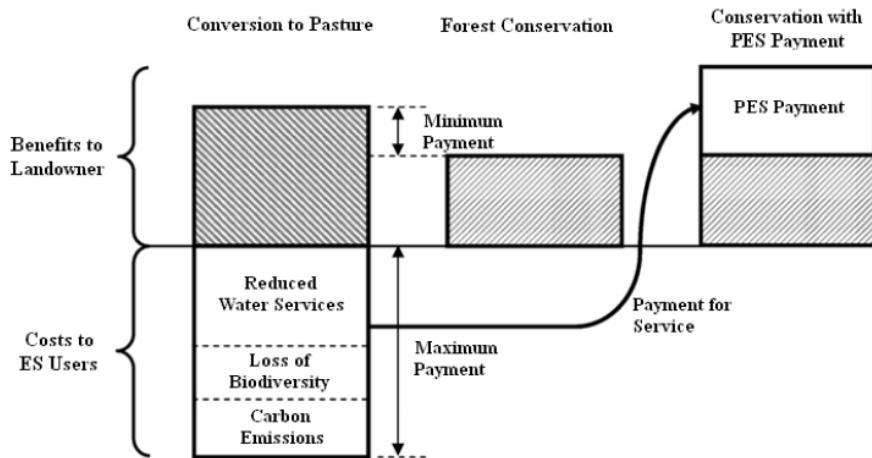
- Paiement par les usagers du service écosystémique (cas de Vittel ou des agences de l'eau) ;
- Paiement par la puissance publique (cas des mesures agroenvironnementales) ;
- Paiement par des opérateurs tenus de compenser leurs impacts (cas du *Clean Water Act* aux Etats-Unis, du programme « *Bush Tender* » en Australie...).

En France, certaines mesures compensatoires prévues en application de la réglementation sur les atteintes à la biodiversité passent par des PSE. L'opérateur qui doit compenser ses impacts résiduels, ou un prestataire intermédiaire auquel il fait appel, conclut des contrats avec des propriétaires fonciers pour la mise en œuvre de mesures compensatoires.

8. Description du mécanisme

Le PSE est un mécanisme qui traduit des valeurs environnementales non marchandes en incitations financières tangibles en créant un lien entre les fournisseurs de services et les bénéficiaires. La conception de PSE contractuelle applique la logique du théorème de Coase (1960), qui montre que dans un modèle où les coûts de transaction sont nuls et où les droits de propriété sont clairement définis, le libre jeu de la négociation entre les parties affectées par une externalité aboutit à un optimum indépendant de l'attribution initiale des droits. Le PSE appartient à un paradigme différent de celui du pollueur-paye, ici le principe sous-jacent est celui de l'usager payeur.

Illustration de la logique du théorème de Coase.



Source : Adapté de Pagiola and Platais, cité dans Ecological Economics.

Le schéma ci-dessus illustre une situation typique dans laquelle les coûts privés engendrés par l'utilisation d'une parcelle sont très différents des coûts sociaux, du fait de la non intégration de certains coûts par le gestionnaire privé. Dans la logique coasienne, une négociation dont l'issue est le transfert financier des bénéficiaires des services vers le fournisseur doit aboutir à une situation supérieure en terme de bien être social. Le montant minimum de ce transfert est le coût d'opportunité pour le fournisseur à modifier son comportement et le montant maximum est la valeur retirée de l'ensemble des services assurés par le fournisseur.

Il existe presque autant de combinaisons entre les différents paramètres d'un PSE que de programmes mis en œuvre. Par exemple, une enquête réalisée en 2002 par l'Institut international pour l'environnement et le développement (IIED) sur 287 programmes de PSE montre que 11 types de paiements différents étaient utilisés. Le tableau ci-après répertorie les paramètres variables de la conception du PSE. Les paramètres se combinent entre eux mais également à l'intérieur de certaines catégories notamment pour les acteurs pour lesquels de nombreuses alliances peuvent être imaginées.

Principaux paramètres différenciant les PSE				
Services	Echelle	Acteurs	Type de paiement	Niveau de paiement
4 types de services font l'objet de PSE :	4 échelles pour la mise en œuvre des PSE :	Fournisseur : - propriétaire privé - collectivité locale - autorité souveraine	-Ex ante	-Fixe
-Séquestration du carbone	-Locale	compétente, qui peut être le gouvernement par exemple	-Ex post	-Uniforme
-Protection des bassins versants	-Régionale	Usager : - entreprise privée/ publique - individu	-Dual avec une partie <i>ex ante</i> et une partie <i>ex post</i> , dont il s'agit de définir le partage	-Enchère inversée
-Conservation de la biodiversité	-Nationale	- collectivité locale - ONG environnementale	-Echelonné avec petits montants réguliers	-Menu de contrat
-Préservation de la beauté des paysages	-Internationale	Intermédiaire : - ONG environnementale - collectivité locale - agence locale, nationale - gouvernement - entreprise privée	-En une fois -En nature	-Rétribution conditionnelle aux performances -Négociation directe

Source : Pichot 2010, adapté de Boisset 2008¹³⁶

¹³⁶ Pichot H. (2010), Quels sont les effets redistributifs potentiels des outils économiques pour l'environnement dans les pays en développement et les implications en terme de réduction de la pauvreté ? Le cas des Paiements pour services environnementaux et comparaisons, non publié.

9. Exemples, illustrations

Etats-Unis : articulation entre PSE et compensation dans le cadre du *Clean Water Act*

La législation américaine sur la qualité des eaux, le *Clean Water Act* adopté en 1972, impose aux opérateurs à l'origine de pollutions ponctuelles (usines, stations d'épuration, etc.) de réduire leurs rejets d'éléments chimiques en deçà de seuils fixés.

Au lieu d'investir dans des technologies coûteuses pour respecter ces seuils, ces opérateurs peuvent passer un contrat avec des agriculteurs qui s'engagent à diminuer leurs rejets d'azote ou de phosphore dans les cours d'eau concernés, grâce à l'adoption de « bonnes pratiques » agréées (instauration de bandes enherbées, implantation de cultures dérobées pour couvrir le sol en hiver, diminution de l'épandage d'engrais minéraux ou organiques, etc.). La réduction d'une quantité donnée d'azote ou de phosphore par les agriculteurs engendre des crédits, dont la valeur est négociée librement entre les parties. Les exploitations agricoles, qui ne sont pas soumises aux *Clean Water Act*, sont ainsi incitées à adopter des pratiques respectueuses de l'environnement.

Une dizaine d'États a déjà mis en place ou est en train de développer des marchés de crédits de ce type. Cependant, ces marchés restent encore balbutiants.

Les PSE du Costa Rica

Le Costa Rica est un pays précurseur dans la mise en œuvre des PSE, qui contribuent à une politique ambitieuse de préservation de la biodiversité forestière et des services qu'elle rend. Entre 1997 et 2004, 200 millions d'euros de PSE ont visé la protection de 460 000 ha de forêts. Ces PSE rémunèrent des services liés à la réduction des émissions de gaz à effets de serre, à l'eau, à la valeur paysagère et à la biodiversité.

PSE de Nestlé Waters sur la zone de captage de la source Vittel

Pour lutter contre la pollution agricole, dont celle liée aux nitrates, qui menace la qualité de la source Vittel, l'entreprise Nestlé Waters a mis en place au début des années 2000 un système de compensation pour des pratiques agricoles moins intensives, en concertation avec les agriculteurs du bassin versant. Les 26 agriculteurs qui participent au projet doivent respecter un cahier des charges exigeant, scrupuleusement vérifié par un intermédiaire de la marque. Ces engagements impliquent de nouvelles pratiques agricoles mais également des investissements conséquents en infrastructure et l'apprentissage de nouvelles techniques. Le PSE propose un « paquet incitatif » qui comprend : une subvention sur 5 ans d'environ 200 €/ha négociée au cas par cas, une allocation pouvant aller jusqu'à 150 000 euros par exploitation pour couvrir le coût d'investissement en infrastructures, l'appui d'agents rémunérés par Nestlé pour épandre l'engrais, une assistance technique gratuite participant notamment à l'élaboration de plans de production annuels... Les contrats établis sur 18 à 30 ans offrent une sécurité sur le long terme aux deux parties.

Le groupe Nestlé Waters a, par ailleurs, racheté à un prix attractif 50 % des terres de son bassin de captage et les met à disposition d'agriculteurs en contrepartie d'un cahier des charges « zéro nitrate et zéro pesticide ».

Le PSE Vittel, très contractuel puisque impliquant deux types d'acteurs privés avec une intervention de la puissance publique limitée à l'accompagnement technique, est donc couplé à une politique d'acquisition foncière.

Boisset G. (2008), Les systèmes de paiements pour services environnementaux (PSE) et l'eau : des opportunités pour aider les agriculteurs ? Synthèse technique. AgroParisTech Engref.

PSE en Bolivie

Le projet, débuté en 2003, vise à protéger le bassin versant de Santa Rosa dans la forêt amazonienne, qui abrite 11 espèces d'oiseaux migrateurs menacées. Protéger ce bassin versant permet non seulement de préserver la biodiversité mais aussi d'améliorer la qualité et la quantité d'eau en aval. Le contrat de ce PSE interdit notamment aux participants de couper du bois, de défricher et de chasser sur les parcelles engagées. Un contrôle annuel est mis en place pour reconduire le contrat. Les propriétaires des parcelles du bassin versant fournissent des services à deux types d'acheteurs. L'acheteur de service pour la biodiversité est une ONG étrangère *US Fish and Wildlife Service* et les acheteurs de services pour la qualité de l'eau sont une municipalité en aval au nom des utilisateurs privés réticents à payer individuellement, et un petit groupe d'agriculteurs irrigateurs. Une ONG locale à l'origine de ce PSE sert d'intermédiaire entre les parties, recherchant des fonds auprès de donateurs internationaux mais aussi des municipalités locales et des agriculteurs dépendants du bassin. L'ONG sensibilise la population sur l'intérêt de la conservation de la zone et crée une dynamique de confiance entre les acheteurs et les fournisseurs de services. Enfin, elle centralise les paiements et les convertit en compensation en nature en fournissant des ruches et de la formation aux propriétaires des parcelles forestières engagées.

Les participants choisissent eux-mêmes quelles parcelles ils engagent et la durée de leur contrat. 10 hectares de forêt intégrés dans le PSE donnent droit à une ruche artificielle et à une formation en apiculture. La durée des contrats varie 1 à 10 ans, mais ceux-ci ne sont reconduits d'une année sur l'autre que si l'ONG supervisant le programme confirme la conformité des pratiques. Le nombre de propriétaires enrôlés dans le programme augmente chaque année. Il atteint 46 participants pour une zone couvrant 2 774 hectares en 2007. Le système de PSE évolue avec les retours d'expérience. Suite aux premières évaluations, les propriétaires ont le choix entre deux offres de valeur financière équivalente : un paquet « ruches » ou un paquet « arbres fruitiers-fils barbelés », qui contribue à renforcer les droits de propriété. C'est d'ailleurs en partie parce que les propriétaires craignaient que les paiements financiers affaiblissent leurs droits de propriété qu'ils ont demandé explicitement un paiement en nature, réinvesti sur les parcelles concernées.

Comme c'est souvent le cas dans le pays en développement, le rôle de l'ONG environnementale, quelle soit locale ou internationale, est crucial, aussi bien en terme d'impulsion du projet, de sensibilisation, d'intermédiaire entre les parties que pour sa contribution au renforcement des capacités des acteurs locaux.

Fonctionnement des enchères inversées dans le cadre du fonds de conservation des Forêts Tasmanien

Le Fonds de conservation des forêts tasmanien a été mis en place par le gouvernement australien en 2005 pour protéger 45 600 hectares de forêts sur des terrains privés avec un budget disponible de 50 millions AUD, soit environ 33 millions d'euros. Les propriétaires dont le terrain est éligible au PSE, c'est à dire présentant une valeur écologique à protéger, peuvent soumettre une proposition au fonds. Cette proposition doit comporter la délimitation de la parcelle protégée, les actions que le propriétaire propose d'entreprendre à son compte pour une gestion durable de cette parcelle, la durée de l'engagement, et la rétribution demandée pour cet effort. Le fonds évalue les propositions grâce à une grille de critères¹³⁷ puis fixe un prix d'achat plafond. Cette procédure permet de classer par ordre décroissant les propositions, selon les bénéfices environnementaux escomptés par unité de coût et d'éliminer les propositions dont le rapport bénéfices/coût serait insuffisant. Les propriétaires, dont les propositions sont retenues, se voient offerts les compensations qu'ils avaient fixées. S'ils acceptent, ils concluent un contrat de conservation avec le gouvernement, donnant lieu au paiement de 20 % de la somme, les 80 % restants étant versés lors de l'enregistrement de l'engagement sur les titres de propriété. Finalement, le propriétaire met en œuvre ses engagements de gestion. Le contrôle de ceux-ci est assuré par le gouvernement de Tasmanie.

Le principe de paiement est celui de l'enchère inversée. Le plafond de l'enchère exclut dès le départ tous les enchérisseurs dont l'offre est supérieure au prix maximum fixé. Tout le budget doit être alloué mais il est cependant limité, ce qui introduit une concurrence entre les propriétaires et les incite à proposer le projet de gestion de meilleur « rapport qualité/prix ». L'avantage des enchères inversées est qu'elles permettent de révéler les coûts d'opportunité qui sont hétérogènes entre les propriétaires, tout en évitant à ces mêmes propriétaires de profiter de l'asymétrie d'information associée avec leur coût d'opportunité à participer au projet. Les enchères ne suppriment pas totalement le risque de création de rente d'information qui nuit à l'efficacité du PSE mais elles les réduisent significativement.

Les enchères inversées sont utilisées dans l'allocation de PSE aux Etats-Unis, en Australie, en Finlande...

10. Articulation avec d'autres outils

S'il est de plus en plus souvent reconnu dans les institutions internationales que les PSE devraient être inclus dans des politiques intégrant différents outils complémentaires (Banque mondiale), le PSE est pour l'instant utilisé le plus souvent seul.

¹³⁷ Cette grille est appelée « indice de valeur de conservation » et évalue, grâce à 8 critères clés, l'importance de l'apport au système, l'état actuel de la végétation, les risques qu'elle encourt et la sécurité des engagements en terme de degré de protection de la zone.

Les Etats-Unis et l'Australie suivent toutefois déjà ces recommandations en incorporant certains de leur PSE dans des *policy mix*. Les marchés de paiements pour services environnementaux s'appuient largement, dans ces pays, sur des obligations réglementaires de compensation.

Dans les pays en développement, les fonds fiduciaires pour l'environnement peuvent servir d'intermédiaires voire d'investisseurs d'appoint pour faciliter la mise en place d'un système de PSE dont le financement devra ensuite être autonome.

11. Atouts et limites a priori

Avantages	Inconvénients
<p>Général :</p> <ul style="list-style-type: none"> a. Le PSE oriente des financements vers la conservation (prévention plutôt que traitement des impacts). b. Le PSE favorise les paiements directs entre bénéficiaires de services et fournisseurs. c. En théorie, le PSE maximise l'efficacité/coût, car il concentre les efforts là où les bénéfices sont les plus grands et les coûts les plus faibles. (En pratique cela dépend de la méthode de mise en œuvre choisie). d. Le PSE peut servir plusieurs objectifs dont le développement et la lutte contre la pauvreté, associés à des objectifs environnementaux. e. Il est potentiellement durable car il est basé sur les intérêts propres des usagers et des fournisseurs de services. f. Il sensibilise sur l'importance de la valeur économique des services des écosystèmes, et donc de la perte que cela représenterait si ils disparaissaient. g. La contractualisation donne des garanties fortes de paiement et des moyens de réclamation en cas de litiges. 	<p>Général :</p> <ul style="list-style-type: none"> a. Difficulté d'évaluer la valeur du service. b. Difficulté de quantifier les niveaux initiaux de services fournis par un écosystème. c. Les coûts de transaction et d'administration peuvent être importants, notamment quand il y a un grand nombre d'acheteurs ou de fournisseurs. d. Certaines populations pauvres qui utilisaient gratuitement la ressource risquent de ne plus y avoir accès ou de devoir payer dès lors qu'elles ne possèdent pas de droits fonciers. e. La protection d'un service environnemental peut se faire au détriment d'autres services. f. La mise en place d'un PSE requiert des compétences techniques et des capacités institutionnelles qui ne sont pas toujours disponibles localement.
<p>Fournisseurs :</p> <ul style="list-style-type: none"> a. Leur bien être augmente notamment grâce à des revenus additionnels. b. Le PSE peut renforcer les droits fonciers sur les terrains participant au programme, car des droits bien définis sont un prérequis à la mise en place du PSE. c. Rentabilise la gestion durable des ressources. 	<p>Fournisseur :</p> <ul style="list-style-type: none"> a. Les droits fonciers ne sont pas toujours clairement définis, ce qui pose des problèmes pour évaluer le montant des paiements et les destinataires. b. La souveraineté sur les terrains peut être perçue, à tort ou à raison, comme remise en cause.
<p>Acheteurs :</p> <ul style="list-style-type: none"> a. La fourniture du service environnemental est assurée et améliorée. b. Le contrat permet d'orienter la gestion de la ressource selon des modalités définies conjointement. c. Les coûts peuvent être réduits si ce service est moins coûteux que les solutions alternatives, notamment de réparation. d. Retombées en terme d'image positives : affichage de considérations environnementales, car le PSE est conclut volontairement. 	<p>Acheteur :</p> <ul style="list-style-type: none"> a. Asymétrie d'information sur l'effort de l'agent contractualisé pour produire le service environnemental. c. Risque de comportement de passager clandestin¹³⁸ de la part de certains utilisateurs, lorsque le service est un bien public. Un acheteur peut être amené à payer plus si d'autres se désistent. d. Dans les pays en développement, les acheteurs n'ont pas toujours la possibilité de participer, ou pas les capacités financières nécessaires au bon fonctionnement du programme. Des sources de financements extérieures peuvent être nécessaires pour y suppléer.

¹³⁸ Comportement d'un individu qui dissimulent ses préférences pour un bien public dans le but de profiter de sa production sans contribuer au financement de ce bien public.

12. Eléments d'évaluation *ex-post*

Le PSE est un instrument relativement nouveau qui fait de nombreux émules dans les pays développés et dans les pays en développement, mais qui doit faire face à des difficultés d'application. Certains facteurs, mis en exergue notamment dans une évaluation récente de l'OCDE (OCDE, 2010) nécessitent une attention particulière lors de la conception et de la mise en œuvre des PSE.

1/ Adapter le PSE au contexte institutionnel et foncier

Une bonne prise en compte des spécificités locales, dont le cadre institutionnel et les droits fonciers (droits de propriété et modes de tenure), est essentielle. Des droits fonciers clairement établis et protégés (contre les intrusions illégales et les risques d'expropriation) augmentent les chances de réussite du programme. L'existence de systèmes de fermage ou de métayage doit être prise en compte dans la conception du dispositif.

2/ Etablir un niveau de référence et assurer l'additionnalité du projet

Il est important d'évaluer la pertinence écologique du projet, donc le degré de menace qui pèse sur l'intégrité de l'écosystème, si le PSE récompense la préservation en l'état, ou les bénéfices que l'on peut attendre d'un changement de pratiques. Pour ce faire, il faut pouvoir comparer les résultats du projet avec un scénario tendanciel, parfois difficile à modéliser. Selon une analyse récente de l'OCDE (OCDE, 2010), les PSE qui offrent des paiements faibles, uniformes ou non ciblés sont particulièrement susceptibles de ne pas être additionnels, leur adoption étant liée à des effets d'aubaine.

3/ Identifier les sites prioritaires et différencier les niveaux de paiements

Les expériences de PSE montrent que dans un contexte de budget limité, il n'est pas suffisant de sélectionner les grandes aires écosystémiques à protéger, il est nécessaire de sélectionner les candidats dont la participation apportera les plus grands bénéfices environnementaux, c'est à dire les sites les plus menacés ou ceux qui contribuent le plus aux services environnementaux ciblés. Les outils cartographiques, les systèmes de notation des parcelles et les indices de bénéfices environnementaux (IBE) aident à comparer les potentiels de conservation et à cibler les participants.

Indice de bénéfices environnementaux (IBE) : Exemple du Programme de mise en réserve de terres fragiles aux Etats-Unis

L'indice de bénéfices environnementaux est un outil d'aide au ciblage des zones géographiques permettant de maximiser l'efficacité environnementale des financements, c'est à dire des zones les plus riches en services environnementaux et/ou les plus menacées.

L'indice tente de rendre compte de la réalité écologique d'une zone en se fondant sur des critères variés spécifiques aux objectifs du système de PSE.

Dans le cadre du projet de mise en réserve des terres fragiles des Etats-Unis, des terres arables sont laissées en friche pour une durée de 5 à 10 ans. La production est remplacée par la végétation indigène et la flore naturelle. La sélection des terres concernées est basée sur des appels d'offre, privilégiant les parcelles pour lesquelles le rapport coûts-bénéfices est le plus important. Les bénéfices sont évalués par des fonctionnaires spécialisés qui se rendent sur les terrains et notent les parcelles selon une grille d'analyse. L'IBE est un score composite, résultat de la prise en compte, ici, de 6 facteurs environnementaux. Dans ce programme, qui cherche à régénérer les sols et la biodiversité, l'accent est porté sur : la mise en place d'habitats d'espèces sauvages, l'amélioration de la qualité de l'eau, la réduction des facteurs d'érosion, la qualité de l'air, la durabilité des avantages, et le coût. Chaque facteur est lui-même évalué selon 3 ou 4 sous-facteurs, dont les valeurs pondérées en fonction de l'importance attribuée est ensuite agrégée. Les parcelles dont les indices sont les plus élevés sont prioritaires pour bénéficier de financements.

Les fournisseurs sont susceptibles de se distinguer entre eux de deux manières, à la fois au regard de leur coût d'opportunité et de la qualité et quantité des services environnementaux de leur terrain. Les paiements uniformes sont sous-optimaux car ils entraînent un biais de sélection, aussi appelé sélection adverse. Les fournisseurs dont les coûts sont moindres sont alors surcompensés tandis qu'un signal-prix insuffisant est envoyé aux fournisseurs potentiels dont les coûts sont élevés. Or, il y a souvent une relation positive entre gains environnementaux (parcelles où le risque de dégradation est fort) et les coûts d'opportunité. Introduire des paiements différenciés entre les fournisseurs, sur la base des caractéristiques individuelles, permet d'intégrer cette hétérogénéité, contribuant ainsi à l'efficacité du PSE. Souvent, le coût moyen payé par hectare diminue mais le coût maximum accepté augmente. A budget inchangé, la superficie couverte par le programme est plus grande.

Encadré : asymétrie d'information et Paiements pour Services Environnementaux : quelles solutions ? (tiré de Ferraro, 2008)

Dans le cas d'une politique publique visant à atteindre un niveau de services environnementaux donné sous contrainte de ressources financières limitées, il est important de chercher à maximiser l'efficacité des instruments, afin d'atteindre l'objectif environnemental à moindre coût pour la société. Une des sources d'inefficacité auxquelles se heurte l'acheteur de services environnementaux dans la mise au point des paiements pour services environnementaux (PSE) est celle de l'asymétrie d'information. Dans le cas de l'information cachée, le vendeur de services environnementaux connaît mieux le coût d'opportunité associé à la fourniture du service que l'acheteur. Lorsque ces coûts sont hétérogènes entre vendeurs, ceux ayant un coût d'opportunité bas ont intérêt à se faire passer pour des vendeurs à coût d'opportunité élevé afin de bénéficier de niveaux de paiement supérieurs. Cette différence entre paiement obtenu et coût d'opportunité réel du vendeur constitue la rente informationnelle (cf. Bolton et Dewatripont, 2005 pour un ouvrage de synthèse récent sur le sujet). Les rentes informationnelles sont à l'origine d'effets d'aubaines qui posent le problème de l'additionnalité des paiements, ceux-ci pouvant être versés à des agents économiques qui auraient produit le service environnemental même en leur absence.

La présence de rentes informationnelles a un coût social car elles conduisent à une moindre quantité de services environnementaux produits pour un montant donné de PSE. Elles peuvent en outre avoir des conséquences redistributives indésirables, les bénéficiaires de la rente n'étant pas nécessairement les plus pauvres parmi les vendeurs de services environnementaux. L'inefficacité sociale est d'autant plus importante que les coûts d'opportunité sont hétérogènes entre vendeurs. Sur le plan empirique, plusieurs travaux relevés par Ferraro (2008) ont confirmé l'existence de ces rentes informationnelles et leurs conséquences en termes d'inefficacité des PSE dans plusieurs pays du monde.

Suivant la classification de Ferraro (2008), trois types de réponses existent afin d'atténuer les rentes informationnelles et les inefficacités qui en découlent :

Calculer les PSE sur la base de variables observables à moindre coût et corrélées avec le coût d'opportunité (type de sol, prix des cultures agricoles, etc.) ;

Proposer non pas un seul mais un menu de contrats révélateur des coûts d'opportunité des différents vendeurs. Le principe est que chaque vendeur choisit le contrat qui lui correspond et révèle par ce choix son coût d'opportunité ;

Proposer les services aux enchères, afin d'introduire de la concurrence et sélectionner parmi la population des offreurs de services ceux qui sont capables de se le procurer à moindre coût. Les enchères peuvent prendre des modalités très diverses en pratique (une ou plusieurs unités de services, durée du(es) service(s), etc.).

En pratique, les variables observables et les enchères sont utilisées dans plusieurs pays, alors que les menus de contrats, difficiles à calibrer semblent rares. Les enchères, relativement plus « faciles » que les menus de contrats à mettre en œuvre en pratique, ont en outre la supériorité, selon la théorie économique, de réduire davantage les rentes informationnelles que ces derniers. Les enchères sont utilisées pour les PSE dans plusieurs pays, sous diverses formes en vue d'atteindre des objectifs environnementaux tels que la régulation de l'irrigation (Flint River Drought Protection Act de 2000, en Géorgie, États-Unis), le contrôle de la salinité, des nutriments et la conservation de la biodiversité (Australie), ou des objectifs agri-environnementaux de conservation (Conservation Reserve Programme, États-Unis).

Quelques difficultés viennent du fait que les objectifs environnementaux peuvent comporter de nombreuses dimensions simultanément, que les coûts d'opportunité peuvent varier avec le temps (prix agricoles par exemple). En outre, des considérations éthiques et d'acceptabilité sociale peuvent intervenir. Malgré ces défis de mise en œuvre, les systèmes d'enchères constituent certainement une piste prometteuse d'amélioration de l'efficacité des PSE, en particulier dans les cas où l'hétérogénéité des coûts d'opportunité, et les rentes informationnelles qui en résultent, sont importantes. L'évaluation des programmes existants constitue à ce titre une base de travail utile (projet de document de l'OCDE, 2010).

4/ Informer et sécuriser les bénéficiaires potentiels

Plusieurs facteurs tendent à limiter le nombre de participants. Outre le niveau de paiement, la participation dépend de :

l'information sur l'existence du mécanisme et sa compréhension ;

l'appréciation que les participants potentiels ont des risques liés au dispositif, le degré de confiance qu'ils ont dans l'organisation qui gère les paiements ainsi que leur visibilité sur la pérennité des financements.

5/ Garantir la pérennité

Il est raisonnable de questionner la durabilité des projets PSE sur le long terme, en particulier concernant le service de séquestration de carbone au travers des programmes de reforestation, puisque les propriétaires sont susceptibles de couper le bois à l'arrêt du programme. Il s'agit donc de veiller à sécuriser les services après l'arrêt du programme ou d'étendre le programme sur de très longues durées, lui conférant un caractère permanent. C'est le cas du programme tasmanien dans lequel les contrats peuvent être conclus à perpétuité, en s'appuyant sur des servitudes conventionnelles (voir Fiche 13).

6/ Minimiser les coûts de transaction et d'administration

Le projet doit essayer de maintenir des coûts de transaction acceptables pour ne pas réduire son efficacité. Lorsque les coûts d'opportunité sont mal évalués par l'acheteur cela peut inciter le fournisseur à les surestimer afin d'obtenir une plus forte compensation, ce qui s'apparente à un effet d'aubaine. Le choix du mode de paiement peut aider à résoudre les problèmes relatifs à l'asymétrie d'information. L'utilisation des enchères inversées, par exemple, permet de révéler les coûts d'opportunité de chacun et de fixer les compensations au plus près des coûts marginaux. Toutefois, les paiements uniformes sont presque toujours préférés dans la pratique pour des questions d'acceptabilité et de facilité de mise en œuvre.

Afin de faire des économies d'échelle, les projets peuvent, dans certains cas, cibler plusieurs services environnementaux concomitants. On parle de « *bundling*¹³⁹ » ou de « *layering*¹⁴⁰ ». Tout en évitant la superposition des programmes sur une même parcelle et en réduisant les coûts de transaction, ces mécanismes favorisent une appréhension globale de l'écosystème et la maximisation du montant des paiements, de sorte que la conservation est facilitée.

Les paiements basés sur les performances et les résultats doivent en théorie être privilégiés mais ceci n'est pas toujours faisable du fait des spécificités du service ou du coût de la surveillance, les paiements sont de fait en général basés sur l'effort.

7/ Evaluer la conformité des pratiques et limiter les fuites

Le suivi est un aspect essentiel de la conception des PSE mais aussi une des limites actuelles car la plupart des projets présentent un déficit flagrant sur ce point. La procédure de surveillance doit être connue de tous et acceptée. Les mécanismes de sanctions permettent d'améliorer la conformité des participants.

Enfin des phénomènes de fuites des bénéfices environnementaux ont été observés dans certaines situations où la mise en place du PSE déplace les pressions sur d'autres parcelles au sein de la même exploitation, sur d'autres écosystèmes riverains (effet de bordure) ou éloignés (effet prix), dégradant les services environnementaux qu'ils fournissent. Le suivi étendu à une zone plus large peut être utile pour appréhender cette tendance et la quantifier.

Éléments de conclusion

Les résultats des programmes de PSE sont très contrastés et dépendent de nombreux facteurs dont ceux qui ont été présentés ci-dessus. Les bénéfices environnementaux des programmes qui ont été évalués vont de faiblement à moyennement positifs.

Lorsque le projet vise aussi un objectif de réduction de la pauvreté, les expériences montrent que des compromis sont souvent nécessaires au niveau des attentes des résultats environnementaux. La conception de ces projets s'en trouve encore complexifiée.

Les études disponibles ne permettent pas de trancher sur le débat de l'efficacité des PSE relative aux mesures réglementaires. L'avantage théorique des instruments économiques, dont les PSE, sur la réglementation est leur plus grande efficacité / coûts. En pratique, la réalisation de cet avantage n'est pas automatique et dépend en grande partie des conditions de mise en œuvre des PSE. Toutefois, les PSE ont clairement pour avantage de maximiser l'acceptabilité sociale des politiques de préservation par les agents qui contribuent à les mettre en œuvre. Enfin, même lorsqu'elle est démontrée, l'efficacité des PSE peut ne pas compenser les effets dommageables d'autres programmes de subventions publiques.

Exemple d'évaluation *ex post* : Paiements pour services hydrologiques au Mexique (PSAH)

Le programme PSAH a été conçu pour faire face aux problèmes de rareté de l'eau et de déforestation. Le gouvernement fédéral paie les propriétaires pour les bénéfices issus de la protection des bassins versants et de la recharge des aquifères dans des zones où la sylviculture n'est pas compétitive. Les fonds proviennent des taxes payées par les usagers de l'eau. Les participants ont été sélectionnés sur plusieurs critères dont la valeur de la rareté de l'eau dans la région. Les zones retenues couvrent 127 000 ha.

¹³⁹ Tous les services sont fournis par le même individu et vendus aux mêmes acheteurs, qui payent donc tous les services.

¹⁴⁰ Tous les services sont fournis par le même individu mais sont vendus à des acheteurs différents.

Une évaluation ex-post a été réalisée pour quantifier les gains du programme, utilisant pour cela deux approches, l'une ex-ante, l'autre ex-post. Le modèle ex-post se base sur des images satellites, pour lesquelles l'unité d'analyse est le pixel. Chaque pixel représente une superficie de 9 hectares, certains ont été enrôlés dans le programme entre 2000 et 2007 et d'autres pas. Après 7 ans d'expérience, un inventaire est effectué pour comparer les trajectoires de conservation des différentes zones. Finalement la construction d'un modèle économétrique tente d'expliquer la probabilité de déforestation, en étudiant l'impact de : la distance de la zone à un marché local, la pauvreté marginale dans la zone, le taux de fertilité de la population locale, la pente du terrain, la frontière agricole, l'inclusion dans le PSAH ou non. Ce modèle permet notamment de prédire la variation du taux de déforestation, pour des pixels équivalents (mêmes caractéristiques), quand les propriétaires des zones reçoivent un paiement.

Avec la première méthode, qui compare les prédictions de déforestation avec et sans le programme, on estime que ce dernier aurait permis d'éviter qu'un peu plus de 13000 ha ne soient coupés, alors que selon la deuxième méthode, qui compare la déforestation observée (à l'aide des images satellites) aux prédictions sans le PSAH, ce seraient 18 000 ha de forêt qui auraient été sauvés grâce au PSAH. L'analyse économétrique a aussi permis de démontrer que seule une minorité de parcelles qui avaient adhéré au programme faisaient partie des plus exposées à la déforestation. Un meilleur ciblage ex-ante des participants – sur la base des méthodes et indices développés pour l'évaluation ex-post - aurait donc pu améliorer les bénéfices environnementaux.

Enfin, une étude complémentaire met en avant les effets de programmes parallèles soutenant l'élevage bovin. Alors que les émissions de CO₂ évitées grâce aux divers programmes de PSE, dont le PSAH, sont estimées à 10 millions de tonnes entre 2000 et 2007, les émissions supplémentaires induites par les subventions destinées à l'élevage, correspondent à une augmentation de 38 millions de tonnes, soit un total net de 28 millions de tonnes de CO₂ supplémentaires ; d'où l'importance accordée à la réflexion sur les subventions dommageables à l'environnement.

13. Perspectives

L'attrait pour les PSE ne semble pas faiblir et le nombre de projets qui mettent en place ce type de mécanisme est susceptible de croître régulièrement. Il existe une multitude de situations propices à l'établissement de mécanismes de paiements pour services écosystémiques, y compris entre acteurs privés au niveau local.

Les négociations en cours pour la définition des objectifs post-2010 qui seront fixés dans le cadre de la Convention sur la diversité biologique à Nagoya en octobre 2010 vont dans le sens d'une reconnaissance des services environnementaux aux côtés de la biodiversité. Cette décision ouvrirait un cadre de réflexion officiel sur les services écosystémiques et les PSE.

Il existe cependant un risque que les PSE cherchent à répondre à de trop nombreux objectifs et qu'ils perdent leur légitimité par manque d'efficacité.

Les principes des paiements pour services environnementaux internationaux selon l'IUCN (traduits de l'anglais)

- 1/ Soutenir les trois objectifs de la Convention sur la diversité biologique, y compris en dehors des zones protégées ;
- 2/ Prendre en compte l'ensemble des valeurs de la biodiversité ; en particulier les valeurs de non-usage telles que les valeurs intrinsèque et d'option ;
- 3/ Permettre le développement, en favorisant des flux financiers des pays riches vers les pays pauvres, et non l'inverse ;
- 4/ Etre compatible avec les politiques nationales et internationales (i.e. OMC, changement climatique) ;
- 5/ Viser les principaux facteurs de perte de biodiversité (conversion des habitats, surexploitation des ressources, érosion génétique, pollution) ;
- 6/ Conditionner les paiements aux fournisseurs à la performance et couvrir les coûts de la conservation ;
- 7/ Dimensionner les paiements versés par les contributeurs en fonction des bénéfices qu'ils en retirent (ou en fonction de leur responsabilité pour les dommages causés) ;
- 8/ Apporter des incitations souples, effectives et continues pour remédier aux facteurs (toujours évolutifs) de perte de biodiversité ;
- 9/ Mobiliser la demande privée à travers une série de secteurs/pays :
 - a. financement durable ;
 - b. besoin limité en fonds publics ;

c. place à l'action volontaire.

10/ Maximiser le rapport efficacité / coût (coûts de transaction faibles, risque de « fuite » réduit) ;

11/ Adopter une matrice claire, cohérente et mesurable ;

12/ Utiliser des standards gradués, combinant des critères de processus et de performance, et soutenus par des systèmes d'audit et de vérification crédibles.

14. Bibliographie

Asquith N., Vargas M., Wunder S., (2007), *Selling two environmental services : In kind payments for bird habitat and watershed protection in Los Negros, Bolivia*, Ecological Economics 65.

Binney J., Zammit C., (2010), "Enhancing the cost-effectiveness of payments for ecosystem services", Chap 7 : The tasmanian forest conservation fund in Australia, OCDE, Paris.

Boisset G., Fernandez S., Lévite H., (2008), Synthèse technique : les systèmes de paiements pour services environnementaux et l'eau : des opportunités pour aider les agriculteurs ?, Engref, FAO.

Bolton, P., Dewatripont, M. (2005), Contract Theory, The MIT Press, Cambridge, Ma.

Engel S., Pagiola S., Wunder S., (2008), "Designing payments for environmental services in theory and practice : An overview of the issues", *Ecological Economics* 65(4) : 663-674.

Ferraro, P.J. (2008), "Asymmetric information and contract design for payments for environmental services", *Ecological Economics* n°65, pp. 810-821.

Karsenty A., Sembrès T., Perrot-Maitre D., (2009), « Paiements pour services environnementaux et pays du sud la conservation de la nature rattrapée par le développement ? », INRA, SFER, CIRAD.

Munoz-Pina C., Guevara A., Torres J., (2007), "Paying for the hydrological services of Mexico's forests : Analyses, negotiations and results," *Ecological Economics* 65.

OCDE, (2008), Key design criteria for PES, Paris.

OCDE, (2010), Enhancing the cost-effectiveness of payments for ecosystem services, ENV/EPOC/GSP/BIO(2010)1.

Pagiola S., Platais G., (2007), Payments for environmental services : from theory to practice, World Bank, Washington.

Perrot-Maitre D., (2006), The Vittel payments for ecosystem services : a perfect PES case ?, IIED.

Wertz-Kanounnikoff S., (2006) : Payments for environmental services- A solution for biodiversity conservation ?

Wunder S., (2005), "Payments for environmental services : Some nuts and bolts," CIFOR.

Fiche 10 : REDD : mécanisme international de financement pour la réduction de la déforestation et de la dégradation des forêts dans les pays en développement

1. Type de mécanisme économique

Mécanisme visant à internaliser les bénéfices environnementaux de mesures de gestion ou d'investissement favorables à certains services écosystémiques.

2. Localisation géographique des cas traités dans la fiche

Le mécanisme REDD (Réduction des émissions liées à la déforestation et de la dégradation des forêts) peut être appliqué dans tous les pays de l'Annexe 1 de la Convention des Nations Unies sur le Changement climatique soumis à la déforestation. Le Brésil, l'Indonésie ou dans une moindre mesure le Bassin du Congo doivent faire face à une déforestation endémique et de très grande ampleur depuis plusieurs décennies. Son champ d'action est étendu à l'ensemble des actions concourantes à la protection ou à l'augmentation des stocks de carbone en forêt (« REDD+ »).

3. Définitions

Pris littéralement, REDD est un futur instrument international dont le principe repose sur la rémunération du service environnemental de stockage de carbone au titre de la lutte contre le changement climatique. Au-delà de ce principe général qui définit REDD comme une forme de paiement pour service environnemental international (PSEI), ses modalités restent à construire. Les documents de la Convention cadre des Nations-Unies pour les changements climatiques (CCNUCC) se réfèrent au REDD comme à un large éventail d'approches et d'activités qui visent la réduction des émissions issues de la déforestation et de la dégradation des forêts. Dans les discussions internationales, REDD renvoie à un dispositif en phases, comprenant des activités préparatoires (élaboration de stratégie, projets pilotes) et une montée en puissance avec des financements progressivement indexés sur les résultats, évoluant vers une échelle nationale et éventuellement en lien avec le marché du carbone.

REDD a pour objectif principal le service "carbone", cependant le concept de bénéfices connexes, ou "co-bénéfices" en termes de biodiversité et de développement est souvent avancé comme un argument supplémentaire en faveur de la mise en place d'un tel mécanisme. Cela est vrai dans la mesure où puits de carbone et hotspots de biodiversité coïncident géographiquement, et où la poursuite de ces objectifs n'est pas écologiquement contradictoire. Une analyse est proposée par l'OCDE (2009) afin de profiter au mieux de ces co-bénéfices potentiels liés à la biodiversité.

4. Objectifs

Les Forêts couvrent plus de 25 % de la surface terrestre et contiennent environ 25 % du carbone de la biosphère terrestre. Le mouvement actuel de déforestation, de l'ordre de 13 millions d'hectares par an¹⁴¹ et touchant principalement les pays en développement, est responsable de près de 20 % des émissions mondiales annuelles de gaz à effet de serre (GES).

A cette importance quantitative s'ajoute le fait que la forêt constitue une ressource importante des populations des pays en développement, en particulier pour les plus pauvres de leurs habitants. Enfin, à la fonction de stockage de carbone s'ajoutent d'autres services liés aux écosystèmes forestiers : régulation des eaux, support de biodiversité, etc. La protection des forêts est donc un enjeu pour le changement climatique, mais pas seulement. Dans ce contexte, le projet de mécanisme REDD a pour objectifs de :

- Lutter contre le changement climatique en réduisant les émissions de GES liées à la déforestation et la dégradation des forêts dans les pays en développement ;
- Réduire la pauvreté des pays en développement ;
- Promouvoir la conservation de la biodiversité des forêts.

¹⁴¹ Entre 2000 et 2005, les pertes annuelles de surface forestière ont atteint 7,3 millions d'hectares par an, soit 20 000 hectares par jour (FAO). Sur cette période, la dégradation concerne plus de 5 millions d'hectares par an, réaffectés à une production forestière intensive diminuant le stockage de carbone des forêts concernées (FAO) ; soit une déforestation brute portant sur un total de 13 millions d'hectares par an.

5. Historique

- 1997 : Adoption du protocole de Kyoto qui ouvre la voie au REDD grâce à plusieurs articles (art 2 et 3) contenant des clauses sur les activités forestières des parties signataires.
- 2005 : La Papouasie Nouvelle-Guinée et le Costa Rica formulent une première proposition sur le mécanisme REDD à la 11^e Conférence des Parties de la Convention cadre des Nations-Unies pour les changements climatiques (CCNUCC).
- 2007 : Le mécanisme REDD est intégré comme décision 2 au plan d'action lors de la 13^e Conférence des Parties de Bali. Le terme REDD+ apparaît dans les débats, qui élargit le périmètre du mécanisme à la préservation et à l'augmentation du stock de carbone. Cette position est défendue par la France.
- 2009 : L'accord de la COP 15 à Copenhague inscrit explicitement la mise en œuvre d'un mécanisme dit REDD+. Une décision est adoptée sur les orientations méthodologiques pour le suivi de la séquestration de carbone en forêt. Un autre projet de décision énonçant les principes à suivre et jetant les bases de ce futur mécanisme est quasi-achevé mais non adopté.

6. Niveau de mise en œuvre

Le dispositif REDD n'en est qu'à sa phase préparatoire : une quarantaine de pays en développement ont entamé les analyses et les consultations nécessaires pour l'élaboration de stratégies nationales et la mise en place de capacités de suivi, notamment dans le cadre de la Facilité du Partenariat pour le Carbone Forestier administrée par la Banque mondiale et du programme collaboratif ONU-REDD entre le PNUE, le PNUD et la FAO. Toutefois, la Norvège a engagé des transactions REDD expérimentales avec le Brésil et avec le Guyana, rémunérant au prorata des résultats vérifiés à échelle régionale ou nationale des fonds dédiés qui financent à leur tour des projets de développement propres sur le terrain. Certaines autres expériences de paiements pour services environnementaux internationaux qui bénéficient aux politiques de préservation de la forêt dans des pays en développement relèvent du même type d'approche.

7. Acteurs

Le REDD est un mécanisme en devenir. Les parties prenantes et leur rôle ne sont pas définitivement établis, même s'il est acquis que la société civile et notamment les communautés locales et populations autochtones doivent être impliquées à chaque stade du processus. En l'état des discussions, on distingue les acteurs suivants :

- Pays forestier en développement : pays en développement et qui a un couvert forestier soumis à des pressions. Ce sont ces pays qui procèdent aux réductions des émissions liées à la déforestation et à la dégradation des forêts.
- Point focal national : entité chargée de la rédaction du *Readiness preparation proposal (RPP)* et fait la liaison entre les institutions internationales et nationales.
- Autorité compétente sur la stratégie REDD : entité qui peut être un ministère, confondu avec le point focal national ou tout autre organe auquel a été délégué la compétence de concevoir puis de mettre en œuvre la stratégie nationale REDD, et de gérer les fonds (et crédits si marché) obtenus dans le cadre du programme.
- Organisation assistante : ONG environnementale ou organisation internationale qui vient en appui financier et technique pour l'élaboration du RPP puis de son application.
- Organe de vérification : Organe possiblement rattaché à la CCNUCC ou à un fonds mondial ayant pour mission de vérifier les réductions puis de délivrer les crédits si la voie du marché est choisie.
- Canaux de financement du REDD : Fonds ou agences qui octroient aux récipiendaires les financements mobilisés par les États et leurs contribuables dans le cadre de la phase de préparation, de mise en œuvre des politiques, voire dans la phase de vérification si les financements publics sont jugés utiles en complément ou à la place du marché du carbone en phase de mise en œuvre. Dans le cadre du démarrage précoce de l'Accord de Copenhague et du partenariat REDD+ mis en place lors de la Conférence des Parties de Paris et d'Oslo début 2010, l'utilisation des canaux existants a été préférée à la constitution d'un nouveau fonds de manière à privilégier un déploiement rapide et à valoriser l'expérience acquise.
- Facilité du partenariat pour le carbone forestier (FCPF) : Facilité qui examine les RPP et fait des recommandations aux pays en développement. Le FCPF est supervisé par un comité paritaire Nord/Sud des pays participants et bénéficie du soutien administratif de la Banque mondiale et des analyses rendues par un panel d'experts indépendants.
- Pays développé signataire de la CCNUCC : pays qui contribue au financement de REDD soit en achetant les crédits issus des réductions dans le cadre d'un marché de carbone, soit en abondant un ou plusieurs canaux de financement destinés à la mise en œuvre des projets REDD. La France s'est par exemple engagée à contribuer à hauteur de 250 millions d'euros à l'amorçage du mécanisme REDD+ sur la période 2010-2012 et utilisera pour cela les canaux de l'Agence française de développement, du Fonds pour l'environnement mondial et du Fonds français pour l'environnement mondial.

8. Description du mécanisme

Dans le cadre des négociations internationales, les pays en développement n'ont pas d'objectifs contraignants de réduction des émissions de gaz à effet de serre à atteindre. Comme l'a montré le rapport Stern, la préservation des forêts constitue un des gisements les moins coûteux de réduction des émissions de carbone, et peut en outre engendrer des co-bénéfices potentiels dans les pays en développement.

La logique de REDD serait de permettre aux pays en développement concernés de mener des politiques de réduction de la déforestation et d'amélioration de l'état des forêts véritablement efficaces sans mettre un frein à leur développement. Ceci passerait essentiellement par une rémunération des émissions évitées de type "paiement pour service environnemental". Il apparaît dès lors essentiel de bien prendre en compte les coûts d'opportunités : pertes de revenus provenant des activités destructrices du couvert forestier : exploitation, plantations, agriculture etc., qui doivent être compensées.

En pratique, le REDD pourrait être conçu comme un mécanisme à plusieurs niveaux. Au niveau international, les acheteurs (pays signataires de la CCNUCC et leurs entreprises) verseraient des paiements aux PED en échange de réductions ou de mesures favorisant les réductions (réforme des droits foncier). REDD constituerait donc un système de paiement pour services environnementaux (PSE) international. A l'échelle nationale, le pays appliquerait une « stratégie REDD » pour réduire ses émissions liées aux activités forestières. Cette stratégie pourrait s'appuyer sur une large palette mêlant instruments de régulation, instruments économiques, juridiques, etc. Plusieurs types de mesures pourraient entrer dans une stratégie nationale REDD : réforme du régime foncier, planification de gestion durable des forêts, réduction des subventions à destination des activités à l'origine de la déforestation et de la dégradation, expansion des aires protégées, renforcement de l'application des lois nationales sur les forêts, modernisation de l'agriculture et de la chaîne énergétique du bois.

Les stratégies nationales doivent s'attaquer aux causes multiples et profondes de la déforestation, variant selon les pays. C'est pourquoi l'approche nationale, voire dans certains cas régionale, est recommandée pour cibler au mieux les actions et augmenter leur pertinence.

Le *Meridian Institute* propose un déroulement en 3 phases :

- Phase préparatoire : Développement d'une stratégie nationale REDD, incluant un dialogue national, un renforcement institutionnel et des activités pilotes. Cette phase devrait être soutenue par des contributions volontaires, disponibles immédiatement, telles que celles administrées par le biais du FCPF, de l'UN-REDD et autres arrangements bilatéraux. L'éligibilité d'accès à ces fonds devrait être fondée sur un engagement national établi quant à l'élaboration d'une stratégie nationale REDD.
- Phase d'application : Mise en œuvre des politiques et des mesures proposées dans le stratégies nationale REDD. Le soutien au pays passerait par un financement prévisible octroyé par une facilité mondiale, alimentée par un instrument financier international contraignant assorti d'engagements exécutoires, tels les revenus d'enchères des unités de quantité attribuée (UQA). L'éligibilité d'accès à ces fonds devrait être fondée sur un engagement national établi et sur les performances, estimées par des indicateurs de la réduction des émissions ou du renforcement des absorptions. Une fois l'instrument financier de cette phase mis en place, la plupart des activités de la phase 1 pourraient y être intégrées.
- Phase de vérification et de récompense : Paiement à la performance sur la base des émissions et des absorptions suivies et vérifiées par rapport à des niveaux de références convenus. Une fois l'additionnalité prouvée, le paiement pourrait être financé, à grande échelle par la vente d'unités REDD dans le cadre des marchés mondiaux de conformité ou d'un mécanisme de conformité hors-marché. La phase 3 permettrait d'obtenir des crédits récompensant les résultats de la poursuite des politiques et mesures démarquées en phase 2.

Options en discussion

Plusieurs éléments structurant le futur mécanisme sont encore en débat.

- **Portée du mécanisme** : La portée fait référence aux activités qui sont considérées comme éligibles pour prendre part à une réduction des émissions dans le cadre d'un mécanisme REDD. Le choix de la portée aura un impact sur l'échelle, le coût relatif et le potentiel de limitation d'un mécanisme REDD. Il jouera également un rôle important dans la faisabilité politique d'un accord et sur la capacité de pays en voie de développement à mesurer, rendre compte et vérifier les options prises en compte dans la portée d'une proposition (*REDD book*). Trois options de portée sont actuellement discutées, elles visent respectivement à :
 - Réduire les émissions liées à la déforestation (RED) ;
 - Inclure en sus les émissions liées à la dégradation (REDD) ;
 - Elargir l'objectif de réductions des émissions à l'amélioration des stocks de carbone (REDD+).

- **Établissement du niveau de référence :** Un mécanisme REDD doit spécifier de quelle manière des réductions d'émissions (RE) sont mesurées. Le niveau de référence définit la période de référence et l'échelon par rapport auxquels les activités sont mesurées. Ce niveau qui permet d'établir le scénario de référence et de quantifier l'apport des mesures est crucial. Les options suivantes sont discutées :
 - o scénario de base historique : estimation du comportement futur à partir de taux de déforestation antérieurs ;
 - o scénario historique ajusté : application d'un facteur d'ajustement de développement (FAD) à la base historique afin de refléter des changements prévisibles dans les vecteurs de déforestation ;
 - o scénario projeté : intégration à la tendance historique d'une gamme plus étendue de vecteurs de la déforestation (forces structurelles et socio-économiques) afin d'établir le taux de déforestation à venir dans le scénario de référence.
- **Financement :** Sous l'hypothèse d'un mécanisme structuré en 3 phases comme cité précédemment, les sources de financement évolueraient dans le temps. Plusieurs options sont possibles dans chaque phases.
 - o Phase 1 :
 - contributions volontaires, utilisant notamment des aides publiques au développement (APD) existantes et nouvelles ;
 - subventions des fonds pour l'environnement, FEM, FCPF...
 - o Phase 2 :
 - contribution des pays développés évaluée comme un pourcentage de leur produit intérieur brut ;
 - revenus de la mise aux enchères de quantités assignées ou de quotas d'émissions aux niveaux international et/ou national ;
 - taxe mondiale sur les émissions de CO₂, les PMA étant exonérés ;
 - taxes sur les émissions liés aux transports aérien et maritime internationaux ;
 - taxe sur les déplacements aériens ;
 - pourcentage des recettes provenant des mécanismes de marché au titre du Protocole de Kyoto.
 - o Phase 3 :
 - conserver l'instrument financier de fonds mis en place dans la phase 2 ;
 - approche par le marché direct : délivrance, pour des réductions d'émissions certifiées, de crédits REDD commercialisables qui seraient achetés par des entreprises et pays de l'annexe 1 pour satisfaire leurs engagements d'émissions. Les crédits seraient totalement fongibles sur les marchés de carbone ;
 - délivrance puis vente de crédits REDD avec fongibilité limitée par un plafond sur la quantité ;
 - création d'un marché mixte : des crédits REDD peuvent être associés mais ne sont pas fongibles avec des CER existants.

Les estimations de financement requis pour atteindre une réduction de 50 % en 2030 des émissions liées à la déforestation se chiffrent en milliards de dollars par an. Dans ce contexte, l'approche par les marchés permet de canaliser des sommes beaucoup plus importantes que les fonds ne le peuvent. Cependant cette approche soulève aussi un certain nombre de questions. La récompense versée aux pays et venant en remplacement des revenus des activités abandonnées, serait soumise aux fluctuations des marchés, donc d'un montant incertain sans garantie que le pays soit dédommagé à la hauteur des coûts d'opportunité. Par ailleurs, deux approches de créditation s'opposent : celle au niveau du projet et celle au niveau national, qui semble dominer.

Suivi, rapportage et vérification : Il est indispensable de définir les notions de déforestation, dégradation, forêt et tout autre terme qui peuvent affecter la quantification des émissions, afin d'éviter des conflits lors du rapportage, de la vérification puis de la délivrance des crédits. Ces activités bien qu'essentielles, en particulier dans une approche par le marché, n'ont pas encore de modalités clairement définies. La question de savoir qui en aura la charge n'est pas résolue. De plus, le suivi est souvent très coûteux et des compromis entre coût et efficience du suivi sont à prévoir. Le processus de suivi et de vérification requiert des institutions capables d'inventorier le couvert forestier mais encore peu développées dans les pays. L'établissement d'une institution internationale de suivi et de vérification des émissions de carbone est envisagé.

9. Exemples, illustrations

Mécanisme en projet.

10. Articulation avec d'autres outils

L'outil REDD est susceptible d'être couplé avec de nombreux autres instruments économiques :

- Les discussions portent sur le couplage de la phase 3 à un mécanisme financier utilisant les marchés de carbone directement (crédits carbone REDD) ou indirectement (produit des enchères).
- A l'échelon national voire international, les stratégies REDD peuvent s'appuyer sur les logiques innovantes des paiements pour services environnementaux (PSE). Les instruments plus conventionnels tels les taxes peuvent venir en renfort aussi bien pour le volet financement du REDD (taxe sur les transports) que pour celui de mise en œuvre des politiques (taxes sur les produits forestiers).

11. Atouts et limites a priori

La création d'un mécanisme REDD à l'échelle internationale permettrait de :

- Renforcer l'efficacité des politiques de lutte contre la déforestation des pays en développement ;
- Minimiser le coût mondial agrégé de la lutte contre le changement climatique ;
- Contribuer potentiellement à plusieurs objectifs environnementaux simultanément : réduction des émissions de carbone, augmentation de la conservation de la biodiversité et des services environnementaux délivrés par les forêts, etc. ;
- Servir le développement des pays en développement et en particulier protéger les moyens de subsistances des populations dépendantes des forêts.

Les concepteurs du mécanisme REDD doivent prendre en considération différents risques inhérents à la mise en œuvre de l'outil REDD, qui pourraient influencer négativement les performances du mécanisme. Parmi ces risques, beaucoup sont communs aux paiements pour services environnementaux en général. On peut citer :

- **Risque de non additionnalité** : Certaines réductions pourraient avoir lieu même sans projet. Le calcul du scénario de référence doit être le plus réaliste possible, car les abattements sont estimés en comparant le niveau d'émissions suite au projet et le niveau indiqué par le scénario en l'absence de projet. Prouver l'additionnalité est toujours difficile et peut entraîner des coûts administratifs.
- **Risque de non permanence** : Les émissions évitées par la non déforestation n'ont pas de caractère intrinsèque permanent. Il y a toujours un risque que les forêts soient détruites ou dégradées pendant ou après les activités REDD, annulant de fait les réductions d'émissions réalisées par le passé. Les crédits délivrés pour ces réductions ne sont alors plus viables, ce qui pose un risque en terme de sécurité pour l'acheteur.
- **Risque de fuite** : Il se peut qu'il y ait un déplacement d'émissions de gaz à effets de serre. Des activités qui visaient à réduire les émissions dans une zone géographique donnée peuvent conduire à un accroissement des émissions dans une autre zone via une relocalisation des activités. Il n'y a pas de gain net d'émissions.
- **Risque lié aux droits fonciers** : La mise en œuvre de REDD, et à plus forte raison de REDD +, nécessite une clarification des droits fonciers. Ces droits pourraient, en l'état, actuel creuser les inégalités de revenus. Parce que souvent mal définis, la propriété foncière et les droits d'exploitation des forêts suscitent de nombreuses interrogations. Comment garantir une distribution équitable des fonds ? A qui appartient la forêt, et qui a le droit de décider de son utilisation ? Quel est le rôle des droits coutumiers ? Qui peut exercer une légitimité sur les droits de carbone forestier et les services fournis par la forêt ? sont quelques unes des questions auxquelles il faut répondre (note de veille CAS, 165).
- **Incitations perverses** : Le choix du mode de calcul du niveau de référence, la corruption, les comportements de recherche de rentes et l'appropriation des bénéfices par les élites nationales peuvent créer des incitations perverses. Par exemple, un mécanisme qui récompenserait la réduction des émissions sur la base d'un scénario historique, motiverait les pays à augmenter l'abattage de bois au cours des années précédant le début de la première période d'engagement. Dans cette optique, les plus gros pollueurs (pays à la déforestation la plus élevée) seraient récompensés par rapport à ceux qui avaient de faibles taux de déforestation avant la mise en place de REDD.
- **Exclusion de certaines parties** : Pour remplir l'objectif environnemental mais également celui de promotion du développement, il est nécessaire que certaines parties qui ne sont pas aujourd'hui associées aux échanges soient bien prises en compte : c'est le cas des peuples autochtones et des communautés locales.

12. Éléments d'évaluation ex-post

Sans objet.

13. Perspectives

Les négociations sur la forme de l'instrument de lutte contre la déforestation sont loin d'être abouties, et le mécanisme lui-même n'est encore qu'une ébauche.

Les pays en développement se sont déjà lancés dans la phase de préparation (renforcement institutionnel, etc.) afin qu'une fois le mécanisme défini, la mise en œuvre du REDD s'exécute sans délai. D'après la feuille de route de Bali, le REDD

doit être inclus dans l'accord sur la période post 2012. En effet, l'objectif environnemental consiste à réduire de moitié la déforestation d'ici à 2020.

Après les avancées de Copenhague et la promesse de 3,5 milliards de dollars par les pays du nord pour la période 2010-2012, des groupes de travail se réuniront pendant l'année 2010 pour préparer la prochaine Conférence des Parties (COP 16) à Mexico en novembre 2010.

14. Bibliographie

Akong Minang P., Murphy D., (fev 2010), « REDD après Copenhague : la voie à suivre », Institut International pour le développement durable (IISD).

Angelsen A., Brown S., Loisel C., (2009), « Réduire les émissions liées à la déforestation et à la dégradation de la forêt (REDD) : Un rapport d'évaluation des choix », Meridian Institute.

Angelsen A., (ed., 2008), « Moving ahead with REDD: Issues, options and implications », CIFOR, Bogor, Indonesia.

Buba J., (Mars 2010), « Les pré-requis pour une lutte efficace contre la déforestation », la note de veille 165, Centre d'analyse stratégique (CAS), Paris.

Chevalier J., (2010), « Forêt et agriculture : des puits de carbone à renforcer », Energie Plus.

FAO, (2009) « State of the World's Forest ».

Karousakis, K. (2009), "Promoting Biodiversity Co-Benefits in REDD", OECD Environment Working Papers, No. 11.

MEDDTL (2010) note : SEEIDD-ERNR1-10-02-087-bis-JH-Note-REDD.

Neeff T., Ascui F., (2009), « Lessons from carbon markets for designing an effective REDD architecture », Climate Policy 9.

Parker C., Mitchell A., Trivedi M., Mardas N., Sosis K., (2009), « The Little REDD+ Book », The global canopy programme, Oxford.

Petkova E., Verchot L., (2009), « La situation des négociations relatives au mécanisme REDD : Points de consensus, options pour aller de l'avant et besoins en matière de recherche afin de soutenir le processus », CIFOR, Bogor, Indonésie.

Pirard R., (2008), « Lutte contre la déforestation (REDD) : implications économiques d'un financement par le marché », Institut de développement durable et des relations internationales (Iddri), Paris.

Varghese P., (Aug 2009), « An Overview of REDD, REDD plus and REDD readiness », presentation.

Wertz-Kanounnikoff S., Kongphan-apirak M., (2009), « Emerging REDD+ : A preliminary survey of demonstration and readiness activities », working paper, CIFOR, Bogor, Indonesia.

Fiche 11 : La politique agricole commune (PAC) et ses soutiens en faveur d'une agriculture durable

1. Type de mécanisme économique

Ensemble de mécanismes visant notamment à internaliser les bénéfices environnementaux de mesures de gestion ou d'investissement favorables à certains services écosystémiques.

2. Localisation géographique des cas traités dans la fiche

La présente fiche décrit des mesures de la Politique agricole commune de l'Union européenne (PAC), telles qu'elles sont mises en œuvre en France ou définies dans les règlements.

3. Définitions

La PAC est structurée autour de deux piliers. Le 1^{er} pilier, FEAGA correspond aux « soutiens aux marchés / revenus », le 2nd pilier, FEADER dit du « développement rural », est plus composite, il comporte plusieurs axes d'intervention, parmi lesquels l'axe 2 dit environnemental.

Différents dispositifs de la PAC permettent de répondre à la préservation de la biodiversité et des services écosystémiques. Les mécanismes suivants sont plus ou moins mobilisés dans l'application française de la PAC, ils peuvent être répartis en quatre types de mécanismes :

- La conditionnalité, base agro-environnementale (1^{er} et 2nd pilier) ;
- Les paiements agro-environnementaux liés à une activité agricole ou un type d'agriculture via : soutiens spécifiques définis dans le premier pilier de la PAC; ou les mesures ou paiements agro-environnementaux du deuxième pilier de la PAC ;
- Les paiements liés à des zones clairement délimitées (2nd pilier) ;
- Les aides aux investissements (2nd pilier).

La plupart des mesures favorables à l'environnement relèvent donc du second pilier. Toutefois, la conditionnalité s'applique également aux aides du premier pilier. Par ailleurs, le dispositif de l'article 68 du 1^{er} pilier (voir ci-dessous) offre également la possibilité de soutenir des mesures à vocation environnementale.

4. Objectifs

Le Traité de fonctionnement de l'Union Européenne (TFUE) n'a pas modifié les objectifs initiaux de la PAC tels que décrits dans le traité de Rome (art. 39 TFUE). La PAC vise à :

- accroître la productivité de l'agriculture en développant le progrès technique, en assurant le développement rationnel de la production agricole ainsi qu'un emploi optimum des facteurs de production, notamment de la main-d'œuvre ;
- assurer ainsi un niveau de vie équitable à la population agricole, notamment par le relèvement du revenu individuel de ceux qui travaillent dans l'agriculture ;
- stabiliser les marchés ;
- garantir la sécurité des approvisionnements ;
- assurer des prix raisonnables dans les livraisons aux consommateurs.

Toutefois ces objectifs peuvent être interprétés de manière assez large ; ainsi, « le développement rationnel de la production agricole ainsi que l'emploi optimum des facteurs de production » devant se faire au regard des ressources limitatives d'aujourd'hui. D'ailleurs ces objectifs sont encadrés par l'article 11 du TFUE qui précise que « *les exigences de la protection de l'environnement doivent être intégrées dans la définition et la mise en œuvre des politiques et actions de l'Union, en particulier afin de promouvoir le développement durable* ».

De manière générale, de **nouveaux défis vitaux pour l'agriculture européenne** sont ressortis de l'évaluation de la mise en œuvre de la réforme de la PAC de 2003 :

- le changement climatique et les énergies renouvelables ;
- la gestion de l'eau ;
- la biodiversité ;
- et les innovations liées à ces priorités.

Des actions axées sur ces priorités doivent être mises en œuvre dans le cadre des programmes de développement ruraux (2^e pilier de la PAC) des Etats membres pour 2010 (règlement CE n°74/2009).

Les différents mécanismes visent à adopter des pratiques plus favorables à l'environnement. Plus spécifiquement les mesures ont pour objectif de répondre à la mise en œuvre des directives :

- Natura 2000 : 79/409/CEE (oiseaux) et 92/43/CEE (habitats) ;
- Directive cadre sur l'eau, 2000/60/CE.

5. Historique

Le développement rural, deuxième pilier de la PAC, a été réformé à diverses reprises. C'est la réforme de la PAC de 1992 qui a souligné la dimension environnementale de l'agriculture en introduisant des mesures agro-environnementales : axe 2 – amélioration de l'environnement et de l'espace rural - du deuxième pilier de la PAC.

La conditionnalité est mise en place depuis 2005, les Bonnes conditions agricoles et environnementales pouvant être réévaluées chaque année.

Concernant le mécanisme de soutiens spécifiques au sein du premier pilier (article 68), il sera appliqué pour la première fois en 2010. Les nouveaux enjeux environnementaux sont par ailleurs étendus à l'axe 1 – amélioration de la compétitivité des secteurs agricoles et forestiers – du deuxième pilier de la PAC.

6. Niveau de mise en œuvre

Le budget de la PAC correspond à 43 % du budget européen, soit 56 milliards d'euros ; la PAC étant l'une des seules politiques communes à l'échelle de l'Union Européenne. La part de la France sur le budget de la PAC correspond à environ 10 milliards d'euros.

Le premier pilier concentre, malgré le dispositif de transfert – modulation – de fonds du premier vers le second pilier, encore 90% des fonds communautaires alloués à la PAC en France (ce n'est pas le cas dans tous les États membres). Ce premier pilier est désormais pour une très grande partie attribué sous formes d'aides directes découpées aux exploitants, gérées sous la forme de « droits » à paiement unique, les DPU, avec après de 6 milliards d'euros. Le dispositif de la conditionnalité soumet le versement de ces aides au respect d'exigences de base en matière d'environnement, de bonnes conditions agricoles et environnementales (BCAE), de santé (santé publique, santé des animaux, santé des végétaux) et de protection animale.

Le dispositif de l'article 68 au sein du 1^{er} pilier permet depuis 2010 d'apporter des soutiens spécifiques pour certains types d'agriculture revêtant une importance en matière de protection ou d'amélioration de l'environnement. Ce dispositif est plafonné à 10 % des plafonds nationaux, ce qui, sur le plan du budget communautaire, donne à ce dispositif un potentiel quasi-équivalent au 2nd pilier en France. Le bilan de santé de la PAC a mobilisé ce dispositif à hauteur de 473 millions d'euros dont, sous l'angle environnemental :

- 34, 44 puis 58 M d'euros sur la conversion à l'agriculture biologique ;
- 40 M d'euros sur les protéagineux et les légumineuses fourragères ;
- 90 M d'euros sur une mesure (annuelle) de diversité des assolements.

Concernant le 2nd pilier nécessitant un cofinancement national du même ordre de grandeur, sur 1 milliard d'euros annuellement de fonds européens de la maquette financière FEADER 2007/2013, seuls 70 millions sont affectés aux mesures agro-environnementales autres que la prime herbagère agro-environnementale (PHAE) dont :

- 9 M d'euros pour la MAE de conversion à l'agriculture biologique ;
- 0,5 M d'euros pour la MAE de maintien à l'agriculture biologique ;
- 6,6 M d'euros pour la MAE rotationnelle ;
- 2,1 M d'euros pour la MAE système fourrager économique en intrants ;
- 50 M d'euros pour les MAE NATURA 2000, MATER DCE et autres enjeux.

auxquels on peut ajouter :

- 1,8 M d'euros pour les contrats NATURA 2000 forestier ;
- 3,8 M d'euros pour les contrats NATURA 2000 autres.

L'indemnité compensatoire aux handicaps naturels (ICHN) et la PHAE mobilisent à elles seules 82% des fonds de l'axe 2 - environnement - du 2^{ème} pilier de la PAC.

7. Acteurs

La PAC et les mécanismes décrits ici concernent l'autorité publique (européenne et nationale) et les bénéficiaires qui sont les agriculteurs.

Les mécanismes du programme de développement rural (2^{ème} pilier) font appel à un cofinancement national qui peut impliquer les collectivités et les établissements publics (agences de l'eau).

8. Description des mécanismes

La conditionnalité soumet le versement des principales aides communautaires au respect :

- des exigences réglementaires en matière de gestion (ERMG) basées sur cinq directives du domaine de l'environnement (oiseaux, habitats, eaux, boues, nitrates...) ;
- des bonnes conditions agricoles et environnementales (BCAE) : 1er pilier – art. 6 (CE) 73/2009.

La conditionnalité s'applique, entre autre, aux paiements directs – principaux paiements de la PAC – et correspond, dans une relative mesure, à la contrepartie du paiement de ceux-ci lorsqu'ils sont activés.

Les paiements liés à une activité agricole ou un type d'agriculture :

- les soutiens spécifiques : 1^{er} pilier – art. 68 (CE) n°73/2009, attribués :
- à certains types d'agriculture revêtant une importance en matière de protection ou d'amélioration de l'environnement [1.a).i.)] ;
- à certaines activités agricoles comportant des avantages agro-environnementaux supplémentaires [1.a).v.)] ;
- pour compenser des désavantages spécifiques de certains secteurs dans des zones vulnérables sur le plan économique ou sensibles du point de vue de l'environnement [1.b.)] ;

Ces soutiens prennent la forme de paiements annuels supplémentaires (également par tête ou en primes à l'herbage).

- les mesures ou paiements agro-environnementaux : 2^{ème} pilier – axe 2 – art. 39 (CE) 1698/2005 ;
- des engagements pris volontairement par l'agriculteur en faveur de l'environnement ;
- des engagements qui dépassent les normes obligatoires ;
- des engagements pris pour une durée de 5 à 7 ans, une période plus longue peut être fixée selon une procédure spécifique ;
- des paiements annuels couvrant les coûts supplémentaires et la perte de revenus dus aux engagements pris ; le cas échéant, ils peuvent également couvrir les coûts induits.

Ces deux dispositifs se recoupent mais les modalités d'attribution se distinguent fortement. Les premiers sont attribués sous la forme d'un paiement annuel alors que les seconds consistent en des mesures contractuelles de 5 à 7 ans nécessitant un cofinancement national. Ces mécanismes regroupent une gamme assez large de soutiens, certains pouvant même être zonés.

Les paiements liés à des zones clairement délimitées :

- compensant les handicaps naturels : 2^{ème} pilier – axe 2 – art. 37 (CE) n°1698/2005 ; il s'agit :
- de paiements accordés annuellement par hectare de SAU pendant une période minimale de 5 ans dans les zones délimitées ;
- de paiements compensant les coûts supplémentaires supportés ainsi que la perte de revenus subie en raison du handicap de la zone concernée pour la production agricole ;
- de paiements dégressifs au-delà d'une surface minimale par exploitation.

Ce dispositif est destiné aux zones de montagnes mais également en faveur d'autres zones présentant des handicaps.

- liés aux directives oiseaux, habitats et cadre sur l'eau : 2ème pilier – axe 2 – art. 38 (CE) n°1698/2005. Il s'agit d' :
 - une aide accordée annuellement en compensation des coûts supportés et de la perte de revenus subie en raison des désavantages résultant de la mise en œuvre des directives ;
 - un soutien par hectare de SAU dans les zones concernées.

Les aides aux investissements :

- non productifs liés à des objectifs agro-environnementaux : 2nd pilier – axe 2 – art. 41 (CE) n°1698/2005, comme :
 - des investissements liés à la réalisation des engagements pris au titre des MAE ou d'autre objectif agro-environnementaux ;
 - des investissements dans l'exploitation qui renforcent l'utilité publique d'une zone Natura 2000 ou d'autres zones à haute valeur naturelle.
- **matériels et/ou immatériels** dont les priorités ont été redéfinies sur les nouveaux défis vitaux pour l'agriculture européenne (le changement climatique et les énergies renouvelables, la gestion de l'eau et la biodiversité) : **2nd pilier – axe 1 – art. 26 (CE) n°1698/2005 redéfini par art. 1 (CE) n°74/2009** ; il s'agit d'investissements matériels et/ou immatériels qui améliorent le niveau global des résultats : niveau global des résultats à lire en regard des nouveaux défis ; Une liste indicative des types d'opérations est donnée en rapport à l'amélioration de l'efficacité de l'utilisation des engrains azotés, de l'efficacité énergétique, de la production de biogaz, de cultures énergétiques pérennes, d'économies et traitement de l'eau...
- liés à la mise aux normes dans les domaines de la protection de l'environnement : **2nd pilier – axe 1 – art. 31 (CE) n°1698/2005**.

9. Exemples, illustrations

Certaines mesures prévues dans le cadre de ce dispositif ciblent plus spécifiquement la biodiversité et les services écosystémiques :

Les Mesures agro-environnementales territorialisées MATER (mesure « 214 i »¹⁴²) répondant :

- aux enjeux de Natura 2000, établis, entre autres, au titre des Directives « habitats » et « oiseaux » de l'Union européenne et ciblant des **habitats ou espèces remarquables** ;
- aux enjeux de la Directive cadre sur l'eau.

Les aides aux investissements non productifs :

- Investissements agro-environnementaux visant essentiellement à préserver ou rétablir la qualité de l'eau et à limiter l'érosion de la biodiversité (216) ;
- investissements non-productifs en milieux forestiers dans le cadre des contrats Natura 2000 non agricoles (227) ;
- investissements liés à l'entretien ou à la restauration des sites Natura 2000 – hors milieux forestiers et hors production agricole (dispositif 323B de l'axe 3 du PDRH).

Les MAE concernant la biodiversité domestique à travers la préservation :

- de races animales domestiques (214F) ;
- d'espèces végétales menacées (214G) ;
- des abeilles domestiques dont il s'agit de renforcer le potentiel pollinisateur (214H).

D'autres mesures, visant des pratiques agricoles, ont un impact fort sur la biodiversité même si ce n'est pas leur cible directe :

- la prime herbagère agro-environnementale (PHAE, MAE 214 A) qui est la principale des MAE et contribue à favoriser la biodiversité sur les exploitations d'élevage herbagères, à travers le maintien des prairies pérennes et d'éléments fixes du paysage tels que les haies ;
- les MAE encourageant la conversion et le maintien de l'agriculture biologique (214 D et E) ;
- la MAE soutenant les systèmes fourragers polyculture-élevage économies en intrants (appelée MAE SFEI (214 C) ;
- les MAE rotationnelles (214 B).

D'autres dispositifs de la PAC ont une action indirecte sur la biodiversité et les services écosystémiques. On peut en particulier souligner le rôle de :

¹⁴² Les cotes mentionnées correspondent à la nomenclature du Programme de développement rural hexagonal PDRH.

- **La conditionnalité des aides.** Outre le respect des exigences réglementaires en matière de gestion de l'environnement dont les Directives oiseaux et habitats, les aides de la PAC sont conditionnées à un ensemble de « bonnes conditions agro-environnementales » (BCAE) dont certaines contribuent directement ou non à la préservation de la biodiversité : maintien des particularités topographiques ou infrastructures agroécologiques (IAE), diversité des assolements, gestion des surfaces en herbe, établissement de bandes tampons le long des cours d'eau, etc. Les BCSE sont d'autant plus importantes qu'elles s'appliquent sur de larges espaces et peuvent donc contribuer significativement à la préservation de la biodiversité ordinaire.
- **L'indemnité compensatoire aux handicaps naturels (ICHN)** est une mesure de financement du deuxième pilier de la PAC, définie au plan national ; il s'agit d'un paiement destiné aux agriculteurs situés dans des zones de montagne ou dans d'autres zones fragiles (mesures 211 et 212), où le maintien de l'agriculture contribue à la préservation d'une biodiversité souvent liée aux pratiques culturelles (cas de prairies menacées par une reprise de la friche, par exemple).
- **Les soutiens spécifiques du 1er pilier dans le cadre du dispositif de l'article 68,** mobilisés au niveau français, sur la conversion à l'agriculture biologique, sur les protéagineux et les légumineuses fourragères et sur la diversité des assolements.

10. Articulation avec d'autres outils

Les mesures agro-environnementales territorialisées et les aides aux investissements non productifs sont directement articulées avec des politiques contractuelles de préservation des espèces et des habitats et en premier lieu avec le dispositif Natura 2000.

En complément des aides à la conversion en agriculture biologique, deux dispositifs fiscaux de soutien à la production agricole biologique sont aujourd'hui applicables en France :

- Le crédit d'impôt à l'agriculture biologique

Ce crédit d'impôt s'élève aujourd'hui à 2400 euros, majoré de 400 euros par ha dans la limite de 4 ha, soit un plafond total de 4000 euros. Il avait été doublé à compter de 2009 (revenus perçus en 2009) par la loi n°2008-1425 du 27 décembre 2008 (art. 121). Conséutivement, la dépense fiscale associée a doublé, passant de 16 M d'euros au titre des revenus 2008 à 33 M d'euros au titre des revenus de 2009. Fin 2009, on dénombrait 16 400 exploitations en mode de production biologique, représentant 670 000 ha cultivés (516 000 certifiés et 154 000 en conversion), soit 2,4 % de la surface agricole utile (SAU). Ce dispositif prend fin en 2010 ; il pourrait être prolongé en 2011.

- Une exonération de taxe foncière sur les propriétés non bâties

Une exonération de taxe foncière sur les propriétés non bâties est possible pour les terrains exploités sous le mode de production biologique (art. 113 de la loi déjà citée). Cette exonération (non compensée) est facultative, laissée à la discrétion des communes.

11. Atouts et limites a priori

La conditionnalité liée aux principaux paiements de la PAC (volume global et niveau unitaire) reste faible et n'a que peu d'impact sur le plan agro-environnemental.

Les niveaux des paiements pour services environnementaux restent limités par les règles de l'OMC "aux coûts supplémentaires ou aux pertes de revenu découlant de l'observation du programme public." Les paiements dans le cadre de la PAC ne peuvent donc pas rémunérer réellement le service environnemental rendu. Cette contrainte et les faibles enveloppes globales octroyées aux mesures environnementales dans la PAC restreignent le caractère incitatif pour les agriculteurs.

12. Eléments d'évaluation ex-post

Un rapport traite de la conditionnalité : La conditionnalité est-elle une politique efficace ? Rapport spécial n°8 – Cour des comptes européenne 2008.

Plusieurs documents présentent des éléments d'évaluation du 2nd pilier de la PAC intégrant les mesures agro-environnementales et les aides aux investissements mentionnées (cf. bibliographie).

L'évaluation ex-post du Plan de développement rural national 2000-2006 a mis en exergue le faible effet environnemental des mesures mises en place (EPICES et TERCIA, 2008). L'effet propre du programme est considéré comme faible sur la lutte contre l'érosion des sols et pour la qualité des eaux, et nul s'agissant de la gestion quantitative des eaux. S'agissant de la biodiversité ordinaire, là aussi les effets propres se sont avérés peu importants en termes de modification des choix d'intrants, des assolements et du maintien des prairies. Au total, il apparaît que les mesures développées dans le cadre du PDRN ont souffert d'une faible efficacité en raison des effets d'aubaines et d'un manque de ciblage sur les enjeux environnementaux les plus importants.

Il faut toutefois souligner que le PDRN vise d'autres objectifs tels que la réduction des inégalités et l'aménagement du territoire.

13. Perspectives

La négociation de la Politique agricole commune post 2013 de l'Union européenne ouvre un champ potentiellement très important pour la rémunération des services environnementaux, notamment de préservation de la biodiversité.

14. Bibliographie

La conditionnalité est-elle une politique efficace ? Rapport spécial n°8 – Cour de comptes européenne 2008

L'évaluation à mi-parcours du Plan de développement rural national (PDRN) 2000-2006, de 2003, dans son chapitre VI « Soutien à l'agroenvironnement », ainsi que dans sa partie présentant la contribution du règlement dit de développement rural (RDR) pour la France relative à Natura 2000 ;

L'évaluation ex-post du Plan de développement rural national (PDRN) 2000-2006, finalisée en 2008, dans sa partie « Soutien à l'agroenvironnement » ;

L'évaluation ex-ante du Programme de développement rural de l'hexagone PDRH 2007-2013, dans son analyse de l'axe 2 - Gestion de l'espace et amélioration de l'environnement ;

L'évaluation environnementale stratégique du PDRH 2007-2013 dans son approche par axe mais également dans son approche transversale par dimension environnementale ;

L'évaluation des programmes de développement rural de la Corse, de la Guyane, de la Guadeloupe, de la Martinique et de la Réunion.

Fiche 12 : Mesures en faveur d'une sylviculture durable (documents collectifs de gestion durable des forêts)

1. Type de mécanisme économique

Mécanismes contribuant, parmi d'autres objectifs, à internaliser les bénéfices d'une gestion environnementalement durable des forêts.

2. Localisation géographique des cas traités dans la fiche

France entière.

3. Définitions

Outils contractuels pour les forêts de moins de 25 ha entre l'Etat et le gestionnaire forestier, qui complètent l'outil obligatoire du plan simple de gestion (PSG) au-delà, visant à garantir la prise en compte de toutes les dimensions économique, environnementale et sociale de la forêt dans ses interventions sylvicoles.

Toute forêt publique susceptible d'aménagement et les forêts privées d'une certaine taille (supérieures à 25 ha) doivent être gérées selon un document de gestion durable, élaboré selon les dispositions du code forestier et les documents cadres nationaux et régionaux, approuvé par le représentant du ministre chargé des forêts ou le centre régional de la propriété forestière de la région d'appartenance. Les documents de gestion durable obligatoires sont les aménagement pour les forêts publiques et les plans simples de gestion pour les forêts privées. Ils décrivent les caractéristiques de la forêt concernée et son cadre local économique, social et environnemental, ses atouts et les contraintes, énoncent les objectifs de gestion du propriétaire et arrêtent un programme de coupes et de travaux selon des tableaux croisant années et parcelles forestières.

La gestion d'une forêt selon un document de gestion durable est facultative en dessous de 25 ha et relève 'alors d'un acte volontaire, qui peut être assimilé à une démarche contractuelle entre le propriétaire forestier s'engageant dans la gestion durable, en contrepartie d'un droit d'accès à un certain nombre de mesure d'aides (subventions publiques, fiscalité positive, possibilité d'entreprendre une démarche complémentaire de certification,...) sous réserve de remplir les conditions spécifiques à ces dispositifs. Des documents de gestion durable ont été spécialement prévus pour la gestion durable des petites propriétés forestières : codes de bonnes pratiques (CBPS) et règlements types de gestion (RTG), adaptés aux petites propriétés. Le propriétaire forestier peut néanmoins établir un plan simple de gestion dit « volontaire », s'il le souhaite s'il possède une surface de plus de 10 ha.

4. Objectifs

La forêt est une production de long terme puisque l'arrivée à maturité des arbres nécessite 50, 100 voire 150 ans selon les essences. Il est donc nécessaire d'établir une continuité entre les différentes générations de forestiers.

De plus, la forêt, bien privé, joue un rôle public important pour l'accueil du public, la préservation des sols et la lutte contre l'érosion, le paysage, la purification de l'air et de l'eau. C'est aussi un réservoir de biodiversité essentiel, si bien que près de 42 % des sites Natura 2000 sont situés en forêt.

La gestion forestière durable, socle de la gestion forestière en France d'après le code forestier, vise à concilier dans les décisions de gestion, les fonctions de production de bois (source de revenu), de maintien d'un milieu naturel riche en biodiversité et de production de services divers à la société (eau, paysage, lieu de détente, etc.).

Les décisions de gestion se traduisent principalement par des coupes pour le desserrement des arbres et la sélection des plus beaux sujets, pour la récolte et le remplacement par une nouvelle génération, qui produisent du bois commercialisable en bois d'œuvre, de trituration ou de feu qui apportent un revenu.

Le propriétaire forestier est également tenu de veiller à avoir une pression de chasse suffisante pour éviter les surdensités de cervidés dangereuses pour les jeunes arbres et la diversité du sous-bois.

Les documents de gestion durable jouent ces rôles de :

- passeurs de consignes et de connaissances entre générations ;
- internalisation du caractère d'intérêt général de ces espaces.

5. Historique

- 1349 : ordonnance du roi Philippe VI de Valois qui confie aux forestiers la mission de garantir que ses forêts « se puissent perpétuellement soustenir en bon estat » ;
- 1962 : création du plan simple de gestion obligatoire pour les forêts privées de plus de 25 ha d'un seul tenant ;
- 2001 : loi d'orientation forestière qui donne à la gestion forestière sa dimension multifonctionnelle : la gestion durable des forêts garantit leur diversité biologique, leur productivité, leur capacité de régénération, leur vitalité et leur capacité à satisfaire, actuellement et pour l'avenir, les fonctions économique, écologique et sociales pertinentes, aux niveaux local, national et international, sans causer de préjudices à d'autres écosystèmes ;
- 2003 et années suivantes : mise en place des CBPS et des RTG au niveau régional ;
- 2010 : Loi de modernisation agricole : extension du PSG obligatoire aux propriétés de plus de 25 ha sur une ou plusieurs communes situées dans une même zone géographique, petites parcelles exclues : 16 000 propriétaires et 1 Mha.

6. Niveau de mise en œuvre actuel

Compte tenu du morcellement de la forêt privée, la forêt privée en propriétés comprises entre 4 et 25 ha pour ces procédures CBPS et RTG couvre 3,3 Mha répartis entre 376 000 propriétaires. Compte tenu de la nouveauté de ces dispositifs, seuls 15 000 propriétaires se sont engagés fin 2009 pour une surface de 150 000 ha, nombre en croissance régulière de 5 000 et 50 000/an respectivement, à comparer avec les 22 000 propriétés de plus de 25 ha dotées d'un PSG pour une surface cumulée de 2,7 Mha (la forêt privée française couvre 10,6 Mha répartis entre 3,5 M de propriétaires dont 5,5 Mha entre 0,5 M de propriétaires).

7. Acteurs

Propriétaires forestiers privés, gestionnaires forestiers (coopératives et experts forestiers), CRPF et administration forestière (DDT (M) et DRAAF).

8. Description du mécanisme

Rédaction aux niveaux national et régionaux des documents cadres de la gestion forestière. Rédaction par le centre régional de la propriété forestière (CRPF) du CBPS (code de bonnes pratiques sylvicoles) ou par un gestionnaire (coopérative ou expert) du RTG (règlement type de gestion sylvicoles qui le fait agréer par le CRPF). Engagement du propriétaire à suivre le CBPS ou le RTG sur les peuplements qui le concernent. Enregistrement par le CRPF (les coop et experts) des engagements de CBPS (de RTG).

9. Exemples, illustrations

Partie non renseignée.

10. Articulation avec d'autres outils

La possession volontaire d'un document de gestion forestière permet d'obtenir la garantie de gestion durable et éventuellement les exonérations fiscales et les aides à l'investissement forestier. Elle permet d'entreprendre une démarche complémentaire de certification commerciale (PEFC ou FSC) qui atteste que le produit bois mis en vente vient de forêt gérée durablement, sur la base de la conformité à une liste de critères précis et quantifiés.

11. Atouts et limites a priori

L'ancienneté de la formule du document de gestion individuel (PSG ou aménagement) est le gage de la robustesse de la méthode pour conserver dans le temps les informations nécessaires à la continuité de la gestion forestière. De plus, la diversité topographique, pédologique et historique de la forêt française complexifiée avec les incertitudes du changement climatique obligent à une analyse technique régulière des objectifs de gestion avec un professionnel de la forêt. Cependant le coût d'une telle introspection tous les 10-20 ans est toujours apparu trop élevé pour des petites propriétés, indépendamment des avantages en matière de suivi et d'erreurs de gestion évitées.

Les deux formules de l'adhésion à des documents simplifiés et standardisés (CBPS et RTG) permettent de gagner de nouveaux propriétaires à la planification de la gestion forestière. Ces formules rendent toutefois impossible une globalisation des informations : seul l'inventaire systématique des forêts françaises par l'Inventaire forestier national (IFN) permet d'avoir des données fiables sur la composition, la production et la biodiversité des forêts françaises.

12. Éléments d'évaluation ex-post disponibles dans la littérature

Plusieurs rapports du Conseil général de l'alimentation, de l'agriculture et des espaces ruraux ont évalué les systèmes d'aménagements forestiers et de PSG pour conseiller des améliorations ponctuelles mais le système des RTG et CBPS n'a pas été évalué.

L'IFN publie tous les cinq ans les indicateurs de la gestion durable de la forêt française.

13. Perspectives d'utilisation en France et à l'étranger

Ce système de documents de gestion forestière simplifié est propre à la France qui a les plus petites propriétés forestières privées d'Europe.

14. Bibliographie

CGAAER : rapport de mission 2001 sur les PSG.

IFN : les indicateurs de la gestion durable des forêts françaises, édition 2005.

Ministère de l'agriculture et de la pêche, 1995, les indicateurs de la gestion durable des forêts françaises.

Fiche 13 : Servitudes conventionnelles écologiques

1. Type de mécanisme

La servitude écologique ou environnementale conventionnelle est un dispositif juridique auquel sont potentiellement adossés un ensemble d'outils économiques (fiscaux ou non) et qui peut faire l'objet de marchés.

2. Localisation géographique des cas traités dans la fiche

Elle est développée surtout dans les pays anglo-saxons et n'est pas permise par le cadre réglementaire français actuel.

3. Définition

Une servitude environnementale est un acte juridique volontaire, durablement contraignant, entre un propriétaire foncier et une personne publique ou privée éligible (association ou gestionnaire de l'environnement, fiducie foncière par exemple) qui restreint de manière permanente les activités qui peuvent être réalisées sur le terrain afin de protéger sa valeur environnementale. Cet accord permet au propriétaire de céder une partie ou la totalité de ses droits d'usage, tout en conservant la propriété de son terrain et la possibilité de le transmettre à des héritiers ou de le vendre. Le contrat de servitude écologique engage le propriétaire ainsi que tout héritier ou acquéreur à certaines modalités d'usage ou de non-usage du fonds. En particulier, elle restreint ou interdit, en général, la construction.

La servitude écologique est en général utilisée sur des terrains ayant une valeur écologique importante. Le propriétaire qui la conclut bénéficie généralement en contrepartie d'avantages fiscaux ou de paiements.

4. Objectifs

Les servitudes environnementales visent en général la conservation des actifs naturels, clairement identifiés par l'autorité environnementale (conservation des zones boisées, des zones humides, des zones de migration d'oiseaux, par exemple) pour une durée longue, voire à perpétuité.

L'avantage de la servitude écologique est double : elle assure la pérennité de la conservation des actifs naturels car l'engagement perdure même en cas de vente ou de cession à des tiers et garantit la valeur écologique de la propriété privée en la protégeant contre tout développement futur. La servitude environnementale vise, là où la législation autorise sa mise en œuvre, à protéger un site environnemental et les services écosystémiques qu'il peut offrir, quelle que soit la nature de la biodiversité qui s'y trouve et l'échelle considérée de certaines formes de développement ou de valorisation non désirés mais également d'une quelconque spéculation agricole ou immobilière.

5. Historique

Cet outil a vu le jour dans les années 1960 aux États-Unis, puis dans plusieurs pays de Droit anglo-saxon comme le Canada, et plus tardivement dans certains pays de droit romano-germanique comme la Suisse.

6. Niveau de mise en œuvre

Cet outil connaît actuellement une forte croissance dans les pays qui l'ont déjà mis en place et la réflexion s'intensifie dans de nombreux autres pour développer ce mécanisme.

7. Acteurs

Partie non renseignée.

8. Description du mécanisme

L'acte est volontaire¹⁴³ : il est mis en œuvre par un propriétaire le souhaitant (soit spontanément, soit en réponse à un appel à projet ou une offre de financement). Il ne s'agit pas d'un don ou d'une vente d'un terrain puisque le propriétaire foncier (privé ou public) et ses ayants-droit conservent tout leur droit de propriété foncière. Néanmoins, la servitude impose des clauses restrictives définitivement liées au fond, officiellement enregistrées dans un document juridique opposable aux tiers. Ces restrictions lient donc tout futur propriétaire (ayants-droit, acheteurs) ; on parle de servitude perpétuelle. En acceptant une servitude sur son terrain, le propriétaire peut restreindre sa valeur et des possibilités de plus-values futures lors de son éventuelle vente. En contrepartie, ce type de servitudes est souvent accompagné de contreparties financières ou fiscales. A noter que l'évaluation de la valeur de la servitude et les modalités financières relèvent généralement du droit privé.

9. Exemples, illustrations

Etats-Unis¹⁴⁴

Les servitudes environnementales sont couramment utilisées par les fiducies foncières aux Etats-Unis où plus de 2 millions d'hectares étaient ainsi protégés en 2003 contre moins de 100 000 en 1988. Cela représente environ 18000 servitudes pour 1500 fiducies foncières. Les agences publiques protégeaient en 2004 plus de 600 000 hectares à travers 9500 servitudes. Il existe maintenant de nombreux guides d'implémentation de servitudes et des analyses nombreuses sur le sujet, qui relèvent notamment une collaboration croissante entre agences publiques et fiducies foncières pour la protection de la biodiversité. Les agences publiques ont voté dans 23 Etats des programmes de financement des servitudes à concurrence de 1,8 milliard de dollars au total. Le nombre de servitudes augmente ainsi que les surfaces concernées (jusqu'à environ 100 000 hectares), et les zones concernées. Parallèlement le mécanisme devient de plus en plus sophistiqué, permettant de protéger de multiples valeurs de conservation sur un site unique grâce à des plans de gestion complexes et des évaluations par le détenteur. Ceci nécessite une expertise professionnelle pour définir, mettre en place et contrôler les servitudes. Les détenteurs des servitudes et les propriétaires sont donc régulièrement amenés à travailler ensemble. Toute servitude donnée à une organisation de protection de la nature ouvre droit à une déduction de l'impôt fédéral aux Etats-Unis égale à la valeur de la donation. La servitude environnementale deviendra dans les prochaines années le premier outil légal de protection des terrains privés qui définissent les paysages américains.

D'après la définition donnée par l'*United States Department of Agriculture* (USDA), les servitudes correspondent à une vente volontaire ou au don de droits spécifiques d'usage d'un terrain. Ces droits peuvent par exemple sécuriser l'utilisation agricole d'un terrain (à l'image du *Farmland Preservation Program*), ou garantir la restauration des potentialités écologiques (zones humides, pâturages) d'un terrain agricole (programmes *Wetlands Reserve Program* et *Grassland Reserve Program*). Les propriétaires qui vendent ou font don d'une servitude conservent tous les autres droits de propriété sur leur terrain, y compris celui de le vendre. Les futurs propriétaires du terrain sujet à une servitude sont légalement tenus de la respecter jusqu'à son terme. La servitude est souscrite auprès de pouvoirs publics, d'ONG ou d'associations bénéficiant d'une aide publique. La durée des engagements est longue et la contrainte environnementale est attachée au terrain agricole, non à l'exploitant.

Le *Farm Bill* de 2008 réaffirme l'intérêt des servitudes pour mener des actions de conservation de l'environnement en milieu agricole. Aux États-Unis, un agriculteur peut ainsi recevoir une rémunération du gouvernement pour le bénéfice environnemental qu'il fournit en restaurant une zone humide ou en améliorant ses pâtures. Dans le cadre du *Wetlands Reserve Program*, le ministère fédéral de l'Agriculture achète des servitudes de long terme ou permanentes aux agriculteurs, et assure le partage des frais avec les producteurs qui acceptent de restaurer des zones humides sur des terrains agricoles. La priorité est donnée à la restauration de l'habitat de la faune sauvage dans les zones humides. Il y a alors trois options pour le calcul de la rémunération, suivant la durée de la servitude.

Si la servitude est permanente, le paiement assuré par l'USDA est égal au plus faible de :

- la différence entre le prix estimé sur le marché de la plus grande parcelle avant la mise en place de la servitude ;
- et ce prix après la mise en place de la servitude ;
- une limite de paiement pré-établie ;
- le montant proposé par le propriétaire du terrain.

L'USDA, en plus de payer pour cette servitude, paye la totalité des coûts de restauration des terrains humides.

Si la servitude est d'une durée de 30 ans, le paiement des servitudes est égal à 75 % de celui d'une servitude permanente. De même, la prise en charge des frais de restauration par l'USDA s'élève à 75 % du montant total. Enfin, il existe aussi une possibilité pour l'agriculteur de signer un accord avec l'USDA pour le partage des frais de restauration mais sans servitude sur la

¹⁴³ On parle d'auto-servitude.

¹⁴⁴ Le texte de l'encadré est en grande partie repris d'un document du MAAP : Ministère de l'Agriculture et de la Pêche (2009), *La rémunération des services environnementaux rendus par l'agriculture*, Document de travail Prospectives et Évaluation n°2, mars.

propriété. Cet accord, généralement pris pour un minimum de 10 ans, a pour but de restaurer les fonctions écologiques des zones humides qui ont été dégradées ou perdues. L'USDA paie alors 75 % des frais de restauration.

Le *Grassland Reserve Program* aide les propriétaires de prairies, à travers des locations à long terme ou des servitudes, à restaurer leurs pâtures et à les conserver, tout en maintenant des surfaces disponibles pour le pâturage du bétail et la production de foin. Ce programme couvrait 2 millions d'acres pour les années 2003-2007 et a été élargi dans le *Farm Bill* 2008 de 1,22 million d'acres supplémentaires. Le programme a bénéficié de 217 millions de dollars pour la période 2003-2007.

Dans ces deux programmes, la rémunération de l'agriculteur est directe. Cependant, la rémunération peut prendre d'autres formes comme celles d'un crédit d'impôt, d'une exemption de taxe foncière ou de l'annulation d'une partie de la dette. L'approche contractuelle développée dans le cadre de servitudes du *Farm Bill* lie l'agriculteur à l'État américain. Un autre type de mécanisme de rémunération permet d'élargir le champ des acheteurs de services : le marché de crédits échangeables.

Canada

Il existe un intérêt croissant pour les servitudes environnementales au Canada, où elles sont fréquemment utilisées, notamment par les ONG environnementales. Elles sont généralement perpétuelles et répondent à des modalités différentes selon les provinces. Ainsi, en Colombie Britannique et en Ontario, elles sont données ou passées en contrepartie d'une déduction d'impôts. Dans le premier cas elles n'interdisent pas l'activité agricole alors qu'elles sont plus restrictives en Ontario. Enfin, en Alberta, dans la Saskatchewan et dans le Manitoba les servitudes sont payées à la valeur marchande de l'activité pénalisée¹⁴⁵. Au vu du succès des servitudes, les mécanismes incitatifs à travers le Canada semblent équitables en dépit des différents régimes. A noter que depuis le 18 décembre 2002 la Loi sur la conservation du patrimoine naturel permet au ministre du Développement durable, de l'environnement et des parcs de reconnaître des propriétés privées comme réserves naturelles reconnues et d'établir un partenariat avec un propriétaire dans le cadre d'un projet de conservation volontaire. Ce dispositif est particulièrement intéressant pour le propriétaire avec notamment une exemption de taxes foncières municipales et scolaires.

10. Articulation avec d'autres outils

Les servitudes conventionnelles écologiques ne constituent pas un outil économique en tant que tel. Elles servent de support juridique et peuvent être mobilisées conjointement à une large gamme d'outils économiques pour assurer la pérennité d'engagements environnementaux conclus par les propriétaires : financement affectés émanant de fonds ou fondations par exemple, mesures compensatoires, paiements pour services environnementaux, mesures fiscales incitatives sur les espaces naturels... Les servitudes conventionnelles peuvent faire l'objet de marchés.

11. Atouts et limites *a priori*

Le développement récent des servitudes, dans les pays où elles sont autorisées, témoigne de leurs avantages :

- La servitude est très souvent reconnue pour sa flexibilité : le propriétaire volontaire qui la choisit conserve en effet ses droits de propriété ;
- Elle permet de protéger tous les « types de biodiversité » quelle que soit la taille du terrain, ou sa nature ; d'autres objectifs environnementaux que la seule protection de la biodiversité peuvent également être visés ;
- La servitude peut limiter la spéculation foncière ;
- Par ailleurs, la protection est, *a priori*, durable puisqu'il s'agit d'une servitude perpétuelle ;
- La servitude peut être donnée ou achetée, ou être cédée à un organisme public par un propriétaire en échange de compensations fiscales ;
- L'achat d'une servitude demeure moins coûteux que celui d'une acquisition foncière.

En revanche, certaines limites sont relevées :

- La servitude est transmise lors de la succession, ce qui peut conduire le propriétaire, dont le foncier représente une part importante du capital, à ne pas choisir ce type de protection environnementale, puisque la valeur du terrain en est d'autant diminuée ;
- La protection toute perpétuelle qu'elle soit n'est pas pour autant immuable ; en effet elle peut être cassée au profit de l'intérêt général suite à une déclaration d'utilité publique, ce qui peut notamment être le cas dans les projets d'infrastructures ;
- La puissance publique n'a par définition pas accès à la maîtrise du terrain, sauf en cas d'achat de la servitude ;
- La servitude ne peut généralement pas être utilisée en milieu marin.

¹⁴⁵ ce qui correspond à un paiement au coût d'opportunité.

12. Éléments d'évaluation ex-post

Il ne semble pas exister d'évaluation des coûts sur le long terme d'une servitude ce qui interdit la comparaison avec les coûts d'acquisition et de gestion d'un terrain équivalent.

13. Perspectives

Partie non renseignée.

14. Bibliographie

Byers, E., and K. M. Ponte. 2005. *The conservation easement handbook*. 2nd edition. Trust for Public Land, San Francisco, and Land Trust Alliance, Washington, D.C.

In environment Canada :

<http://www.ec.gc.ca/pde-egp/default.asp?lang=En&xml=CF436970-2ABA-45C4-A4B2-D413B1D14F4B>

Land Trust Alliance. 2004. *Land trust standards and practices*. Land Trust Alliance, Washington, D.C. Available from [http://www.lta.org/sp/land trust standards and practices.pdf](http://www.lta.org/sp/land%20trust%20standards%20and%20practices.pdf) (accessed January 2006).

Ministère de l'Agriculture et de la Pêche (2009), La rémunération des services environnementaux rendus par l'agriculture, Document de travail Prospectives et Évaluation n°2, mars.

McLaughlin, N. A. 2002. The role of land trusts in biodiversity conservation on private lands. *Idaho Law Review* 38:453–472.

Fiche 14 : Bail environnemental

1. Type de mécanisme économique

Dispositif juridique auquel sont généralement adossées des incitations financières.

2. Localisation géographique des cas traités dans la fiche

Dispositif français.

3. Définition

Le bail environnemental est un contrat de fermage de terres agricoles, comprenant des clauses environnementales imposant ou interdisant certaines pratiques agricoles au locataire associées à une diminution du montant du fermage. Il s'agit donc d'un accord contractuel entre deux parties, au niveau d'une parcelle agricole.

4. Objectifs

Permettre au propriétaire d'une terre agricole de s'assurer du respect d'un certain nombre de pratiques nécessaires à l'atteinte de ses objectifs environnementaux.

5. Historique

Le bail classique est un contrat très particulier, réglementé et asymétrique. Le propriétaire du terrain exerce un contrôle limité sur les pratiques mises en œuvre.

Un nouveau dispositif est mis en place par la Loi d'orientation agricole (LOA) de 2006, qui permet d'introduire un ensemble de prescriptions environnementales qui s'imposent au locataire.

6. Niveau de mise en œuvre

Le niveau de mise en œuvre n'est pas précisément connu. Il semble être largement le fait d'institutions publiques.

7. Acteurs

Propriétaires de terres agricoles, privés ou publics (personne morale de droit public, ou association agréée de protection de l'environnement), locataires de ces terres (exploitants agricoles).

8. Description du mécanisme

Références :

- loi 2006-11 et Art L 411-27 du Code rural ;
- décret 2007-326 du 8 mars 2007.

Les baux environnementaux peuvent être passés dans les zones suivantes, pour des bailleurs privés (en toute zone pour les bailleurs publics ou associatifs reconnus) :

- cours d'eau et bassins versants ;
- périmètre de captage ;
- domaine du conservatoire littoral ;
- parc national ;
- réserve naturelle et périmètre de protection ;
- zone d'arrêté biotope ;
- zone NATURA ;

- zone sous plan prévision risques.

Les clauses environnementales possibles sont cadrées strictement par le décret 2007-326 du 8 mars 2007 (« clauses réglementaires ») : 15 cas approfondis (par ex. agriculture biologique, diversification de l'assoulement).

L'introduction de ces clauses peut être prise en compte dans la définition du prix du fermage.

9. Exemples, illustrations

Partie non renseignée.

10. Articulation avec d'autres outils

Partie non renseignée.

11. Atouts et limites *a priori*

La principale limite semble résider dans le fait que, en cas de propriétaire privé, le bail ne peut être mis en place que sur des espaces de type sensible ou protégés (voir liste en point 8).

Au titre des atouts, le bail environnemental introduit une nouveauté dans le domaine du bail agricole : les conditions du contrôle par le bailleur peuvent être prévues.

A noter qu'il ne s'agit pas d'une « servitude écologique » :

- la logique est celle d'un contrat entre les deux signataires,
- la durée est limitée, ce qui est une limite du point de vue des intérêts environnementaux pérennes.

12. Eléments d'évaluation ex-post

Peu d'éléments disponibles à ce stade.

13. Perspectives

La Loi de modernisation agricole, adoptée en juillet 2010, a introduit des modifications dans le mécanisme, notamment pour en étendre l'application à des zones marquées par un enjeu de reconstitution des continuités écologiques (« trame verte » et parcs naturels régionaux).

Une étude est envisagée en mobilisant la fédération nationale des SAFER (FNSAFER) afin de disposer de données sur les réalisations obtenues (nombre de baux en France, surface, etc.).

14. Bibliographie

Partie non renseignée.

Fiche 15 : Exploitation commerciale des aires protégées

1. Type de mécanisme économique

Dispositif visant à internaliser les bénéfices procurés par une bonne gestion des aires protégées, en tirant un bénéfice marchand.

Au sein de ces dispositifs, de nombreux programmes visent à faire bénéficier les populations locales des retombées économiques résultant de la bonne gestion des aires protégées.

2. Localisation géographique des cas traités dans la fiche

Les exemples se trouvent dans le monde entier, sous des formes très variées.

3. Définition

L'exploitation commerciale des aires protégées consiste à développer des activités économiques qui valorisent la biodiversité protégée. Ces activités peuvent être le fait d'opérateurs privés, de communautés (programmes de Gestion communautaire des ressources naturelles, GCRN) ou du secteur public.

Certains de ces mécanismes visent à permettre aux populations locales, dont les activités traditionnelles (chasse, pêche, élevage, récolte de bois, etc.) peuvent être restreintes par la mise en place de l'aire protégée, de bénéficier de revenus générés par la nouvelle fonctionnalité assignée à ce territoire et contribuent donc à internaliser les bénéfices de la bonne gestion.

4. Objectifs

Il s'agit de concilier les objectifs de conservation assignés à l'aire protégée (biodiversité, patrimoine géologique, lutte contre l'érosion, régulation hydrologique, etc.) avec le dégagement de revenus au profit des opérateurs privés locaux, des collectivités locales et plus généralement populations locales (partage des bénéfices). En l'absence de retombées économiques positives, la création d'une aire protégée est souvent mal vécue par les populations locales dont les droits traditionnels peuvent se trouver remis en cause, ce qui génère des conflits d'usage et peut menacer les objectifs de conservation.

5. Historique

Le développement de la gestion communautaire des ressources naturelles qui vise à faire participer les populations locales aux retombées économiques potentielles de la protection date des années 1990.

C'est en 1992, au Congrès mondial des Parcs au Venezuela, qu'est avancée l'idée de développer une réflexion internationale sur les outils de ce type. En 1996, l'IUCN (Union internationale pour la conservation de la nature) met en place un Groupe de travail sur l'efficacité de la gestion des aires protégées (Management Effectiveness Task Force) qui réfléchit sur la conception d'outils et le partage des expériences sur la gestion des aires protégées. En 1999, un atelier regroupant l'IUCN et le WWF (World Wildlife Fund) se fixe comme objectif d'harmoniser toutes les méthodes d'évaluation sur l'efficacité de la gestion des aires protégées dans le monde.

En Afrique australe, les communautés villageoises sont aujourd'hui de véritables acteurs économiques qui disposent de droits sur l'utilisation commerciale des aires protégées. En Afrique de l'Ouest, il s'agit avant tout de s'assurer que certains des bénéfices des aires protégées seront partagés avec les populations locales.

6. Niveau de mise en œuvre

De multiples exemples existent à travers le monde, que ce soit dans les pays développés, les pays émergents ou les pays en développement.

En Afrique de l'Est, les bénéfices économiques générés par le tourisme basé sur la faune sur les aires protégées gérées par les Etats sont estimés à 900 millions US\$ par an.

7. Acteurs

Les acteurs qui interviennent dans le mécanisme peuvent être des entreprises privées, mais aussi les administrations nationales, les gouvernements locaux, les populations locales, les ONG, les bailleurs de fonds multilatéraux ou bilatéraux.

8. Description du mécanisme

L'exploitation économique des aires protégées peut associer les communautés locales. La Gestion collective des ressources naturelles (GCRN), peut se baser sur les utilisations commerciales des ressources naturelles, comme la gestion de la faune à des fins de tourisme local ou par des entreprises de chasse. En parallèle, il s'agit de les accompagner dans l'abandon éventuel de leurs activités économiques précédentes, lorsqu'elles sont en conflit avec les objectifs de conservation de l'aire protégée. L'appui d'un fonds public est souvent déterminant pour les accompagner dans cette transition.

Les activités générées au profit des populations locales peuvent être d'une grande variété, comme par exemple :

- activité de guide touristique pour la découverte de l'aire protégée ;
- accompagnement des visiteurs de l'aire dans la pratique de sports ou activités de plein air ;
- emploi dans l'hôtellerie et la restauration générés par l'existence de l'aire protégée ;
- fabrication et vente d'artisanat local traditionnel aux visiteurs, etc.

La délégation peut prendre plusieurs formes, comme par exemple :

- concession, par l'organisme gestionnaire de l'aire protégée, de droits d'exploitation à un opérateur privé, en précisant l'obligation d'employer de la main d'œuvre locale et moyennant une redevance ;
- emploi direct de la main d'œuvre locale par l'organisme gestionnaire ;
- délivrance d'autorisations individuelles aux habitants locaux qui souhaitent développer une activité qui exploite des aménités générées par l'aire protégée, etc.

9. Exemples, illustrations

Favoriser les retombées économiques locales : cas de quelques aires marines protégées

Dans le Parc national des îles de Quirimbas, au Mozambique, les accords passés entre l'organisme gestionnaire du Parc et les communautés locales stipulent explicitement que les opérateurs touristiques et hôteliers qui souhaitent s'implanter dans le Parc doivent recevoir le consentement des populations locales. Ils doivent de plus respecter un cahier des charges prévoyant notamment :

le versement d'indemnités pour toutes les habitations, cultures et vergers affectés par les activités touristiques ;

la priorité d'embauche donnée aux habitants des communautés locales ;

la priorité de fournitures de services et de produits (vente de poissons, de produits agricoles, de produits de l'artisanat) donnée aux communautés locales.

Le plan de développement touristique du parc prévoit de travailler avec un opérateur privé pour équiper 8 zones de camping et développer l'observation de la faune et de la flore. Un fonds pour le développement communautaire a été mis en place, abondé par le versement d'au moins 20 % des taxes et redevances collectées auprès des opérateurs touristiques (environ 6 000 euros).

Des activités économiques ont aussi été développées dans les communautés locales (accueil en chambre d'hôte), dont une partie des recettes abondent le fonds communautaire. Les bénéfices ainsi générés ont permis de multiplier par 2, voire 3, les revenus des familles d'accueil.

Les relations avec les opérateurs touristiques ont parfois été difficiles mais la nomination d'un officier en charge du tourisme a permis de les normaliser. Les études pointent toutefois l'insatisfaction d'une partie de la population, notamment celle qui n'a pas de bénéfices directs ou qui n'a qu'un usage restreint des aménités. Un autre impact négatif réside dans le bouleversement de l'organisation sociale (perte de l'autorité des anciens par exemple).

Pour favoriser la mise en place d'une aire marine protégée (AMP) à Nosy Tanikely au Nord-Ouest de Madagascar, dans un milieu corallien fragile¹⁴⁶, les Parcs Nationaux de Madagascar et l'Office du tourisme de Nosy Be ont sollicité un appui du projet Pôle intégré de croissance, financé par la Banque mondiale, et du Réseau des aires marines protégées (RAM). Pour favoriser la valorisation économique locale de l'AMP et donc à la fois son acceptabilité et le respect des modalités de gestion prévues, le RAM appuie techniquement et financièrement la création d'un centre d'interprétation et une boutique de souvenirs à Nosy Tanikely.

La Soufrière est une aire marine protégée créée en 1992 dans l'un des sites les plus réputés et visités de Sainte-Lucie en Guadeloupe (voir Fiche 8). Le FFEM accompagne les pêcheurs dans l'adaptation de leurs activités aux règles de gestion de l'aire protégée, même si les recettes liées à la pêche ne représentent qu'une toute petite partie de la valeur d'usage totale des récifs (estimée à 1%). Les pêcheurs sont également associés à la gestion de l'aire protégée. En résolvant les conflits avec les pêcheurs, le projet de Sainte-Lucie a permis au tourisme de se développer et à l'AMP de financer ses équipes.

Les zones cynégétiques villageoises, cas de la République Centrafricaine

En République centrafricaine, 10 Zones cynégétiques villageoises (ZCV) (80 000 km²) sont des réserves de chasse communautaire qui constituent des zones tampon pour deux des réserves nationales dans le nord du pays. Les ZCV sont co-gérées par la communauté. A l'intérieur de ces zones cynégétiques, le comité de gestion organise des safaris de chasse, en principe conformes à un usage durable car respectant des quotas de chasse et appliquant des mesures contre le braconnage, perçoit les taxes et distribue les recettes.

¹⁴⁶ Les récifs frangeants et les récifs-barrières ont une fonction importante de réduction des effets des tempêtes sur les côtes et l'apport en sédiments sur les plages. La détérioration ou disparition de cet écosystème pourrait avoir des effets très dommageables au niveau écologique comme économique.

Revenus dérivés des accords touristiques entre les communautés et le secteur privé en Tanzanie

Dans le nord de la Tanzanie, des villages ont conclu des contrats avec des investisseurs privés dans le but de mener des activités touristiques qui conféreront des bénéfices dérivés de la faune aux communautés locales. Nombre de ces contrats d'investissement concernent les villages proches des Parcs nationaux de Serengeti et Tarangire et sont en place depuis plus de 10 ans. Différentes institutions publiques ont promu ces initiatives comme un moyen d'accroître les opportunités économiques locales et les bénéfices directs dérivés de la faune, en périphérie des aires protégées de l'Etat.

Depuis la fin des années 1990, les revenus des villages de la Division Loliondo (district de Ngorongoro), liés à ces partenariats avec des entreprises touristiques, ont augmenté jusqu'à un total de 300 000 \$US par an. Une part de ces recettes est reversée à la collectivité locale (conseil de district).

De nouvelles réglementations relatives au « tourisme non consommateur » pourraient modifier ces répartitions en prévoyant une taxe de 45 à 65 \$US par client et par jour versée à la Division de la faune. Leur impact sur la rentabilité des activités économiques et le partage des bénéfices avec les communautés locales fait débat.

Entre protection et élevage... les ranchs de gibier : exemple de Nazinga au Burkina Faso

Le ranch de gibier de Nazinga du Burkina Faso est le seul ranch de gibier en opération en Afrique de l'Ouest. Il a été établi en 1970 par le gouvernement du Burkina Faso en collaboration avec l'Association de développement de l'élevage de la faune africaine (African Wildlife Husbandry Development Association) avec les objectifs suivants :

- protéger la faune menacée par le braconnage et limiter l'empiètement des activités agricoles ;
- créer des emplois en intégrant les populations locales dans la gestion du ranch ;
- fournir des protéines animales aux populations locales à travers l'élevage d'espèces de gibier sauvage.

Après des conflits initiaux sérieux avec les communautés locales et d'importants investissements, le ranch de gibier de Nazinga est à présent à même de couvrir ses frais d'exploitation grâce aux revenus générés par la vente de la viande et d'autres produits animaux, par la chasse sportive et par le tourisme. La viande de gibier provient principalement du phacochère, *Phacochoerus aethiopicus*, mais aussi d'autres ongulés. Les chasseurs locaux sont formés pour abattre les bêtes les plus grandes en fonction d'un strict système de quotas d'environ 5% de la population de chaque espèce. Les populations locales sont aussi employées comme guides et auxiliaires pour les chasseurs sportifs et une partie des revenus de la chasse sportive et du tourisme est versée aux communautés locales.

10. Articulation avec d'autres outils

L'exploitation commerciale des aires protégées est complémentaire d'autres mécanismes de financement, comme la perception de droits d'entrée par les organismes gestionnaires (voir Fiche 8).

Les initiatives de paiement pour services environnementaux (PSE) apparaissent comme un moyen de financer la gestion et la conservation des ressources naturelles là où le marché échoue.

On peut également considérer que cet outil s'inscrit dans un ensemble plus vaste de dispositifs visant à exploiter l'image de marque d'une pratique respectueuse de l'environnement ou des populations locales.

Par ailleurs, l'exploitation commerciale de la biodiversité in-situ par la chasse et le tourisme peut être complémentaire d'une exploitation commerciale de produits issus de fermes d'élevage de faune sauvage.

Valorisation économique de l'élevage de faune sauvage : l'exemple des fermes de crocodiles

Des fermes de crocodiles se développent pour produire intensivement des espèces qui vont satisfaire non seulement une clientèle de luxe mais tout un marché secondaire de produits dérivés, vendus aux touristes de passage (produits d'artisanat, souvenirs...) ou commercialisés plus largement. Les boutiques commerciales installées dans les nouveaux équipements ludiques génèrent, à côté des droits d'entrée, des recettes significatives du commerce de produits dérivés, comme les sacs à mains ou objets d'artisanat, issus de la fabrication de peaux de crocodiles, élevés intensivement dans les fermes agricoles.

La question de savoir si ce type d'élevage participe à la conservation de la biodiversité en limitant l'exploitation illégale des spécimens sauvages fait l'objet de travaux.

Enfin, la conservation ex-situ peut contribuer à la préservation in-situ. Dans de nombreux pays, se développe un marketing de produits dérivés pour préserver la survie d'espèces en danger d'extinction. Le mécanisme économique utilisé vise à dégager de visites, de droits d'entrée dans des lieux de conservation ex-situ (parcs zoologiques, aquariums, conservatoires de faune et de flore par exemple), des ressources spécifiques pour financer des actions de sensibilisation des visiteurs à la conservation de la biodiversité et parfois contribuer à financer la préservation de la biodiversité in-situ.

Contribution d'une ferme d'élevage à la préservation in-situ : le cas de Pierrelatte

La Ferme aux Crocodiles dans le sud de la Drôme à Pierrelatte accueille plus de 300 000 visiteurs par an avec un droit d'entrée de 13 euros par visiteur, soit un chiffre d'affaires de près de 4 millions d'euros. Le succès touristique de l'établissement repose sur l'engouement du public pour les animaux primitifs en voie d'extinction.

La Ferme s'est investie, depuis sa création en 1994, dans la conservation des crocodiliens. En 2001, elle a créé l'association « SOS Crocodiles » qui agit pour la sauvegarde des reptiles et de leurs milieux naturels dans le monde : interventions au Népal lors d'une pollution des eaux du Gange, opération de la mâchoire d'un crocodile, mission aux Galápagos, soutien au deuxième Congrès d'Afrique de l'Ouest, qui s'est déroulé dans la réserve de Nazinga au Burkina Faso, en mars 2010, etc. Afin de faire participer ses visiteurs à la lutte pour la sauvegarde des tortues Galápagos, la ferme aux Crocodiles leur proposera de parrainer de jeunes tortues géantes nées dans la Station Darwin sur l'île de Santa Cruz où elles sont élevées avant d'être relâchées.

11. Atouts et limites *a priori*

Un tel outil, qui vise à faire bénéficier les populations locales des aménités apportées par une aire protégée, est un gage de réussite pour la protection effective de l'aire. Le pari est pleinement réussi lorsque la population locale devient la plus ardente défenseure de l'aire protégée. Les obstacles à lever sont toutefois nombreux et très variables selon le contexte local. La population locale doit être associée le plus en amont possible du projet. Une méthode de gouvernance adaptée au contexte doit permettre d'associer étroitement les autorités nationales, les autorités locales, la population locale, les opérateurs privés, l'organisme de gestion de l'aire. La distribution des gains et des pertes au sein de la population doit être finement évaluée.

12. Eléments d'évaluation ex-post

Les initiatives privées d'exploitation des aires protégées peuvent générer des revenus touristiques, basés sur la faune, qui représentent des montants parfois conséquents y compris pour les communautés locales qui y sont associées et aux institutions publiques. Par exemple, en 2007, sept villages, en Tanzanie, dans une zone adjacente au Parc national Serengeti, ont reçu près de 300 000 \$US, dans le cadre d'accords touristiques privés. Nombre des processus de GCRN modernes et basés sur la faune de l'Afrique australe dépendent de partenaires du secteur privé pour générer une valeur de marché à partir de la faune. Toutefois, les utilisations commerciales des ressources naturelles restent souvent très centralisées en Afrique subsaharienne et donc conditionnées par des politiques gouvernementales.

Par ailleurs, la GCRN requiert de solides droits locaux sur les ressources, octroyés aux populations locales par l'Etat. Le fait de déléguer les droits sur des ressources naturelles comme la faune peut générer des conflits d'intérêt autour des réseaux de pouvoir et de l'exercice du pouvoir politique. Ainsi, le développement des produits commercialisés sur la base des ressources naturelles locales peut à la fois appuyer et miner les droits locaux et les processus de GCRN.

13. Perspectives

Partie non renseignée.

14. Bibliographie

Hockings, M. Systems for Assessing the Effectiveness of Management in Protected Areas, in BioScience • September 2003 / Vol. 53 No. 9.

IUCN, WWF 2000, Management Effectiveness of Protected Areas, An International Workshop.

Alden, D 1997. Recreational user management of parks : an ecological economic framework. Ecological Economics 23 225-236.

Langholz, J.& col. 2000. Economic considerations of privately owned parks. Ecological Economics. 33 173-183.

FFEM, Aires marines protégées capitalisation des expériences cofinancées par le FFEM, mars 2010.

Les retombées économiques et les aménités des espaces naturels protégés (étude CREDOC, novembre 2008).

Aires marines Protégées : capitalisation des expériences cofinancées par le Fonds Français pour l'Environnement Mondial (mars 2010).

Gestion communautaire des ressources naturelles en Afrique : impacts, expériences et orientations futures, Institut International pour l'Environnement et le Développement, Londres, 2009.

Fiche 16 : Mécanisme d'accès aux ressources génétiques et de partage des avantages issus de leur utilisation (APA)

1. Type de mécanisme économique

Mécanisme contribuant à internaliser les pratiques durables de gestion de la biodiversité, à travers un marché régulé.

2. Localisation géographique des cas traités dans la fiche

Un régime international sur l'accès aux ressources génétiques et le partage des avantages issus de leur utilisation (APA) a été adopté lors de la 10^e Conférence des Parties de la Convention sur la diversité biologique (CDB). La France est concernée en tant que pays utilisateur de ressources génétiques mais aussi en tant que pays fournisseur de ressources génétiques et détenteur de savoirs traditionnels liés à ces ressources, en particulier en outre-mer.

3. Définitions

Les ressources génétiques sont définies dans la CDB (art.2) comme « tout matériel d'origine végétale, animale ou microbienne ou autre contenant des unités fonctionnelles de l'hérédité ayant une valeur effective ou potentielle ». En d'autres termes, il s'agit du matériel biologique utilisé pour l'information génétique qu'il contient, les usages pouvant être multiples (ex : taxonomie, sélection végétale, molécule utilisée en médecine ou dans des cosmétiques, etc.).

Le régime international d'APA traite également des dérivés naturels directement issus de l'expression des gènes, ainsi que des savoirs traditionnels associés aux ressources génétiques, c'est-à-dire des savoirs détenus par une communauté autochtone qui reposent sur l'usage de ressources biologiques identifiées pour leurs propriétés génétiques particulières (ex : usage médicinal des plantes).

4. Objectifs

L'APA vise à faciliter l'accès aux ressources génétiques, et à faire profiter les pays et les communautés qui préservent ces ressources des retombées économiques potentielles liées à l'utilisation de ce potentiel génétique. Outre le souci d'équité, le partage des avantages vise à favoriser la conservation de la diversité biologique et son utilisation durable. Selon la logique de la CDB, la valorisation des ressources génétiques par les chercheurs et les industries dans le cadre de l'APA contribuera à financer les efforts nécessaires à la conservation de la biodiversité. En effet, la valorisation des ressources génétiques et des savoirs traditionnels incitera les fournisseurs (notamment dans les pays en développement) à investir tout ou partie des avantages qu'ils en tirent dans la conservation de la biodiversité, afin de maintenir le capital génétique. C'est la valeur d'option des ressources génétiques (service d'approvisionnement) qui est ici considérée, c'est-à-dire les avantages potentiels qui peuvent être générés par leur utilisation.

Le fondement économique de l'APA tient à la volonté de remédier à deux défaillances de marché concernant les ressources génétiques : la non-excluabilité et la non-rivalité qui sont des caractéristiques des biens publics (cf. tableau ci-dessous). Bien que les ressources génétiques ne puissent être définies clairement comme un bien public, elles présentent selon les circonstances l'une ou les deux particularités. Pour ce faire, il faut différencier les ressources biologiques des ressources génétiques, l'accès aux ressources génétiques *in situ* étant conditionné à l'accès aux ressources biologiques. La plupart des biens et services potentiellement couverts par l'APA ne sont ni des biens publics purs ni des biens privés purs. Ils tombent donc dans la catégorie mixte de biens impurs. Ces situations sont qualifiées de défaillances de marchés car elles entraînent une allocation non optimale des ressources et dans le cas des ressources génétiques, la non reconnaissance de leur valeur économique ainsi qu'un niveau insatisfaisant de conservation des ressources.

Tableau : Classification des ressources selon leurs caractéristiques (source : OCDE)¹⁴⁷

	Excluabilité	Rivalité
Ressources biologiques	- Oui (si droits de propriété définis et respectés) - Non (si les droits de propriété ne sont pas définis ou non mis en œuvre)	Oui
Ressources génétiques	- Non (si l'accès est possible ou lorsque l'information génétique n'est pas protégée par un droit de propriété intellectuelle) - Oui (s'il existe une barrière technologique)	Non

5. Historique

Avec le développement des biotechnologies dans les années 1980/90, les ressources génétiques ont acquis une valeur scientifique et commerciale croissante. C'est dans ce contexte qu'a été négociée la CDB, entrée en vigueur en 1993 et qui dénombre aujourd'hui 193 Etats Parties.

La CDB est le fruit d'un intense compromis entre les Parties contractantes :

- Les Etats fournisseurs se voient reconnaître un droit de souveraineté sur leurs ressources génétiques, qui ne sont plus considérées comme un patrimoine commun de l'humanité ou un bien public global auquel l'accès serait libre ;
- L'accès aux ressources génétiques doit être facilité pour les utilisateurs, sous réserve de partage des avantages avec les pays fournisseurs et le cas échéant les détenteurs de savoirs traditionnels.

La difficulté à mettre en place un marché des ressources génétiques conformément aux attentes des années 1990 n'a pas conduit à renoncer à l'idée d'une régulation marchande de la biodiversité. Au contraire, les Parties ont souhaité davantage réguler le marché : les négociations sur un régime international d'APA, initiées en 2004, ont abouti à l'adoption d'un protocole contraignant à la CDB lors de la 10^e Conférence des Parties (COP) de la CDB en octobre 2010.

6. Niveau de mise en œuvre

Au niveau réglementaire, peu d'Etats ont adopté un cadre national sur l'APA. On dénombre une trentaine de législations à ce jour, qui rencontrent des difficultés de mise en œuvre. La France ne dispose pas de législation nationale régulant l'APA, mais des dispositions récentes ont été prises pour le Parc amazonien de Guyane (2006) et la Province Sud de la Nouvelle-Calédonie (2009).

Il existe peu de contrats connus en dehors de ceux signés dans le cadre de programmes internationaux ou par certains Etats dits « mégadivers » (exemple emblématique du contrat entre Merck et INBIO, cf. infra). Jusqu'ici l'APA ne s'est donc pas traduit par d'importants flux financiers. On a ainsi pu parler de « fantasme de l'or vert ». Cependant il est difficile de dire si cela tient à une défaillance de l'outil, au caractère confidentiel des contrats à forts enjeux économiques, ou à l'absence de cadre législatif au niveau national permettant de réguler effectivement le marché.

7. Acteurs

Le système d'APA, qui constitue un marché régulé, fait intervenir un ensemble d'acteurs :

- Les pays fournisseurs de ressources génétiques récoltées auprès de sources *in situ* (dans la nature) ou *ex situ* (collections publiques ou privées de ressources génétiques). L'Etat fournisseur désigne des autorités compétentes au niveau national ou local, voire au niveau des communautés traditionnelles, pour délivrer les autorisations d'accès aux ressources génétiques et aux savoirs traditionnels associés ;
- Les pays utilisateurs, dans lesquels sont exploitées les ressources génétiques, jouent notamment un rôle dans le contrôle des pratiques de leurs ressortissants.
- Les entreprises privées utilisatrices, qui mènent leurs propres campagnes de bioprospection ou ont recours à des organismes intermédiaires (cas plus fréquents) ; elles appartiennent principalement aux secteurs pharmaceutique, cosmétique, agroalimentaire, horticole et sylvicole ;
- Les communautés autochtones et locales détenant des savoirs traditionnels associés aux ressources génétiques, qui sont susceptibles de bénéficier du partage des avantages ;

¹⁴⁷ En présence d'une situation de non-rivalité associée à de l'exclusivité on parle de « bien de club », la question clé est alors de trouver le prix d'entrée qui équilibre les gains d'une entrée supplémentaire et les pertes liées à l'augmentation de l'utilisation du bien. Une deuxième possibilité est d'avoir de la rivalité et de la non-exclusivité combinée, on a alors un problème de bien commun en libre accès.

- Des ONG peuvent servir d'intermédiaires dans la collecte des ressources génétiques ou gérer des avantages obtenus dans le cadre des contrats d'APA à des fins de conservation ;
- Des chercheurs/universitaires sont souvent associés au travail de collecte et d'analyse des ressources génétiques, soit à des fins non commerciales, soit en partenariat avec des entreprises.

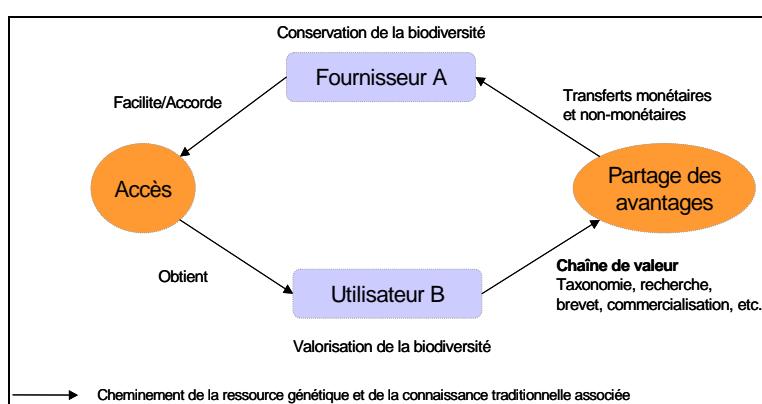
8. Description du mécanisme

La pratique de l'APA consiste actuellement à conclure des contrats entre fournisseurs et utilisateurs, sur la base ou non de législations nationales sur l'APA. Les Etats négocient directement ou par l'intermédiaire d'institutions dédiées à la biodiversité avec les utilisateurs qui désirent prospector sur leur territoire. En l'absence de « clauses modèles » optionnelles, telles que prévues par le futur Protocole sur l'APA, les contrats diffèrent dans leur forme, mais tous prévoient des clauses sur les modalités d'accès et d'usage, et sur les transferts monétaires et non monétaires au pays fournisseur.

Les transferts monétaires peuvent prendre la forme de redevances, de droits de collecte ou encore de partage monétaire de la valorisation et commercialisation des ressources. Une grande diversité de transferts non monétaires liés au renforcement des capacités sont envisageables, les plus courants étant le transfert de savoirs faire et de compétences scientifiques.

Le Protocole international sur l'APA contient des dispositions juridiques pour préciser les articles 15 et 8j de la CDB. L'accès aux ressources génétiques sera donné par le pays fournisseur sous forme de consentement préalable en connaissance de cause (CPCC ou PIC pour « prior informed consent » en anglais) : le PIC donnera lieu à un certificat de conformité délivré par l'autorité compétente, et enregistré dans le Centre d'échange de la CDB pour être reconnu au niveau international et faciliter la traçabilité des transactions. La conclusion du contrat entre le fournisseur et l'utilisateur conditionnera la délivrance du PIC. Ces modalités, conclues dans des clauses convenues d'un commun accord (CCCA ou MAT pour « mutually agreed terms » en anglais), concernent notamment le partage des avantages et les utilisations de la ressource génétique.

Figure : Un marché de ressources génétiques permettant à chaque Etat d'exploiter ses « avantages comparatifs »



Pour assurer le fonctionnement de l'APA et notamment le partage juste et équitable des avantages, il reviendra à chaque Etat de mettre en place des points de contrôle. Ces derniers vérifieront qu'une ressource génétique a été acquise en conformité avec la législation du pays fournisseur, notamment via le certificat de conformité. Face au besoin d'un système international de contrôle des flux de ressources génétiques, et dans les cas éventuels de valorisation des ressources génétiques par un brevet, l'UE a proposé en 2004 à l'Organisation mondiale de la propriété intellectuelle (OMPI) et à l'Organisation mondiale du commerce (OMC) une obligation de communiquer l'origine ou la source des ressources génétiques et des savoirs traditionnels associés dans les demandes de brevets.

9. Exemples, illustrations

Le contrat de bioprospection conclu en 1991 entre le groupe pharmaceutique Merck et l'Institut national de la biodiversité du Costa Rica (INBIO) est souvent cité en exemple. Il prévoyait une avance par Merck de 1,135 millions USD (soit 0,1 % des dépenses annuelles de R&D de Merck), ainsi qu'une redevance sur les produits commerciaux éventuels, contre un approvisionnement de 10 000 échantillons (plantes, insectes). Le contrat prévoyait par ailleurs l'octroi de 50 % de cette recette au Parc national. Cependant, cette bioprospection n'a abouti à aucune valorisation. Il faut par ailleurs noter que les montants habituellement en jeu sont plus faibles et que les contrats prévoient principalement des avantages non monétaires.

L'APA au Brésil

Les enjeux de l'APA pour le Brésil s'expliquent par l'étendue de la forêt amazonienne, qui constitue une importante banque de gènes, et le nombre et la diversité des communautés autochtones et locales détentrices de savoirs traditionnels.

Le Brésil ne dispose pas d'une loi sur l'APA, mais uniquement d'une Mesure Provisoire (Mesure n°2.186-16 du 23 août 2001, complétée par la Résolution n°23/2006), qui porte sur le « patrimoine génétique » et les savoirs traditionnels associés. Cette Mesure a créé en 2002 le Conseil de Gestion du Patrimoine Génétique (CGEN), autorité nationale sur l'APA présidée par le ministère de l'environnement brésilien et constituée de 19 institutions de l'administration publique fédérale (processus interministériel) et d'invités permanents (sans pouvoir de décision).

Les demandes d'accès reçues par le CGEN sont en augmentation permanente, et sont de l'ordre d'une centaine par an. Elles ne peuvent être soumises au CGEN que par les personnes qui jouissent de la personnalité juridique brésilienne ; dans le cas contraire, l'accès peut être demandé uniquement si un partenariat est établi avec un organisme national public. L'autorisation donnée par le CGEN s'accompagne d'un contrat de partage des avantages, entre l'utilisateur et l'Etat fédéral, un propriétaire privé ou une communauté autochtone. En cas de valorisation des recherches par un brevet, le Brésil requiert la présentation d'un certificat d'origine dans les demandes de brevet, afin de veiller au partage des avantages (Résolution n°134/2006 de l'Institut national de la propriété intellectuelle).

S'agissant de l'accès aux savoirs traditionnels associés aux ressources génétiques, la Constitution brésilienne reconnaît le statut des communautés autochtones, ainsi que des terres indigènes qui représentent 13 % du territoire brésilien et 20 % du territoire amazonien brésilien. Ces terres sont des terres publiques sous la tutelle formelle de l'Etat, qui prévoient un droit d'usufruit exclusif au bénéfice des communautés et l'application obligatoire du droit coutumier. Ainsi, les communautés ont le droit de donner accès ou d'utiliser les ressources situées sur leurs terres, et d'exclure de ces droits les non membres de la communauté. Dans le cas particulier de demandes d'accès à des savoirs détenus par plusieurs communautés, l'autorité compétente consulte la communauté où la ressource génétique associée a été prélevée, et non l'ensemble des communautés détenant le même savoir.

La Mesure Provisoire, adoptée par le Président de la République dans une procédure d'urgence, fait l'objet de critiques, car elle est issue d'un processus non démocratique. Son application serait difficile, peu transparente et les moyens de contrôle ne seraient pas suffisants. L'accès illégal aux ressources génétiques en Amazonie reste un phénomène fréquent au Brésil, selon la Cour des comptes fédérale.

Dans ce contexte, un processus de consultation a été lancé pour aboutir à un nouveau projet de loi sur l'APA. En l'absence d'une législation complète et pérenne sur le sujet, certains Etats fédérés (exemple : Etat d'Amapa) ont par ailleurs édicté des normes sur l'APA.

10. Articulation avec d'autres outils

Le bon fonctionnement de l'APA est conditionné à une définition claire des droits de propriété sur les ressources génétiques au niveau national.

Pour inciter les utilisateurs à adopter des codes de bonne conduite sur l'APA, ou à prévoir un partage « juste et équitable » des avantages dans les Etats qui ont une législation nationale, la labellisation des produits ou des mesures fiscales peuvent être envisagées.

11. Atouts et limites *a priori*

Les avantages de l'APA sont multiples pour le pays fournisseur. Il permet de générer des avantages à la fois monétaires et non monétaires sous forme de transfert de technologie ou de formation des scientifiques locaux par exemple. Il favorise un développement local durable, en incitant les fournisseurs à investir les avantages retirés de l'APA dans la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité, pour maintenir le potentiel de valorisation de la biodiversité. Enfin l'APA, dans le cadre d'un marché régulé, permet de lutter contre les abus potentiels, et notamment l'acquisition de ressources génétiques par des utilisateurs sans le consentement du fournisseur.

Pour les utilisateurs potentiels de ressources génétiques, la régulation du marché de l'APA permet un accès facilité et harmonisé aux ressources génétiques des pays fournisseurs, et introduit une plus grande transparence sur la provenance et l'utilisation des ressources génétiques, et donc une plus grande sécurité juridique. A terme, la logique de l'APA conduit à maintenir la diversité génétique en faveur des utilisateurs qui la valorisent.

L'APA présente également certains inconvénients, principalement liés au mode de régulation du marché. Pour bien fonctionner, l'APA est un outil contractuel qui nécessite un cadre juridique0, international (socle commun de règles minimales), un cadre législatif national transparent et des institutions, qui n'existent souvent pas dans les pays en développement.

La mise en place de procédures peu transparentes ou peu claires sur l'APA peut aboutir à des coûts de transaction élevés, et décourager les activités de bioprospection. En l'absence de sécurité juridique, les firmes pharmaceutiques ont eu tendance ces dernières années à se détourner des campagnes de bioprospection (coûts de transaction élevés, risques en termes d'image) au profit d'un recours croissant aux technologies modernes de criblage et aux banques de ressources génétiques existantes. Cette situation impacte les pays fournisseurs, qui ne retirent pas d'avantages de l'exploitation de leurs ressources génétiques.

Par ailleurs, les pays fournisseurs peuvent faire face à des situations de « dumping » : en effet, dans les régions ayant les mêmes types d'environnement (en termes de ressources génétiques et de savoirs traditionnels associés), les différences de contraintes législatives entre pays peuvent entraîner des biais dans le choix du pays prospecté. Ce risque s'observe par exemple dans la région amazonienne entre le Brésil (mesures provisoires sur l'APA depuis 2001, cf. encadré) et la Guyane française frontalière, qui jusqu'en 2006 ne disposait d'aucune législation sur l'APA.

Enfin, la mise en place d'un marché régulé de l'APA via un régime international rencontre certains obstacles :

- La définition du terme « ressources génétiques », qui est essentielle pour déterminer la portée du futur protocole, fait encore débat. Une piste consisterait à qualifier une ressource de génétique en fonction de l'utilisation faite de l'échantillon biologique prélevé.
- Un autre point important est l'articulation du régime international de la CDB avec les systèmes d'APA spécialisés relevant d'autres enceintes, notamment le Traité de la FAO pour l'alimentation et l'agriculture.
- Enfin, la mise en œuvre de l'APA devra faire face à la difficulté d'assurer la traçabilité de la ressource génétique tout au long de la chaîne des utilisateurs (transfert de ressources génétiques à des tiers, délais de valorisation), et les conséquences en termes de conformité.

12. Éléments d'évaluation ex-post

L'accès et donc la valorisation des ressources génétiques sont rendus difficiles par l'absence de procédures claires et le déficit de capacités de mise en œuvre de l'APA par les pays en développement (seulement une trentaine de législations nationales sur l'APA à ce jour).

En termes de partage des avantages, la redistribution des avantages au profit de la biodiversité n'est pas un acquis (principe de liberté contractuelle), et les retombées financières peuvent apparaître tardivement (processus de recherche et développement, mise sur le marché) ou s'avérer relativement faibles. Ceci tend à remettre en cause le cercle vertueux précédemment décrit, et qui reposait sur les exemples de « blockbusters » de l'industrie pharmaceutique (succès de médicaments issus de molécules naturelles). Toutefois, la confidentialité des contrats ne permet pas de confirmer ou non ce constat.

13. Perspectives

L'adoption du Protocole contraignant sur l'APA, en octobre 2010 à la 10e Conférence des Parties de la CDB, a permis de poser un cadre commun. Celui-ci devra être repris par chaque Etat au niveau national, afin de mieux réguler le marché de l'APA.

En France, le MEDDTL, en tant que co-point focal sur l'APA avec le Ministère des affaires étrangères et européennes, a lancé des réflexions pour étudier les pratiques d'APA existantes (notamment en outre-mer) et poser le débat sur les éléments d'un futur régime sur l'APA en France.

14. Bibliographie

Délibération 06-2009 du 18 février 2009 relative à la récolte et à l'exploitation des ressources biochimiques et génétiques.

Aubertin C., Pinton F., Boisvert, V. (2007), Les marchés de la biodiversité. IRD Editions.

Bureau des ressources génétiques (2006), Les ressources génétiques à l'orée de temps nouveaux.

Guézennec J., Moretti C., Simon J.-C. (coord.) (2006), Substances naturelles en Polynésie française, version bilingue, Coll. Expertise collégiale, IRD Éditions.

FinAEnviro & MEEDDAT (2006), Evaluation économique de l'utilisation des ressources génétiques en France.

Loi n° 2006-436 du 14 avril 2006 relative aux parcs nationaux, aux parcs naturels marins et aux parcs naturels régionaux (Guyane).

Bérard L., Cegarra M., Djama M., Louafi S. (eds.) (2005), Biodiversité et savoirs naturalistes locaux en France, CIRAD, IDDRI, IFB, INRA, Paris.

Bureau des ressources génétiques (2002), Des clés pour la gestion des ressources génétiques.

PNUE (2002), Lignes directrices de Bonn sur l'accès aux ressources génétiques et le partage juste et équitable des avantages résultant de leur utilisation.

MOSAICC (code de conduite) (2000), Micro-Organisms Sustainable use and Access Regulation International Code of Conduct.

Mulliganm, S. ,Stoett, P., (1999-2000) Global bioprospecting regime : partnership or piracy ?, 55 Int'l J. 226.

PNUE (1992), Convention sur la diversité biologique.

Fiche 17 : Labellisation environnementale

1. Type de mécanisme économique

Dispositif volontaire visant à internaliser les bonnes pratiques environnementales , en informant les consommateurs.

2. Localisation géographique des cas traités dans la fiche

Les labels environnementaux sont des outils utilisés en France, en Europe et dans le monde.

3. Définition

On entend ici par labellisation environnementale divers outils faisant intervenir un signe distinctif (logo, étiquette sur un emballage) qui est appliqué à un produit ou service et indiquant – sans forcément apporter de garantie - qu'il remplit les critères environnementaux définis dans un référentiel. Certains labels portent également sur des spécifications sociales. Parmi les différents labels on distingue les écolabels, dénomination réservée aux labels de type I selon la terminologie de l'ISO 14024, des autres labels incluant des critères environnementaux et qui peuvent notamment prendre en compte spécifiquement la biodiversité.

Certains labels ciblent spécifiquement les modes de gestion des écosystèmes exploités économiquement. C'est le cas des labels portant sur la forêt, sur la pêche ou sur l'agriculture biologique par exemple. Leurs critères portant sur l'économie des ressources ou sur l'écotoxicité constituent une prise en compte indirecte de la biodiversité. Ainsi les labels sur la pêche visent directement à assurer une gestion durable de la ressource. Le label agriculture biologique est attaché à un système de production qui favorise la biodiversité, les activités biologiques des sols et les cycles biologiques (voir Fiche 17bis).Une analyse plus précise des cahiers des charges portant sur la gestion forestière serait utile pour mieux apprécier la prise en compte directe et indirecte de la biodiversité dans les différents labels existants.

4. Objectifs

Un label environnemental permet d'informer le consommateur sur la qualité environnementale du produit et de constituer aussi une reconnaissance des pratiques du producteur en faveur de l'environnement. Il permet de réduire les asymétries d'information entre producteurs et consommateurs et contribue donc à donner aux consommateurs informés les moyens d'une consommation responsable. Les labels environnementaux contribuent ainsi à la protection de l'environnement.

5. Historique

- 1978 : Création du premier écolabel en Allemagne. L'éco-label Ange Bleu (Blauer Engel), créé par le ministère de l'environnement allemand est un label officiel qui certifie les qualités environnementales de très nombreuses catégories de produits, dont les fournitures (papier), de produits de construction et du bâtiment ;
- 1991 : Création de la marque NF-Environnement, qui est l'écolabel français. C'est une marque privée, propriété d'AFNOR certification (filiale du groupe Afnor). C'est un label environnemental de type I (par tierce partie) et à ce titre, il est soutenu par les pouvoirs publics français ;
- 1992 : Institution par le Règlement CEE n°880/92, de l'écolabel européen, symbolisé par une fleur. Tout comme la marque NF-Environnement, c'est un label environnemental de type I ;
- 1993 : Création du label Forest Stewardship Council (FSC), suite au Sommet de la Terre de Rio de Janeiro qui n'a pas abouti à de mesures contraignantes sur la gestion des forêts. Ce label, à l'initiative d'organisations écologiques, assure que la production d'un produit à base de bois (ex. meuble) a respecté des procédures participant à la gestion durable des forêts ;
- Fin décennie 1990 - décennie 2000 : Montée en puissance des labels environnementaux et de leur nombre, en parallèle de la diffusion de la notion de responsabilité sociétale des entreprises.

6. Niveau de mise en œuvre

De l'ordre de 300 labels incluant des critères environnementaux sont en vigueur dans le monde. De nombreux secteurs sont concernés et une même catégorie de produits peut être couverte par des labels environnementaux concurrents, nationaux ou internationaux. C'est le cas dans le secteur du bois et des produits qui en sont issus. Le label historique FSC est largement devancé par le label créé en 2000 par des industriels européens du bois, Program of the Endorsement of Forest Certification scheme (PEFC), qui représente 75 % des forêts certifiées. Au total, près de 300 millions de forêts sont intégrées dans ces programmes dans le monde, soit près de 12 % des forêts exploitées (FAO).

Les secteurs de la pêche, avec le label dominant Marine Stewardship Council, MSC, du tourisme (avec l'écolabel européen pour les services touristiques d'hébergement) ou encore de l'alimentation biologique (label AB) connaissent une forte progression.

En France, l'appellation « écolabels » recouvre la marque NF-Environnement et l'écolabel européen 160 entreprises françaises sont titulaires de l'« Ecolabel européen » sur un total de 840 en Europe (ADEME). Entre 2005 et 2009, le chiffre d'affaires cumulé des fabricants de produits écolabellisés est passé de 200 millions d'euros à plus d'un milliard. En 2008, 31 % des français déclaraient choisir régulièrement des produits plus respectueux de l'environnement contre moins de 17 % en 2005 (Maitre, 2010).

Certains labels environnementaux ont une notoriété mondiale : Ange bleu (Allemagne), Cygne blanc (pays nordiques), Ecolabel européen (Union européenne), NF-environnement (France), FSC (international), PEFC (international), MSC (international), Energy star (international).

7. Acteurs

- Entreprise, producteur, collectivité : unité de production (publique ou privée) qui a une démarche volontaire pour demander un label environnemental pour le bien ou service qu'elle produit, aboutissement de sa politique environnementale, lui permettant de se démarquer de ses concurrents ;
- Autorité de gestion du programme : entité, tel qu'un opérateur de certification, une marque du label ou une ONG, désignée officiellement (si le label est mis en place par l'État) ou non, en charge de la promotion et de la gestion du label ;
- Initiateur du label : Pouvoirs publics, groupe d'associations (écologique, de consommateurs, professionnelle), qui est à l'initiative de l'établissement d'un label. Il peut créer à cette occasion un organisme gestionnaire du label ou désigner une entité existante. L'initiateur participe parfois aux décisions du gestionnaire mais il est rarement lui-même en charge du label ;
- Consommateur : individu auquel est destiné le label, vecteur d'une information sur les caractéristiques environnementales du produit ou service acheté.

8. Description du mécanisme

Les labels environnementaux peuvent être initiés par le secteur privé (ONG, industriels...) ou par le secteur public. L'évaluation peut être interne ou réalisée par un tiers indépendant. Certains labels portent sur le produit, d'autres sur les procédés de fabrication ou sur la gestion des ressources. Les écolabels, quant à eux, portent sur l'ensemble du cycle de vie des produits.

Face à une profusion de labels environnementaux et par souci de clarification, l'Organisation internationale de la normalisation (International standard organisation, ISO) a établi trois types d'étiquetage environnemental pour lesquels elle a élaboré des normes de bonnes pratiques :

- Type I : Programmes volontaires, fondés sur une approche multi-critères portant sur l'ensemble du cycle de vie du produit, délivrés par tierce partie (écolabels). Un contrat autorise l'utilisation du logo de l'écolabel.
- Type II : Auto-déclarations environnementales volontaires, consistant généralement en un argument exprimé sous forme mono-critère. Allégation dont le fabricant ou le distributeur porte seul la responsabilité, ce qui en fait le moins fiable des trois types d'étiquetages.
- Type III : Déclarations de données environnementales volontaires quantifiées relatives à un produit particulier et à des paramètres prédéterminés, souvent par un tiers. Contrairement à l'étiquetage de type I, elles ne font aucune référence à un niveau d'exigence. Elles n'apportent donc pas de jugement sur les produits, en laissant ce soin aux consommateurs.

Cette typologie établie par l'ISO ne couvre pas toute la variété des labels environnementaux, notamment les labels portant sur la gestion de certaines ressources (forêts, ressources halieutiques), qui ne sont pas bâtis selon un référentiel normatif.

Pour les écolabels (label environnemental de type I), , un cahier des charges spécifique est établi, qui précise le ou les types de produits couverts (périmètre de la catégorie) et les critères qui leur sont applicables.

Pour chaque catégorie de produits, une évaluation du cycle de vie et de la traçabilité de la chaîne de production sert en général de base à la définition de critères d'éligibilité à l'écolabel réunis dans le cahier des charges. Celui-ci est le résultat de négociations et de concertations entre les parties concernées, soit, en général, des représentants d'associations de protection de l'environnement et de consommateurs et des professionnels (producteurs et distributeurs), voire des pouvoirs publics. Le produit est certifié, par un organisme indépendant, pour une période déterminée, donnant droit à l'utilisation du label pour la commercialisation du produit, sur les emballages, campagnes publicitaires...

L'utilisation de l'écolabel entraîne une contrepartie monétaire annuelle, calculée sur une base forfaitaire ou un pourcentage des ventes. A intervalle régulier, le produit et l'entreprise sont soumis à un audit par un organisme vérificateur indépendant, pouvant conduire à des sanctions en cas de manquement, allant jusqu'au retrait de l'écolabel.

Les autres labels environnementaux s'inspirent plus ou moins de ce mécanisme soit au niveau de l'élaboration du cahier des charges (négociations entre les parties concernées) ou du contrôle (autodéclaration, contrôle documentaire, contrôle sur site par un pair ou par une tierce partie, etc.).

9. Exemples, illustrations

Chocolat et biodiversité forestière

L'association *Rainforest Alliance*, fondée en 1987, certifie des filières agricoles afin de protéger la biodiversité et d'assurer aux producteurs de bonnes conditions de travail et de subsistance. Elle a lancé en 1997 un programme cacao en Equateur. Alors que la demande mondiale de cacao enregistre une progression continue, actuellement seuls 3% du cacao vendu dans le monde sont certifiés. Kraft Foods propose une gamme certifiée sous sa marque Côte d'Or. Le programme cacao de *Rainforest Alliance* interdit la déforestation et propose comme alternative la restauration des terres en jachère et la diversification des cultures (source : Gondwana).

Exploitation durable des ressources halieutiques

L'éco-label du *Marine Stewardship Council* (MSC) garantit que les poissons ont été pêchés dans des conditions respectant la gestion durable des stocks de pêche et la préservation des espèces marines. En France, quatre pêcheries françaises sont en cours de certification en 2010 et le nombre de produits éco-labellisés MSC en France est passé de 57 en octobre 2008 à 147 en octobre 2009 (+158 % en un an). 45 fabricants français détiennent aujourd'hui la certification Chaîne de garantie MSC pour la traçabilité du poisson certifié MSC (source : Gondwana).

Le groupe Mars s'est engagé le 31 mars 2010 à n'utiliser que du poisson provenant de la pêche durable pour élaborer ses produits de marques Pedigree, Cesar, Whiskas et Sheba d'ici à 2020. L'entreprise remplacera ainsi tous les poissons entiers et les filets de poissons provenant de la pêche sauvage par des produits dérivés durables et des produits provenant de l'aquaculture durable. Une première étape a été engagée en 2010 avec la certification MSC en Europe des deux marques Sheba et Whiskas.

Le Label *Green Fins*

Le programme *Green Fins*, développé par le centre des mers régionales du PNUE a pour but de développer un réseau d'opérateurs touristiques du secteur marin (clubs de plongée, transporteurs, hôtels ayant une activité de transport en mer et de loisirs marins) autour de trois objectifs :

- respect des pratiques durables du tourisme en mer ;
- améliorer le dispositif de suivi-monitoring des récifs coralliens en impliquant le secteur privé ;
- certifier les clubs et les engager vers un respect du code de conduite « *Environmentally Friendly Standards for Dive Operations* » développé par la *Coral Reef Alliance*.

Une expérience est en cours actuellement à Phuket en Thaïlande, avec des difficultés d'application, surtout pour les petits clubs de plongée.

Le commerce équitable propose un modèle de régulation plus équitable des échanges internationaux, qui permet aux producteurs défavorisés du Sud d'accéder aux marchés du Nord dans de meilleures conditions. La France s'est dotée dès 2005 d'un dispositif législatif et réglementaire en faveur du commerce équitable avec l'article 60 de la loi du 2 août 2005 en faveur des PME. Le décret du 15 mai 2007 a par ailleurs créé une Commission nationale du commerce équitable (CNCE) pour donner un cadre et une reconnaissance au « commerce équitable ». Cette commission a été installée le 22 avril 2010. Un référentiel de

certification fixe les conditions minimales que doivent faire les acteurs du commerce équitable pour être reconnus : il inclut notamment des critères sur la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité.

10. Articulation avec d'autres outils

Les labels environnementaux peuvent être complémentaires de nombreux instruments à visée environnementale.

Il serait possible, en particulier, de les utiliser pour différencier les produits issus de programmes de paiements pour services environnementaux (PSE), de mécanismes d'accès et partage des avantages liés à l'utilisation des ressources génétiques (APA) ou encore de forêts bénéficiant du mécanisme de Réductions des émissions liées à la déforestation et à la dégradation des forêts (REDD). L'intérêt d'un couplage entre ces mécanismes pourrait être mutuel. En effet, les autres dispositifs gagneraient en exposition, et les systèmes de contrôle pourraient être mutualisés. Toutefois, il est important de ne pas complexifier le paysage des labels, la lisibilité d'un label pour le consommateur étant un élément clé de son efficacité.

11. Atouts et limites a priori

Les labels environnementaux réduisent l'asymétrie d'information entre producteurs et consommateurs en délivrant un message positif sur les produits dont la chaîne de production et/ou de distribution a intégré positivement certaines dimensions environnementales. Cette différenciation crée des effets de niches pour des biens dont elle permet d'accroître la part de marché et le cas échéant de majorer le prix de vente. Elle contribue à rentabiliser les pratiques respectueuses de l'environnement.

Cependant ce raisonnement économique tient à plusieurs hypothèses. Les schémas de consommation doivent pouvoir être influencés par la différenciation des produits sur la base d'attributs environnementaux, voire sociaux. Le comportement des producteurs doit être sensible aux signaux du marché fondés sur des considérations environnementales. Enfin, la prime générée par la différenciation doit fournir aux producteurs une motivation économique suffisante à l'adoption de pratiques plus respectueuses de l'environnement.

Les labels environnementaux de type I (écolabels) ont un ensemble d'avantages :

- Ils peuvent conduire à l'adoption de nouvelles réglementations environnementales concernant les produits et certaines étapes de leur cycle de vie ;
- Ils peuvent aussi avoir un effet multiplicateur en sensibilisant le public sur l'impact environnemental de la consommation au-delà des produits labellisés et servir par conséquent de levier pour peser sur les politiques nationales ;
- Ils peuvent exercer une pression sur toute la chaîne de production lorsque le producteur final entame une procédure d'écolabellisation ;
- Enfin, l'écolabel réduit le coût de recherche d'information sur les caractéristiques environnementales des produits par les consommateurs, facilite les achats du consommateur ayant des préférences environnementales et élargit la gamme de choix.

Plusieurs inconvénients avérés ou potentiels sont relevés dans la littérature :

- L'écolabel inclut rarement des paramètres sociaux pourtant importants pour la gestion de l'environnement ;
- Le consommateur peut augmenter sa consommation considérant que son impact sur l'environnement est diminué par l'achat de produits écolabellisés (effet rebond) ;
- Les coûts liés à la mise en place du label peuvent être un frein au développement de ce type d'outil, notamment du fait des campagnes d'information des consommateurs nécessaires à la bonne visibilité du label ainsi que du coût de licence et d'audit ;
- Le coût d'entrée (mise en conformité) peut décourager certains producteurs, notamment dans les pays en développement. Cette restriction d'entrée peut favoriser les producteurs les plus aisés et marginaliser les petits producteurs. Mais à l'inverse les écolabels permettent également à des PME d'exister sur un marché de niche.

12. Eléments d'évaluation ex-post

a) impact sur les comportements d'achat

Les résultats d'une enquête de l'OCDE « comportement des ménages et politiques environnementales » réalisée en 2008 sur 10 pays dont la France (1000 ménages métropolitains) illustrent les impacts et limites de la labellisation.

Pour réduire leur consommation d'énergie, le facteur « des labels plus identifiables » est jugé très important par 40% des ménages métropolitains. De fait, les auto-déclarations environnementales se sont multipliées en une décennie. Elles risquent

de détourner le consommateur de son intérêt pour les écolabels. Si le consommateur ne parvient plus à hiérarchiser l'information devenue trop abondante, il ne l'analyse plus ; l'information n'oriente alors plus le comportement d'achat.

Par ailleurs, selon la même enquête, pour réduire leur consommation d'eau, le facteur « faire confiance aux labels qui garantissent une faible consommation d'eau des appareils » est jugé très important par 30 % des ménages métropolitains. Le succès des écolabels est en effet non seulement dépendant de la sensibilité pour l'environnement des consommateurs mais aussi de la crédibilité perçue du mécanisme. Les critères et la vérification doivent être suffisamment stricts et reconnus comme tels pour que le consommateur les adopte. La question de la crédibilité est à rapprocher du problème de greenwashing, qui consiste en une utilisation abusive ou mensongère à des fins de commercialisation de l'argument écologique dans la publicité, pour une marque, un produit ou une entreprise.

b) impact sur la biodiversité

Les écolabels qui tiennent explicitement compte de la biodiversité dans l'analyse de l'impact du cycle de vie du produit sont encore peu nombreux. Cependant les référentiels évoluent ; l'écolabel européen, dont le règlement a été modifié en 2009, tente de prendre en compte cette dimension.

13. Perspectives

Depuis le début des années 2000, l'usage des écolabels augmente. L'écolabel européen, qui concerne 23 catégories de produits, compte doubler ce chiffre d'ici 2015. Les considérations environnementales font parties des critères d'achat des consommateurs et les producteurs s'adaptent à cette évolution. Cependant pour que les écolabels gardent leur raison d'être, leurs critères de performances doivent évoluer avec le progrès technique, afin de continuer à ne récompenser que les produits et les producteurs qui vont au-delà des pratiques habituelles dans leur secteur.

Par ailleurs, un éclaircissement des règles et critères des écolabels autorisés dans le cadre du commerce international par l'OMC est nécessaire pour ne pas freiner le développement des écolabels. Cette clarification représente un enjeu particulièrement important pour la prise en compte de la biodiversité, qui n'est pas forcément reflétée dans le produit final.

14. Bibliographie

Rapport d'étape du groupe de travail « labels entreprises responsables », CGDD (à paraître).

« Préparation du Grenelle de l'environnement – La responsabilisation des entreprises », (2007) LERNA et CAS.

Fiche 17 bis : Label agriculture biologique (accessoirement, autres certifiants environnementaux agricoles)

1. Type de mécanisme économique

Dispositif volontaire visant à internaliser des bonnes pratiques environnementales, en informant les consommateurs.

2. Localisation géographique des cas traités dans la fiche

Concernant l'agriculture biologique, deux niveaux peuvent être distingués : UE et France d'une part (réglementation commune) et monde (critères internationaux de validation et reconnaissance mutuelle des identifiants de l'agriculture biologique).

3. Définition

Le label agriculture biologique est un outil d'information volontaire sur les produits, un signe d'identification de la qualité.

L'agriculture biologique constitue en France un des cinq signes officiels d'identification de la qualité et de l'origine. C'est un mode de production agricole spécifique assurant qu'un ensemble de pratiques agricoles sont respectueuses des équilibres écologiques et de l'autonomie des agriculteurs. L'agriculture biologique est portée par des agriculteurs dont les produits sont soumis à un dispositif de contrôle avant commercialisation. L'attribution du label est encadrée par la puissance publique (réglementation communautaire et nationale). Le logo européen bio garantit le respect de la réglementation européenne pour la production biologique.

4. Objectifs

L'agriculture biologique (AB) garantit une qualité attachée à un mode de production respectueux de l'environnement et du bien-être animal. Elle correspond à un système qui gère de façon globale la production en favorisant l'agrosystème mais aussi la biodiversité, les activités biologiques des sols et les cycles biologiques.

Les bénéfices que la société peut retirer de l'agriculture biologique sont multiples en termes de préservation de la qualité des sols, de la biodiversité, de l'air et de l'eau. Ses modes de transformation privilégient la mise en valeur des caractéristiques naturelles des produits.

En introduisant un dispositif institutionnel de reconnaissance et certification de cette démarche, il s'agit donc de garantir des modes de production agricole à très faible impact environnemental.

L'identification au travers d'un logo porté à connaissance du consommateur permet d'obtenir une valorisation économique du produit supérieure à celle d'un produit conventionnel.

5. Historique

L'agriculture biologique est née de l'initiative d'agronomes, de médecins, d'agriculteurs et de consommateurs qui, dans les années 1920, ont généré de nouveaux courants de pensées reposant sur des principes éthiques et écologiques, et initié un mode alternatif de production agricole privilégiant le travail du sol, l'autonomie et le respect des équilibres naturels.

A l'approche des années 70, des changements sociologiques importants influencent largement le développement de l'agriculture biologique.

En 1980, les pouvoirs publics français reconnaissent officiellement l'agriculture biologique. La réglementation communautaire relative au mode de production biologique reprend en grande partie les principes et définitions des textes législatifs français pour les appliquer dans un premier temps aux productions végétales, et depuis le 24 août 2000, aux productions animales.

Depuis, le niveau communautaire s'est imposé et le règlement de 2007 (voir référence plus bas) harmonise la réglementation au niveau communautaire.

6. Niveau de mise en œuvre

Avec une croissance au plan national de 25 % en 2009 contre 10 % en 2007, les produits biologiques représentent 2,6 milliards d'euros de chiffres d'affaires (Agence bio).

7. Acteurs

- Exploitants agricoles, filières agricoles, jusqu'à la distribution ;
- Organismes certificateurs ;
- En France, Institut national de la qualité et de l'origine -INAQ-, en charge de la réglementation.

8. Description du mécanisme

- Le logo n'est utilisable sur un produit que si ce dernier est composé d'ingrédients agricoles issus de l'agriculture biologique et qu'il a été produit et transformé selon les règles définies par le cahier des charges bio européen ;
- Le contrôle des conditions de production, de transformation et d'importation est réalisé par des organismes certificateurs agréés par la puissance publique (en France, l'INAQ) et accrédités par le Comité Français d'Accréditation (COFRAC) ;
- Le nouveau logo européen, baptisé « Euro-feuille », devient obligatoire pour tous les nouveaux emballages conçus à partir du 1er juillet 2010.

Au niveau européen :

Au 1er janvier 2009 les réglementations européennes et nationales sont abrogées et remplacées par le règlement européen n°834/2007 du Conseil du 20 juillet 2007 et complété par des règlements d'application.

- Règlement européen n° 834/2007 du 28 juin 2007 du Conseil ;
- Règlement européen n° 967/2008 du 29 septembre 2008 du Conseil modifiant le règlement (CE) n°834/2007 ;
- Règlement européen n°889/2008 du 5 septembre 2008 de la Commission, portant modalités d'application du règlement (CE) n°834/2007 du Conseil ;
- Règlement européen n°1254/2008 du 15 décembre 2008 de la Commission modifiant le règlement (CE) n°889/2008 ;
- Le règlement n° 271/2010 du 24 mars 2010 qui concerne le logo de production biologique de l'Union européenne ;
- Le règlement n° 710/2009 du 5 août 2009 qui concerne la production biologique d'animaux d'aquaculture et d'algues marines.

Au niveau mondial, le dispositif qui régit l'agriculture biologique est le codex alimentarius.

9. Exemples, illustrations

Partie non renseignée.

10. Articulation avec d'autres outils

- D'autres signes de qualité agricole existent mais leurs cahiers des charges ne comportent pas ou pas de façon importante de critères environnementaux ;
- L'écolabel ne s'applique pas aux produits agricoles, sauf en matière de pêche ;
- Des dispositifs de certification environnementale des exploitations agricoles sont appelés à se développer suite au Grenelle de l'environnement.

11. Atouts et limites *a priori* et Eléments d'évaluation *ex-post*

Sur le plan économique :

- Par son antériorité et la cohérence des principes de base, les produits d'agriculture biologique (AB)disposent d'une très forte image auprès du consommateur qui en assure le développement ;
- La profession agricole, particulièrement en France, a cependant été longtemps réticente au développement des cette pratique ;

- Pour le consommateur, l'apposition du logo se traduit par un surcoût significatif. En effet, les externalités négatives générées par les modes de production conventionnels ne sont pas pénalisées financièrement, ce qui fait que le différentiel de prix à la consommation joue en défaveur de l'agriculture biologique.

Sur le plan environnemental :

- L'absence de pesticides joue un rôle en matière de biodiversité, qu'il reste difficile de quantifier. Les effets positifs de l'AB sur la biodiversité s'expliquent à la fois par ses pratiques spécifiques (absence de pesticides et d'engrais chimiques de synthèse, diversité des cultures et des productions animales, rotations plus longues, niveau d'intrants plus faible) mais aussi par la contribution importante de l'AB au maintien d'éléments semi-naturels du paysage, haies, talus, bandes enherbées. Ces éléments sont en effet des lieux de vie indispensables à de nombreuses espèces animales et végétales. La diversité des paysages est plus grande dans les exploitations biologiques que dans les exploitations conventionnelles. On y trouve plus d'éléments semi-naturels appelés aussi infrastructures agro-écologiques (IAE) : haies, talus, fosses, bois, chemins, surfaces non cultivées, etc. ;
- L'AB est associée à une augmentation de la richesse spécifique et de l'abondance globale, notamment en plantes adventices, en prédateurs invertébrés et en oiseaux. L'AB favorise la richesse spécifique en moyenne de 30 % et l'abondance des organismes vivants de 50 % par rapport à l'agriculture conventionnelle (Bengtsson et al., 2005). Dans une perspective de conservation de la biodiversité, les pratiques issues de l'AB vont favoriser la diversité d'espèces qui ont décliné durant les dernières décennies suite à l'intensification de l'agriculture (Hole et al., 2005).

Ainsi, l'AB permet :

- le maintien et l'accroissement de la biodiversité sauvage ;
- le maintien et l'accroissement de la biodiversité cultivée : les systèmes biologiques, en privilégiant les circuits courts de commercialisation, permettent une diversification des productions, voire des variétés pour une même espèce (Lamine et al., 2008) ;
- enfin, l'AB par les haies, les bosquets qu'elle maintient, participe également au maintien de la qualité esthétique et de la valeur culturelle des paysages.

Cependant, certaines pratiques bio (utilisation de produits de traitements polluants tels que bouillies de cuivre ou zinc) apparaissent porteuses de risques environnementaux. Le faible développement de la bio en France (2,4 % des surfaces agricoles) et la dispersion des exploitants ne permet pas d'assurer des effets environnementaux territoriaux significatifs.

12. Eléments d'évaluation ex-post

De nombreuses publications montrent l'effet favorable de l'AB sur les différentes espèces ou groupes d'espèces composant la biodiversité.

13. Perspectives

Le secteur de l'agriculture biologique, après des années de stagnation (début des années 2000) connaît une très forte croissance ces dernières années et particulièrement depuis le Grenelle de l'environnement.

Cependant, le développement d'autres modes indicateurs des pratiques environnementales (analyses en cycle de vie, certification des exploitations) pose des questions quant à la concurrence possible avec les produits de l'agriculture biologique.

14. Bibliographie

Bengtsson et al., 2005 ; Hole et al., 2005, Lamine et al. The soil association, 2000.

Fiche 18 : Affichage des impacts environnementaux sur les produits de grande consommation

1. Type de mécanisme économique

Dispositif visant à internaliser les impacts positifs et négatifs sur l'environnement, en informant les consommateurs. Ce mécanisme peut être rendu obligatoire pour un secteur ou une filière.

2. Localisation géographique des cas traités dans la fiche

Des dispositifs d'affichage environnemental existent dans le monde entier (d'initiatives privées ou publiques) mais se ils limitent à l'empreinte carbone des produits. L'affichage multi-critères tel que développé aujourd'hui en France, visant à inclure un indicateur pour qualifier la dégradation de la biodiversité, en plus de l'empreinte carbone du produit (et peut-être encore d'un autre indicateur), n'existe qu'en France.

3. Définition

L'instrument de cette intervention publique est la fourniture d'information au consommateur, sur le lieu de vente, relative aux impacts environnementaux (dont contribution à l'érosion de la biodiversité) imputables à un produit de grande consommation tout au long de son cycle de vie (« du berceau à la tombe » c'est-à-dire depuis les matières premières jusqu'à la phase déchet).

4. Objectifs

L'objectif général est de fournir au consommateur une information sincère, objective et complète sur les impacts environnementaux imputables aux produits de grande consommation, notamment agro-alimentaires, tout au long de leur cycle de vie.

Les objectifs spécifiques sont 1) d'orienter la demande des consommateurs vers les produits générant le moins d'impacts environnementaux négatifs et 2) d'inciter ainsi les producteurs à éco-concevoir leurs produits, à les améliorer du point de vue de leurs impacts environnementaux via le marché.

Dès lors, ce dispositif devrait conduire les exploitants agricoles et les industries agro-alimentaires notamment à faire évoluer leurs pratiques pour un moindre impact environnemental, qu'il s'agisse des enjeux de biodiversité, qualité de l'eau, ou du changement climatique.

5. Historique

L'article 54 de la loi n°2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement (Grenelle 1) mentionne que : « Les consommateurs doivent pouvoir disposer d'une information environnementale sincère, objective et complète portant sur les caractéristiques globales du couple produit/emballage et se voire proposer des produits respectueux de l'environnement à des prix attractifs. La France soutiendra la reconnaissance de ces mêmes exigences au niveau de l'Union européenne.

La mention des impacts environnementaux des produits et des offres de prestation de services en complément de l'affichage de leur prix sera progressivement développée, y compris au niveau communautaire, [...].

Référentiel des bonnes pratiques de l'affichage environnemental (document BP-X-30 323) de septembre 2009.

6. Niveau de mise en œuvre

A ce jour, le niveau de mise en œuvre n'est pas arrêté en France, le dispositif devant donner lieu à expérimentation à compter du 1er juillet 2011.

L'affichage environnemental devrait s'appliquer à l'ensemble des produits de consommation courante quels que soient leurs modes de distribution. À titre d'exemple et de manière non exhaustive, les produits destinés aux applications suivantes entreraient dans le champ d'application de l'affichage environnemental : alimentation, hygiène, équipement et entretien de la maison, habillement, loisirs (sport, bricolage, culture, etc.), technologies de l'information et de la communication, luxe. Exemples de services : fourniture d'énergie ou d'eau, transport public (ticket de métro), pressing (kg de linge repassé), téléphonie, Internet (minute de communication), etc. Par ailleurs, les échantillons et produits publicitaires donnés à titre promotionnel lors de l'achat de produits ou service sont également inclus dans le champ d'application.

L'affichage environnemental devrait s'appliquer sur le lieu d'achat ou d'acquisition. Il devrait couvrir aussi bien les magasins que les catalogues et les sites Internet de vente à distance.

L'affichage environnemental ne devrait porter que sur les impacts environnementaux générés par les produits. Il ne couvre pas les autres aspects du développement durable.

7. Acteurs

En ce qui concerne les produits agricoles et agro-alimentaires : exploitants agricoles, filières agricoles, transformateurs, distributeurs, consommateurs, chercheurs, consultants, instituts techniques agricoles, bureaux certificateurs, ADEME, AFNOR, Ministères, Union européenne, OMC.

8. Description du mécanisme

Il s'agit d'orienter les comportements d'achat des consommateurs vers les produits présentant les impacts environnementaux les plus faibles. A ce stade des travaux en cours menés au sein d'une plate-forme AFNOR-ADEME, les indicateurs pourraient être les suivants :

- les émissions de gaz à effet de serre ;
- l'eutrophisation et l'écotoxicité rassemblés sous l'enjeu pollution des eaux (par les nitrates provenant des engrains azotés - chimiques et organiques- et les phytosanitaires) ;
- l'érosion de la biodiversité , exprimés à partir d'un indicateur de surfaces de biodiversité préservées durant l'étape de production d'un bien (ou, inversement, un critère d'occupation des sols reflétant les atteintes à la biodiversité).

Ces indicateurs, exprimés sous forme quantitative, seraient rapportés à une unité telle que le kilogramme ou le litre de produit.

L'affichage environnemental pourrait aussi inciter les producteurs, transformateurs et distributeurs à éco-concevoir leurs produits. Cette mesure consistant à fournir de l'information au consommateur (l'aval) pour entraîner les producteurs (l'amont) à produire en limitant les impacts générés de leur activité pour gagner des parts de marché.

9. Exemples, illustrations

Des acteurs privés de la distribution (Casino et Leclerc) ont des initiatives proches de l'affichage environnemental grenellien.

Ces initiatives privées sont volontaires, ne portent que sur les produits de la marque distributeur et ne renseignent que sur l'empreinte carbone des produits.

10. Articulation avec d'autres outils

L'affichage environnemental devra s'articuler avec d'autres dispositifs fournissant une information relative à l'impact des produits sur l'environnement comme le label « Agriculture biologique », ou bien avec des labels sans référence à l'environnement comme « le label rouge », « le label régional », « la certification de conformité », « l'appellation d'origine contrôlée » (AOC).

Une articulation devra être aussi trouvée avec le niveau 3 de la certification environnementale des exploitations agricoles en France (certification HVE pour Haute Valeur Environnementale) : en effet, au regard de la Loi d'engagement national pour l'environnement, les productions issues de ces exploitations pourraient avoir la possibilité de le faire valoir et de l'afficher.

Une bonne compréhension de l'ensemble des informations fournies aux consommateurs requiert de la pédagogie (affichage environnemental mais aussi étiquette nutritionnelle, prix, prix au kilo, date de péremption).

11. Atouts et limites *a priori*

L'affichage environnemental peut être un moyen efficient d'inciter à l'éco-conception chez les producteurs via le marché et sans passer par des normes uniques et homogènes, pouvant être plus coûteuses pour le tissu industriel.. La définition des méthodes pour évaluer et afficher les impacts des produits a fait l'objet de travaux centralisés au sein de la plate-forme ADEME AFNOR, ce qui en réduit le coût global, car les éléments d'analyse sont publics.

Le risque est celui d'un trop grand nombre d'informations apportées au consommateur et de la complexité de chacune de ces informations.

12. Éléments d'évaluation ex-post

L'affichage environnemental n'ayant pas encore été mis en œuvre, une évaluation *ex post* n'est pas réalisable à ce jour.

13. Perspectives

L'article 85 de la loi Grenelle 2 précise que « À partir du 1er juillet 2011, et après concertation avec l'ensemble des acteurs des filières concernées, une expérimentation est menée, pour une durée minimale d'une année, afin d'informer progressivement le consommateur par tout procédé approprié du contenu en équivalent carbone des produits et de leur emballage, ainsi que de la consommation de ressources naturelles ou de l'impact sur les milieux naturels qui sont imputables à ces produits au cours de leur cycle de vie ». Cette expérimentation fait l'objet d'un bilan transmis au Parlement évaluant l'opportunité d'une généralisation de ce dispositif.

« Sur la base de ce bilan, le cas échéant, un décret en Conseil d'Etat fixe les modalités de généralisation du dispositif. Il précise, en tenant compte de la spécificité des très petites entreprises à remplir l'objectif demandé, la nature de l'information à apporter, les supports de l'information, les responsabilités respectives des acteurs économiques, les modalités d'enregistrement des données et les modalités d'accès aux données scientifiques fondant cette information, ainsi que les catégories de produits visées par cette obligation. Des décrets en Conseil d'Etat précisent, sur la base des règles ainsi définies, pour chaque catégorie de produits, la nature des informations pertinentes selon leur mode de distribution, les supports d'information ainsi que les référentiels à utiliser ».

14. Bibliographie

Référentiel de bonnes pratiques. Principes généraux pour l'affichage environnemental des produits de grande consommation. *General principles for an environmental communication on mass market products*. BP X 30-323 © AFNOR Septembre 2009.

<http://affichage-environnemental.afnor.org/>

Comité Opérationnel n°23 : « Consommation ». Rapport final au Ministre d'Etat, Ministre de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire.

http://www.legrenelle-environnement.fr/IMG/pdf/Rapport_final_comop_23_consommation.pdf

Grenelle 1. Loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement.

<http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000020949548>

Grenelle 2. Loi portant engagement national pour l'environnement.

Fiche 19 : Information sur les performances des entreprises

1. Type de mécanisme économique

Dispositif visant à internaliser les impacts positifs et négatifs sur l'environnement des entreprises, en informant toutes les parties prenantes. Ce type de dispositif peut être obligatoire ou volontaire.

2. Localisation géographique des cas traités dans la fiche

En France, des dispositions réglementaires obligent certaines entreprises à fournir une information sur leur performance environnementale. Au niveau mondial, les démarches volontaires sont prédominantes et sous la pression des parties prenantes des entreprises.

3. Définition

Les outils d'information sur les performances des entreprises, volontaires ou réglementaires, informent les parties prenantes de l'entreprise et le public sur les pratiques environnementales des entreprises.

4. Objectifs

Ces outils visent à favoriser la transparence sur les pratiques environnementales des entreprises. Ils portent généralement sur la démarche globale des sociétés privées en faveur du développement durable et incluent donc également des informations sociales et sociétales.

Au-delà de l'information du public, ces outils peuvent favoriser le dialogue sur les aspects concrets du développement durable, entre le conseil d'administration, les actionnaires ou associés, les directions exécutives et les salariés au sein même de l'entreprise.

Le souci d'afficher une image positive à l'extérieur et la mise à disposition, en interne, de données et d'analyse concrètes peuvent contribuer à l'amélioration des performances environnementales voire économiques des entreprises.

5. Historique

- 1976 : première rédaction des Principes directeurs de l'OCDE dont un des principes concerne la publication d'informations sociales et environnementales par les multinationales ;
- 1997 : lancement de la GRI (*global reporting initiative*), par la Coalition for *Environmentally Responsible Economies* (ONG réunissant des investisseurs et des associations environnementales) suite à la marée noire causée par *l'Exxon Valdez* et qui a entraîné d'importantes pertes financières ;
- 2000 : lancement par Kofi Annan du Pacte Mondial à New York. Il s'agit de 10 principes (enjeux sociaux, environnementaux et sociétaux) que les entreprises s'engagent à respecter notamment par la publication annuelle d'un rapport sur les progrès ;
- Au niveau environnemental, les entreprises sont invitées à se montrer prudentes devant les grands problèmes touchant l'environnement, à adopter des pratiques environnementales plus responsables et à mettre au point ou à diffuser des technologies respectueuses de l'environnement ;
- 2000 : lancement par des investisseurs de la *Carbon Disclosure Initiative*. Il s'agit d'une demande de grands investisseurs internationaux pour obtenir des entreprises des informations sur leurs émissions de gaz à effet de serre ;
- 2001 : publication en France de la loi n°2001-420 du 15 mai 2001 relative aux nouvelles régulations économiques (NRE). Elle contient dans son article 116 une disposition qui impose aux entreprises cotées sur le marché réglementé de publier, dans leur rapport annuel, des informations sur la manière dont elles gèrent leurs impacts sociaux et environnementaux. Un décret en Conseil d'Etat et un arrêté complètent le dispositif en établissant une liste des informations demandées. L'ensemble de ces dispositions est dénommé « dispositif NRE ». La France a fait œuvre de pionnière en adoptant ce texte ;

- 2006 : publication d'une troisième version du référentiel de « *reporting* » de la GRI accompagné des référentiels spécifiques pour certains secteurs d'activité ;
- 2008 : publication par la CNUCED (conférence des nations unies sur le commerce et le développement) de lignes directrices sur des indicateurs de la responsabilité d'entreprise dans les rapports annuels ;
- 2009 : en France, la loi du 3 août 2009 de programmation relative au Grenelle de l'environnement pose le principe d'un nouveau développement des dispositions réglementaires françaises en matière de publications extra financières. Il s'agit notamment de préciser le périmètre de consolidation (inclure les filiales et les entreprises contrôlées) et d'étendre le dispositif au delà des sociétés cotées sur le marché réglementé ;
- Fin 2010 : sous-réserve d'un vote positif par les organismes membre de l'Iso, publication des lignes directrices ISO 26 000 élaborées selon un processus de normalisation. Les questions centrales de la responsabilité des organisations traitent notamment de l'environnement, elles pourraient influencer notamment les publications extra financières des entreprises.

Le développement de la réglementation française s'inscrit donc dans un contexte international marqué par le développement des démarches de responsabilité sociétale des entreprises (RSE) et de publications extra-financières.

6. Niveau de mise en œuvre

Au niveau français, le dispositif NRE a accéléré la diffusion des démarches de « *reporting* » auprès des grandes entreprises. De fait l'ensemble des entreprises du CAC 40 et une majorité du SBF 120 publient aujourd'hui des informations sociales et environnementales. La situation est plus contrastée pour les petites capitalisations et on estime qu'environ le tiers des entreprises concernées respectent la réglementation.

Au niveau mondial la situation est similaire puisque qu'on comptait une centaine de rapports aux début des années 2000 alors que selon la GRI, la pratique se généralise chez les grandes entreprises avec plus de 3 000 entreprises utilisant en 2008 son référentiel G3.

7. Acteurs

Les entreprises qui collectent et publient l'information mais également les organes de gouvernance.

Les actionnaires qui, avec le développement de l'Investissement Socialement Responsable, peuvent exploiter l'information dans le choix d'investissement.

Les salariés et les IRP.

Potentiellement toutes les autres parties prenantes de l'entreprise : ONG environnementales, droits de l'homme, consommateurs, pouvoirs publics (notamment locaux), riverains...

8. Description du mécanisme

Les dispositions françaises relatives à la publication d'informations extra financières imposent aux entreprises d'expliquer, dans leur rapport annuel, ce qu'elles font pour mieux gérer leurs impacts sociaux et environnementaux. Ce dispositif met l'information sociale et environnementale au même niveau que l'information financière. La possibilité d'une sanction dépend d'un recours d'une partie prenante et notamment des actionnaires impliqués en matière d'investissement socialement responsable.

Le rapport annuel, qui est soumis à l'assemblée générale, est au cœur de la gouvernance de l'entreprise. La présence d'informations sur les pratiques sociales et environnementales de l'entreprise peut favoriser le dialogue et l'adoption de mesures en faveur du développement durable ainsi qu'une stratégie de performance globale qui associe réussite économique, bien être social et respect de l'environnement.

Dans un contexte d'intérêt croissant pour l'information environnementale, nombre d'entreprise hors du champ de la réglementation NRE publient des rapports environnementaux sur une base volontaire, en suivant par exemple la méthodologie du GRI, ou celle liée à leur engagement dans un système de management environnemental, certifié ISO 14 001 ou 26 000 ou enregistré EMAS.

9. Exemples, illustrations

Partie non renseignée.

10. Articulation avec d'autres outils

Partie non renseignée.

11. Atouts et limites a priori

La théorie économique met en avant les avantages liés à une meilleure information environnementale, y compris pour les entreprises qui la fournissent : ainsi, la mise à disposition du public d'une information factuelle et précise concernant les risques environnementaux permet d'améliorer l'estimation des risques, de rendre opérationnel le principe de précaution, qui nécessite beaucoup d'information. Elle augmente l'efficacité de la prévention et des recours face au risque environnemental, à condition de donner aux destinataires de l'information les moyens financiers et légaux d'agir. L'information du public contribue à favoriser les négociations entre pollueurs et pollués et l'équité dans la prise en charge du risque – les individus ne se voient pas imposer un risque qu'ils ignorent.

Si les avantages sont nombreux, l'utilisation de l'information dans la régulation soulève néanmoins plusieurs questions. Il convient d'apprecier la teneur et le degré de détail des informations communiquées (coût de collecte pour l'entreprise et coût d'analyse pour le public). La nature de l'information ou des rapports dépend de la certification dont ils font ou non l'objet. Des rapports peuvent traduire un souci d'information du public à des fins d'image ou de marketing et ne comporter qu'un nombre restreint d'informations.

12. Eléments d'évaluation ex-post

La première évaluation de la loi française NRE, par les associations Orse, Orée et EpE, a souligné l'intérêt du dispositif pour mobiliser les grandes entreprises tout en regrettant l'insuffisance des explications données par le gouvernement. Le rapport évoque certaines faiblesses du décret mais appelle à la stabilité du dispositif pour laisser aux entreprises le temps de développer leur savoir-faire.

Une nouvelle évaluation, demandée en 2007 aux services d'inspection des trois ministères en charge de l'économie, du travail et de l'écologie, a abouti à des conclusions équivalentes : le dispositif est utile et il a mobilisé les plus grandes entreprises en faveur du développement durable. La priorité, selon les inspecteurs, est d'accompagner les entreprises pour que la loi soit mieux appliquée (notamment chez les entreprises hors CAC 40).

Lors des débats sur l'article 53 de la loi du 3 août 2009 dite de programmation relative au Grenelle de l'environnement, les parlementaires ont demandé qu'un bilan public du dispositif soit réalisé en préalable à son extension. A cette fin, le Commissariat général au développement durable a invité, au mois de février 2009, les organisations intéressées par le dispositif NRE à communiquer un avis sur le dispositif et sur le projet d'extension. Ce travail a permis d'établir des analyses sur le niveau d'application du dispositif, la régulation du système en l'absence de sanctions administratives spécifiques, la clarification du périmètre (inclusion des filiales contrôlées), l'extension du dispositif...

13. Perspectives

Initiée en 2005, la norme ISO 26000 a pour objectif de définir et clarifier le concept de responsabilité sociétale. Parmi les thèmes environnementaux qu'elle aborde figurent la protection de la biodiversité, des espèces endémiques ou menacées, la valorisation des services écosystémiques et la réhabilitation des habitats naturels. Pour satisfaire cette norme, une organisation doit ainsi identifier ses impacts négatifs potentiels sur les écosystèmes, prendre des mesures pour éliminer ou réduire ces impacts, mettre en œuvre une stratégie intégrée de gestion des écosystèmes qui promeut leur conservation et leur utilisation durable ou encore intégrer la protection de certains habitats dans le développement des bâtiments et travaux de construction.

14. Bibliographie

Rapport de mission remis au gouvernement : « Bilan critique de l'application par les entreprises de l'article 116 de la loi NRE ». Disponible à :

<http://www.oree.org/docs/grenelle/rapport-nre.pdf>

Rapport des services d'inspections, 2007.

Synthèse des contributions (CGDD), 2009.

Fiche 20 : Outils d'auto-évaluation des entreprises

1. Type de mécanisme économique

Outils informationnels visant à internaliser les impacts (positifs et négatifs) et des dépendances des entreprises vis-à-vis des services rendus par les écosystèmes.

2. Localisation géographique des cas traités dans la fiche

La fiche traite d'outils français et internationaux.

3. Définition

Des outils ont été récemment développés pour permettre aux entreprises d'auto-évaluer leurs interactions avec la biodiversité, c'est-à-dire à la fois les impacts (positifs ou négatifs) de leurs activités sur la biodiversité et leurs liens de dépendance avec les services rendus par les écosystèmes, sur l'ensemble de la chaîne de valeur.

4. Objectifs

Les entreprises dépendent des services rendus par les écosystèmes, tels que l'eau douce (ex : industrie agro-alimentaire), le bois (ex : confection de meubles), les ressources génétiques (ex : industrie pharmaceutique), ou encore la protection contre les risques naturels (ex : assurances). Bien souvent, les entreprises n'ont pas conscience de ces liens de dépendance, des impacts qu'elles génèrent sur le vivant, et des risques et opportunités qui en découlent.

Les outils d'auto-évaluation visent à mettre en évidence ces interactions, soit pour inciter les entreprises à élaborer des programmes d'actions pour mieux gérer les liens entre la santé des écosystèmes et leur rentabilité (cas de *'Ecosystem Services Review'*, ESR, cf. infra), soit pour permettre aux investisseurs (banque, assurance) d'évaluer les risques et opportunités d'une entreprise en lien avec la biodiversité (cas de *'Ecosystem Services Benchmark'*, cf. infra).

5. Historique

Les travaux du *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA) ont permis de poser le cadre d'analyse des liens entre entreprises et biodiversité. Plusieurs initiatives aux niveaux européen et international se sont notamment développées suite au lancement en 2007 de l'initiative « *EU Business and Biodiversity* ». L'objectif de cette initiative est de reconnaître les progrès réalisés par certains groupes industriels dans la protection de la biodiversité et d'encourager les entreprises à intégrer la biodiversité dans leur stratégie de développement, d'innovation et de création de marchés.

C'est dans ce contexte que des outils d'auto-évaluation ont été proposés, notamment :

- L'Evaluation des services rendus par les écosystèmes (ESR) conçue par le World Business Council for Sustainable Development (WBCSD), le World Resources Institute (WRI) et le Meridian Institute et lancé en mars 2008¹⁴⁸ ;
- L'Ecosystem Services Benchmark (ESB) proposé par The Natural Value Initiative en 2009, et qui vise à permettre aux investisseurs d'identifier les entreprises pro-actives en matière de biodiversité dans les secteurs de l'agro-alimentaire et du tabac. L'outil ESR a été traduit en langue française par trois entreprises membres de l'association EpE (Entreprises pour l'Environnement, le partenaire français du WBCSD), en partenariat avec l'institut Inspire ;
- L'Indicateur d'interdépendance Entreprise-Biodiversité (IIEB), développé par l'association Orée et la Fondation pour la recherche sur la biodiversité en France en 2008, qui s'adresse à la fois aux entreprises et aux collectivités.

¹⁴⁸ L'outil ESR a été traduit en langue française par trois entreprises membres de l'association EpE (Entreprises pour l'Environnement, le partenaire français du WBCSD), en partenariat avec l'institut Inspire.

6. Niveau de mise en œuvre

S'agissant de l'ESR, le World Resources Institute estime qu'entre 200 et 300 entreprises ont utilisé cet outil de 2008 à début 2010. En France, l'IIEB a été testé sur une quarantaine d'entreprises, mais son utilisation spontanée n'est pas encore observée.

7. Acteurs

Différents acteurs peuvent être associés à ces outils :

- La conception de l'outil implique généralement des organisations non gouvernementales, des fédérations d'entreprises, des investisseurs ou des autorités publiques ;
- Les outils visent les entreprises privées et publiques (principalement) et, secondairement, les collectivités pour mener leur auto-évaluation, ou le secteur financier pour orienter ses investissements ;
- Pour s'approprier l'outil et se faire accompagner dans la démarche d'auto-évaluation, les entreprises peuvent avoir recours à des consultants, notamment lorsqu'elles ne disposent pas en interne d'une ou plusieurs personnes ayant une certaine expertise sur la biodiversité.

8. Description du mécanisme

Les outils d'auto-évaluation existants relèvent tous d'une démarche volontaire de la part des entreprises. Ils s'appuient sur un schéma d'évaluation similaire, à savoir une première étape d'identification des impacts et dépendances vis-à-vis de la biodiversité, et une seconde étape d'évaluation des risques et opportunités liés aux interactions précédemment identifiées.

Les interactions évaluées sont à la fois directes (ex : production dépendante d'un approvisionnement stable en ressources naturelles) et indirectes (ex : vulnérabilité des fournisseurs, sensibilité des clients).

Ces outils viennent compléter et non se substituer aux outils de management environnementaux existants.

9. Exemples, illustrations

L'outil « Evaluation des services rendus par les écosystèmes aux entreprises » (ESR).

L'ESR se veut un outil au service de la stratégie biodiversité de l'entreprise, en complément des systèmes de management environnementaux existants. Son application nécessite la formation d'une équipe dédiée, au sein de laquelle les fonctions de l'entreprise doivent être représentées. Pour chaque étape, différents acteurs (dirigeants, analystes, etc.) peuvent être sollicités et diverses sources d'information utilisées (analyses internes, experts, ONG, etc.).

Sa méthodologie comporte cinq étapes :

1. le choix du périmètre, qui doit avoir une importance stratégique pour l'entreprise et être suffisamment délimité pour permettre une évaluation de qualité ;
2. l'identification des services écosystémiques qui concernent l'entreprise, en termes de dépendance (service servant d'intrant ou offrant des conditions assurant ou améliorant la performance de l'entreprise) et d'impacts (directs et indirects) ; à partir de là, l'entreprise identifie les services prioritaires, c'est-à-dire ceux qui sont sources de risques et d'opportunités commerciaux ;
3. l'analyse des tendances d'évolution des services écosystémiques prioritaires ;
4. l'identification des risques et opportunités commerciaux, en fonction des évolutions des services prioritaires (risques opérationnels, réglementaires/juridiques, de réputation, de marché/de produit, de financement) ;
5. l'élaboration de stratégies pour répondre aux risques et opportunités associés aux services écosystémiques, au niveau interne ou en partenariat avec des parties prenantes.

A l'issue de cette évaluation, l'entreprise, en rendant compte de sa dépendance et des impacts de ses activités sur les services, sera mieux à même de gérer ses risques et opportunités.

L'outil « Evaluation des interrelations Biodiversité et Entreprises pour la vie » (EBEvie)

Développé en 2010 par le MEDDTL, cet outil a été conçu de façon à permettre aux entreprises d'évaluer leurs liens d'interdépendance avec la biodiversité et, ce faisant, de les sensibiliser aux enjeux de la biodiversité et de leur montrer combien celle-ci est importante pour le développement de leur activité. Sa conception, simple et pratique, doit permettre une appropriation facile par les PME et les TPE.

L'outil se présente sous la forme d'un parcours organisé autour de trois niveaux :

Le premier niveau, intitulé « comprendre », met en évidence les liens qui peuvent exister entre l'entreprise et la biodiversité sous la forme d'exemples illustrés et de données chiffrées ;

Le deuxième niveau, intitulé « évaluer », permet à l'entreprise d'évaluer, pour chaque fonction qui la compose (finance, ressources humaines, marketing, etc.) le niveau de sensibilité/vulnérabilité de la fonction à la biodiversité ainsi que le niveau d'impact de la fonction sur la biodiversité ;

Le troisième niveau, intitulé « agir », propose une série d'actions à mettre en œuvre afin que l'entreprise intègre mieux la biodiversité dans sa stratégie de développement.

L'outil développé par le MEDDTL n'a pas vocation à se substituer aux outils développés par ailleurs mais à constituer un préalable avant la mise en œuvre d'une méthodologie plus complexe. Il se veut simple et pédagogique, de façon à ce que tout type d'entreprise puisse se l'approprier. Il est accessible en ligne sur le site www.biodiversite2010.fr.

10. Articulation avec d'autres outils

L'exercice d'auto-évaluation mené par une entreprise, en ce qu'il peut conduire à des plans d'actions, peut être associé à l'utilisation de nombreux instruments économiques, par exemple les paiements pour services environnementaux, les mesures compensatoires des atteintes à la biodiversité ou la labellisation des processus ou produits.

11. Atouts et limites a priori

Les outils d'auto-évaluation permettent à l'entreprise de dresser son « profil biodiversité » et ce à plusieurs niveaux :

- identifier et décrire les impacts positifs et négatifs de l'entreprise sur la biodiversité ;
- au-delà des impacts, révéler à l'entreprise ses liens de dépendance vis-à-vis des écosystèmes ;
- inciter l'entreprise à concevoir des plans d'actions pour mieux gérer ses impacts et prendre en compte ses liens de dépendance dans son mode de production, afin d'en diminuer les risques et d'en augmenter les opportunités.

Par ailleurs, ces outils reposent sur un concept émergent – les services rendus par les écosystèmes – qui permet à l'entreprise de mieux intégrer les enjeux liés à la biodiversité, et également de faire le lien entre la biodiversité et les autres sujets environnementaux (ex. émissions de GES, gestion de l'eau, des déchets, etc.).

Les limites a priori sont liées d'une part au manque prévisible d'expertise sur les services écosystémiques au sein des entreprises pour mener l'auto-évaluation (ce qui peut nécessiter le recrutement d'une personne dédiée), d'autre part à la nature principalement qualitative de l'évaluation proposée, qui ne permet pas toujours d'aboutir à un diagnostic « lisible » et opérationnel pour les dirigeants.

12. Éléments d'évaluation ex-post

Les premiers éléments d'évaluation ex-post peuvent être présentés pour l'ESR, qui a été testé par plusieurs entreprises pilotes en France (ex : Veolia, Durance, Michelin).

Selon ces entreprises, l'outil est relativement simple d'utilisation (traduction de la notion de services écosystémiques en langage simple et compréhensible par l'entreprise), même si certaines entreprises ont conduit leur évaluation sur la base d'une grille simplifiée. La démarche opérationnelle proposée en cinq étapes constitue une valeur ajoutée par rapport aux outils existants, considérés par les entreprises comme trop conceptuels. Enfin, l'ESR constitue un outil de management et de mobilisation des équipes, adaptable à différents secteurs et départements.

Toutefois, l'ESR a ses propres limites :

- la bonne utilisation de l'ESR requiert des compétences en interne, en écologie ou en économie, dont les entreprises ne disposent pas forcément ; bien souvent, l'ESR ne peut être utilisé en autonomie par l'entreprise, qui devra faire appel à un consultant pour mener à bien son évaluation ;
- l'ESR n'est pas un outil englobant dans le sens où l'entreprise, pour avoir une image la plus complète possible de ses interactions avec la biodiversité, sera amenée à mener plusieurs évaluations successives, sur différents périmètres ; un tel exercice est exigeant, et demande une implication certaine du management.

On ne dispose pas à ce stade d'éléments d'évaluation de l'impact de l'outil sur les pratiques des entreprises.

13. Perspectives

En France, dans le cadre de son plan d'actions sur l'intégration de la biodiversité auprès des entreprises, le MEDDTL a mis en place en 2010 un outil d'auto-évaluation en ligne pour les entreprises, appelé EBEnvie. En s'appuyant sur l'ESR et les autres outils existants, l'objectif est de développer un outil simple, pratique et pédagogique afin que les entreprises de tout secteur et de toute taille puissent se l'approprier facilement (voir encadré ci-dessus).

Au-delà des outils d'auto-évaluation, des réflexions sont également menées, notamment au niveau de l'UE, pour intégrer la biodiversité dans la comptabilité des entreprises.

14. Bibliographie

World Business Council for Sustainable Development, Meridian Institute, World Resources Institute. 2008 (traduction française 2010 par EpE). Evaluation des services rendus par les écosystèmes aux entreprises. Guide Pratique pour l'identification des risques et opportunités issus de l'évolution des écosystèmes.

Grigg, A. Cullen, Z. Foxall, J. Crosbie, L. Jamison, L. and Brito, R. 2009. The Ecosystem Services Benchmark. Fauna & Flora International, United Nations Environment Programme Finance Initiative and Fundação Getulio Vargas - FGV.

Delannoy, E. 2009. « La biodiversité : un nouveau défi pour l'entreprise ». In Humanité et Biodiversité. Manifeste pour une nouvelle alliance. Ligue Roc.

Houyet, J. 2008. Intégrer la biodiversité dans les stratégies des entreprises. Ed. Orée et FRB.

MEDD. EpE. Orée. Comité français de l'IUCN. 2007. « La biodiversité, un atout pour vos sites d'entreprise. http://www.ecologie.gouv.fr/IMG/pdf/biodiversite_sit_ntreprise_web.pdf

MEDDTL : <http://www.biodiversite2010.fr/Entreprises-un-outil-pour-evaluer.html>

Fiche 21 : Obligations vertes

1. Type de mécanisme économique

Instrument financier visant à internaliser les bénéfices sur l'environnement.

2. Localisation des cas traités dans la fiche

États-Unis, Union Européenne et Malaisie.

3. Définition

Les « obligations vertes », ou « *green bonds* », sont un nouvel instrument financier ; il s'agit d'obligations liées au financement d'investissements en faveur de la préservation de l'environnement et notamment de la biodiversité ou de services écosystémiques.

4. Objectifs

Les gouvernements émettent des « green bonds » qui visent à favoriser les investissements pour la préservation de la biodiversité et des services écosystémiques. De telles obligations permettent par exemple d'assurer le financement de zones naturelles protégées. L'attrait pour ces obligations peut être développé par l'exemption de taxes sur les revenus liés, la diminution du risque avec la garantie du remboursement à terme, etc.

5. Historique

Outil nouveau, rencontré en Amérique du Nord et légèrement en Europe.

6. Niveau de mise en œuvre

Pour l'instant, les obligations vertes accompagnent principalement les projets qui visent la réduction des émissions de gaz à effet de serre.

7. Acteurs

Les projets visant la préservation de la biodiversité ou des services écosystémiques peuvent être portés à différents niveaux. Les obligations sont émises par les États et une garantie pourrait être apportée au niveau international.

8. Description du mécanisme économique

Une des problématiques économiques rencontrées pour investir dans la biodiversité est qu'un investissement aujourd'hui ne délivre des bénéfices que dans le futur. Ces bénéfices à long terme sont associés à des risques élevés : risques de défaut de l'entrepreneur, risques liés aux évolutions futures des marchés. Pour obtenir un financement, les entrepreneurs proposent donc une prime de risque élevée, qui n'est toutefois pas toujours suffisante pour trouver un financement. L'avantage des obligations vertes peut être la garantie du remboursement à terme qui rend l'obligation moins risquée, ou l'exonération de taxe sur le rendement de l'obligation, rendant le produit financièrement plus intéressant.

9. Exemples et illustrations

Les obligations vertes ont connu un développement avec un amendement de la loi américaine sur la création d'emploi en 2004, dont le titre officiel est « *the Brownfields Demonstration Program for Qualified Green Building and Sustainable Design Projects* ». Cet amendement a été conçu pour fournir des fonds en faveur d'un développement respectueux de l'environnement à partir de 2 milliards de dollars d'obligations notées AAA. L'objectif est de réhabiliter des sites industriels ou commerciaux contaminés et d'encourager les économies d'énergie et l'utilisation d'énergies renouvelables. Pour accéder à ces fonds, les

projets de constructions doivent couvrir au moins 8 hectares. En outre le projet doit produire une partie de son énergie et respecter des standards d'émission de GES. Le premier projet ainsi financé est un complexe commercial au nord de l'État de New-York appelé « *Destiny USA* » et qui a bénéficié de 238 millions de dollars sur 1 milliard provenant de la vente d'obligations vertes au public en février 2007.

A plus petite échelle, il existe des actions au niveau des États fédérés. Par exemple, en avril 2007, la Commission du service public de la Virginie occidentale a supervisé la vente pour de 459,3 millions de dollars d'obligations pour le développement d'équipements permettant de réduire les émissions de centrales électriques responsables de pluies acides et de « *smog* ».

En mai 2007, la banque européenne d'investissement a émis pour plus d'un milliard d'euros pour financer des projets d'énergies renouvelables dans la perspective de l'objectif européen de production de 20 % d'énergie renouvelable d'ici 2020. C'est d'ailleurs la première utilisation de ce mécanisme en Europe.

Dans ce cas, l'obligation est détenue pendant cinq ans avant d'être rachetée à la valeur nominale majorée d'une somme liée à la performance de l'index FTSE4. Un retour sur investissement de 5 % minimum est assuré.

En Malaisie, le gouvernement a approuvé en 2006 l'émission d'obligations à 15 ans pour couvrir la reforestation de 375 000 hectares dans un contexte d'exportation massive de bois.

10. Articulation avec d'autres outils

Partie non renseignée.

11. Atouts et limites *a priori*

Plusieurs avantages peuvent être relevés pour ce mécanisme : il n'y a pas ou peu de coût d'entrée pour les États participants ; tous les pays peuvent émettre de telles obligations.

12. Éléments d'évaluation ex-post

Partie non renseignée.

13. Perspectives

Ce mécanisme pourrait être appelé à se développer car il permet une politique de préservation homogène et cohérente à l'échelle internationale, en particulier, dans le cas où les obligations seraient émises, et surtout garanties au niveau international.

14. Bibliographie

CBD, « A review of innovative international financial mechanisms for biodiversity conservation with a special focus on the international financing of developing countries' protected areas », 2008.

In World changing : <http://www.worldchanging.com/archives/008419.html>

Fiche 22 : Hypothèques environnementales

1. Type de mécanisme économique

Mécanisme de financement visant à internaliser les bénéfices de bonnes pratiques environnementales en y conditionnant l'accès au crédit.

2. Localisation des cas traités dans la fiche

Potentiellement dans les pays en développement.

3. Définition

Les hypothèques environnementales sont des produits financiers gagés sur la « bonne santé » d'un actif environnemental.

4. Objectifs

L'hypothèque environnementale vise à proposer un développement qui soit à la fois économiquement viable et respectueux de l'environnement en combinant l'approche de la micro-finance et des paiements, basés sur la performance, pour la conservation d'actifs environnementaux. Pour les populations rurales pauvres, l'actif qui a le plus de valeur est souvent la ressource naturelle intacte. Or il existe un fossé entre les avantages financiers liés à la conservation et ceux associés à l'exploitation de cette ressource. L'hypothèque environnementale vise à réduire ce déséquilibre. En gageant la valeur d'une hypothèque sur l'état du capital naturel, l'agent est incité à ne pas détruire ce dernier s'il veut conserver la possibilité d'emprunter. Il peut en effet exister des sanctions soit en cas de non remboursement soit dans le cas de la destruction de l'actif naturel considéré.

5. Historique

Concept ayant émergé au début des années 2000 ?

6. Niveau de mise en œuvre

La littérature indique que cet outil a essentiellement vocation à être utilisé dans les pays en voie de développement (riches d'un capital naturel intéressant), mais les exemples ne semblent pas très nombreux.

7. Acteurs

Emprunteurs, institutions financières (notamment de micro-finance), partenaires intéressés à la conservation des actifs environnementaux ciblés.

8. Description du mécanisme économique

Le mécanisme comporte trois étapes : il s'agit dans un premier temps de capitaliser un actif détenu par une communauté locale ; ensuite de faire en sorte que ce capital soit disponible pour ces communautés et pour les individus qui les composent via des mécanismes de micro-finance ; enfin, de coupler le retour sur capital investi à une combinaison d'objectif financiers, sociaux et environnementaux. Les communautés locales en échange de prêts ou d'autres produits financiers s'engagent donc à préserver un capital naturel. Les capitaux peuvent provenir de gouvernements, d'ONG, de fondations, etc.

9. Exemples et illustrations

Les exemples trouvés dans la littérature sont théoriques. Par exemple, il est proposé d'alimenter un fonds pour proposer des crédits accessibles avec des taux d'intérêts bas en échange de la préservation des tortues. Un indicateur de la préservation pourrait ainsi être le nombre de tortues issues d'une plage donnée.

10. Articulation avec d'autres outils

Partie non renseignée.

11. Atouts et limites a priori

Cet outil permet de lier les avantages d'un paiement direct et d'une préservation de long terme. En outre, il vise à la fois la préservation des actifs environnementaux dans des zones où les droits de propriété peuvent faire défaut et un développement durable des communautés locales concernées. Cet outil est particulièrement efficace pour réduire le fossé entre les coûts engendrés par la préservation de l'actif naturel et les bénéfices qui peuvent être retirés de son exploitation. Il peut d'ailleurs corriger la tendance décrite par la courbe environnementale de Kuznets en incitant à se développer de manière durable tout en assurant un certain niveau de revenu. Par ailleurs, ce mécanisme se différencie des mécanismes de charité, et favorise ainsi une action dans le temps ; pour cela le mécanisme doit pouvoir recouvrir les coûts de transaction, d'évaluation de l'actif, de dépréciation du capital, etc.

En revanche, il peut engager de très fortes sommes qui peuvent conduire à des perturbations sociales au sein des communautés. De plus, ce mécanisme ne permet pas de se prémunir d'éventuels passagers clandestins qui détruirait l'actif environnemental avant de se déplacer sur un nouveau site pour continuer leur activité.

Il existe donc des conditions de succès : cohésion de la communauté locale, conception du projet, implication de celui qui finance, gestion des institutions de financement, et, sur un plan environnemental, évaluation environnementale, bonne appréhension de l'actif naturel par la communauté, etc.

12. Éléments d'évaluation ex-post

Partie non renseignée.

13. Perspectives

Partie non renseignée.

14. Bibliographie

In Advanced conservation strategies :

http://www.advancedconservation.org/emortgages/ACS_emortgages_lowres.pdf

Fiche 23 : Quotas individuels transférables

1. Type de mécanisme économique

Mécanisme visant à réguler les quantités en définissant des droits de propriété limités sur la ressource et en organisant les échanges sur la base d'un marché régulé.

2. Localisation géographique des cas traités dans la fiche

Internationale, avec un focus sur l'Union européenne.

3. Définition

Le système de quotas individuels transférable (QIT) de pêche consiste à allouer individuellement aux pêcheurs des quotas sur une ressource halieutique qu'ils peuvent ensuite échanger sur un marché.

4. Objectifs

Les ressources halieutiques¹⁴⁹ sont considérées par l'analyse économique comme un exemple typique de biens communs, par conséquent susceptibles d'être surexploités (Rotillon, 2005). Cette analyse est confirmée par les faits dans un grand nombre de pêcheries à travers le monde montrant une tendance à l'effondrement des ressources halieutiques. Les chiffres de la FAO¹⁵⁰ permettent de prendre la mesure de cette surexploitation :

Année	Catégorie du stock (en % du stock total)					
	épuisés	en cours de relèvement	surexploités	pleinement exploités	modérément exploités	sous exploités
1998	6	3	16	44	NR	NR
2002	10		18	47	25	
2008 (chiffres 2007)	9	1	18	52	20	

Tableau 1 : Etat de la pression sur les stocks halieutiques dans le monde. Source : FAO.

Face à ce problème de surpêche, les pays concernés ont mis en place des politiques de régulation des stocks. Le régulateur peut, en pratique, jouer sur différentes variables de l'effort de pêche (taille des bateaux, puissance des moteurs, nature des filets, etc.) et sur les quantités pêchées. Ainsi, en Europe est pratiquée une régulation combinant réglementation de l'effort de pêche et quota global européen réparti entre Etats-membres. Les quotas de pêche peuvent être collectifs (QC), individuels (QI), ou individuels transférables (QIT). Selon la théorie économique, l'avantage QIT par rapport aux QC et aux QI est de minimiser le coût agrégé du respect du quota global. Cependant, les quotas pourraient également avoir un effet environnemental positif en créant une responsabilisation collective de ses propriétaires sur la ressource.

¹⁴⁹ La production mondiale de poissons en 2006 était de 143,6 millions de tonnes, dont 92 millions de tonnes issues des pêches de capture et le reste provenant de l'aquaculture. 77 % de ce volume était destiné à l'alimentation humaine, le reste à des fins non alimentaires. 35 millions de personnes y sont employées, 200 millions en dépendent (FAO).

¹⁵⁰ Les stocks sont classés en plusieurs catégories par rapport à ce qui constitue la Production maximale équilibrée (PME). Par ordre croissant de pression, on distingue les stocks sous-exploités, modérément exploités, pleinement exploités, surexploités, en cours de relèvement et épuisés.

5. Historique et Perspectives

Union européenne

En France, la régulation de l'accès aux ressources halieutiques s'inscrit dans le cadre de la Politique Commune de la Pêche (PCP). Les objectifs généraux visés par la PCP sont « une pêche et une aquaculture durables, dans un environnement marin sain qui puisse soutenir un secteur économiquement viable offrant des possibilités d'emploi et des perspectives d'avenir aux communautés côtières ». La PCP existe sous une forme indépendante de la Politique Agricole Commune depuis 1983, et a connu sa dernière réforme en 2002. Face aux problèmes persistants de la baisse des ressources halieutiques européennes et de surcapacités structurelles de pêches, une nouvelle réforme est actuellement en cours d'élaboration. Le Livre Vert de la Commission européenne sur le sujet est paru en avril 2009, tandis qu'en France se sont tenues les Assises de la Pêches en octobre et novembre 2009. Cette consultation nationale a abouti à un mémorandum exprimant la position française sur le sujet, qui a été remis à la Commission européenne fin décembre 2009.

Monde

Les politiques de régulation sont très contrastées. L'évolution historique des instruments de régulation va cependant dans le sens du développement de mécanismes de marché du type des quotas individuels transférables.

6. Niveau de mise en œuvre

Bien que cet instrument soit encore minoritaire, un nombre croissant de pêcheries dans le monde ont mis en place un système de quotas individuels transférables (Costello et al., 2008). Les systèmes de quotas non transférables (individuels ou collectifs) sont plus répandus.

7. Acteurs

Pêcheurs et leurs institutions représentatives, autorités de régulation (locale, nationale, ou internationale comme dans le cas de la PCP dans l'Union européenne), scientifiques (pour la fixation du niveau des quotas).

8. Description du mécanisme

Le raisonnement des quotas individuels transférables (QIT) repose sur l'idée de rendre l'utilisation de la ressource exclue et d'en limiter les possibilités de prélèvements. Le quota transférable introduit une flexibilité qui est normalement source d'efficacité économique en créant un marché de revente des quotas, afin d'atteindre les objectifs environnementaux à moindre coûts.

Si le quota n'est pas défini comme un droit de propriété à part entière il a les caractéristiques d'un droit d'accès. Aux Etats-Unis les quotas sont assimilés à un privilège de capture sur une partie des volumes autorisés (Buck, 1995).

Union européenne

Des quotas de pêche ou « Totaux admissibles de capture » (TAC) sont définis chaque année à l'échelle de l'Union européenne pour chaque stock de pêche sur la base d'une analyse scientifique suivie par une négociation politique. La répartition des TAC européens définis pour chaque stock en quotas nationaux s'effectue selon le principe de stabilité relative, c'est-à-dire selon une clef de répartition fondée sur les captures historiques des États, associée à de possibles compensations entre États.

Disposant de son propre quota national, chaque pays peut alors mettre en place un système de régulation de l'accès à la ressource qui lui est propre afin de faire respecter ce niveau de prélèvement. De fait, si la politique de la pêche est une compétence européenne, la gestion des divers droits de pêche relève de l'échelon national. En pratique, on observe ainsi une grande diversité de systèmes entre les États-membres, et parfois même en leur sein. Les droits s'attachent à différentes variables (effort de pêche, prélèvements), populations concernées (pêcheurs individuels, collectifs de pêcheurs), ainsi que par leurs caractéristiques telles que la durée, la transférabilité.

9. Exemples, illustrations

Les quotas individuels transférables dans l'Union européenne : échelle nationale ou locale (pêcheries).

Islande, Nouvelle-Zélande, etc. en sont des exemples. Un nombre croissant de pêcheries dans le monde (Costello et al., 2008).

10. Articulation avec d'autres outils

Union européenne

Trois variables sont actuellement utilisées dans le cadre de la PCP pour réguler l'accès aux ressources halieutiques : l'effort de pêche, les limitations de prélèvements (ou quotas), et des « mesures techniques » qui concernent les autres variables susceptibles d'influencer la capture (mailles des filets, etc.). Il s'agit donc d'un policy-mix associant régulation simultanée de l'input (effort de pêche), de l'output (quotas) et des techniques de prélèvement, essentiellement fondé sur des normes au sens économique du terme, c'est-à-dire une approche « command and control ». Les quotas de pêche ne sont donc que l'un des éléments d'une politique globale.

Outre les systèmes basés sur les droits, la PCP dispose d'un instrument financier incitatif, le Fonds européen pour la pêche (FEP) qui remplace l'Instrument Financier d'orientation de la pêche (IFOP). Ce fonds peut être ainsi mobilisé pour des actions en faveur d'une pêche durable, du renforcement des partenariats entre pêcheurs professionnels et scientifiques, ainsi que pour des mesures visant à l'adaptation de la flotte de pêche (aides financières aux pêcheurs en cas de mesures visant à limiter la surexploitation, reconversion, etc.).

11. Atouts et limites

Les quotas individuels transférables ont des propriétés particulièrement désirables sur le plan de l'efficacité économique (Buisson). Leur caractère individuel permet de supprimer l'incitation à la « course aux poissons », ce qui n'est pas le cas en l'absence de quota ou même dans le cas d'un quota collectif. Leur caractère échangeable permet l'égalisation des bénéfices marginaux liés au prélèvement à l'équilibre, minimisant ainsi le coût agrégé de respect du quota global. Un autre avantage des QIT serait de créer une incitation à la responsabilité collective sur le stock du fait que le quota constitue un actif économique que les pêcheurs souhaitent valoriser sur le long terme.

La limite principale des quotas de pêches concerne l'aspect social. D'une part les QIT peuvent favoriser la concentration dans le secteur au détriment des « petits pêcheurs » si des économies d'échelle existent. D'autre part se pose le problème des modes d'allocation initiale des droits.

D'autres limites sont communes à tout système de quotas, qu'ils soient transférables ou non (Buisson) : difficulté à fixer le quota global, coût du contrôle de respect des quotas, comportements de prises sélectives (« high grading »). Le tableau suivant donne une vision synthétique des principaux avantages et inconvénients éventuels de l'instrument.

Avantages	Inconvénients
<p>Quotas non transférables et transférables :</p> <ul style="list-style-type: none"> a. Elimine la « course au poisson » b. Diminue l'effort de pêche et permet un étalement des captures sur toute la saison de pêche contribuant à la soutenabilité de la pêcherie c. Elimine l'incitation au surinvestissement et suréquipement, permettant de pêcher à moindre coût <p>Quotas transférables :</p> <ul style="list-style-type: none"> d. Minimise les coûts de la politique environnementale e. Permet une souplesse de gestion plus grande f. Attribue une valeur propre au quota qui peut maintenant être valorisé g. Produit un effet additionnel de responsabilisation « stewardship » puisque le quota a maintenant une valeur à la revente 	<p>Quotas non transférables et transférables :</p> <ul style="list-style-type: none"> a. Difficulté à fixer le plafond général au niveau permettant la soutenabilité de la pêcherie b. Le mode d'attribution sur la base des captures historiques privilégie les pêcheurs ayant eu le comportement le plus opportuniste par le passé et non pas ceux ayant adopté une conduite responsable <p>Quotas transférables :</p> <ul style="list-style-type: none"> c. Crée une rente si le quota est acquis gratuitement d. Inégalité des nouveaux entrants une fois les quotas distribués, qui doivent payer leur quota sur le marché

12. Éléments d'évaluation ex-post

Union européenne

Selon MRAG et al. (2009), la mise en place d'une transférabilité des droits dans plusieurs États-membres de l'Union européenne aurait permis de rationaliser le secteur de la pêche et d'en augmenter la profitabilité. Cependant, la mise en place

de quotas individuels transférables peut avoir des conséquences sociales, notamment une concentration des quotas liée à la présence d'économies d'échelle dans le secteur de la pêche. En Nouvelle-Zélande, 80% des quotas sont ainsi détenus par 10 % des détenteurs (Buisson), la transférabilité ayant conduit de nombreux « petits » pêcheurs à cesser leur activité. Certains pays comme l'Islande ont pu limiter ce mouvement en limitant la concentration et en instituant deux marchés de quotas séparés.

La transférabilité vise avant tout à minimiser les coûts de l'effort pour respecter un quota fixé de façon exogène. Cependant, l'existence d'un marché de quotas peut inciter les pêcheurs à une gestion plus durable de la ressource puisqu'ils détiennent un actif dont la valeur varie avec le prix du quota (« stewardship incentive » dans la littérature anglo-saxonne). Cependant (Buisson), cet effet environnemental des QIT n'est pas observé dans tous les cas. En outre, la concentration dans le secteur de la pêche pouvant survenir suite à la mise en place des QIT peut conduire à la constitution de groupes de pression mieux à même d'influencer le choix des totaux admissibles de capture. Les QIT constituent donc un instrument économique intéressant mais leur mise en place devrait être accompagnée d'autres mesures visant à concilier les objectifs économique, social et environnemental (MRAG et al., 2009).

Monde

Une étude récente de Costello et al. (2008) parue dans la revue *Science* propose une analyse empirique globale sur l'efficacité environnementale des QIT à partir d'une base de données de 11 135 pêcheries commerciales. Les résultats de cette étude portent à un certain optimisme sur l'efficacité des QIT pour empêcher l'effondrement des ressources halieutiques. Si le lien de causalité est bien entendu difficile à établir, il apparaît que les pêcheries avec QIT bénéficient clairement d'une meilleure préservation du stock halieutique que les pêcheries qui en sont dépourvues. Ces résultats vont dans le sens des observations similaires obtenues au cas par cas (Buisson). Une simulation basée sur leur estimation économétrique montre que si toutes les pêcheries du monde s'étaient dotées d'un système de QIT depuis 1970, l'effondrement de la ressource halieutique n'aurait concerné que 9 % des pêcheries totales en 2003 au lieu de 25 à 30 % pour les pêcheries sans QIT.

13. Perspectives

Les politiques de régulation sont très contrastées dans le domaine de la pêche. Cependant l'évolution historique des instruments de régulation va dans le sens du développement de mécanismes de marché du type des quotas individuels transférables, et une accélération de la mise en œuvre de tels quotas n'est pas à exclure si des gardes fous concernant les effets pervers sont appliqués.

14. Bibliographie

Buck E., (1995), "Individual transferable quota in fishery management," CRS report for congress of U.S.

Buisson, G, « Les quotas individuels de pêche transférables : bilan et perspectives pour une gestion durable des ressources », note D4E, Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable.

Costello, Ch., Gaines, S.D., Lynham, J. (2008), « *Can Catch Shares Prevent Fisheries Collapse?* », *Science*, Vol. 321, n°5896, pp. 1678-1681.

Martinet, V., Blanchard, F. (2009), « *Fishery externalities and biodiversity : Trade-offs between the variability of shrimp trawling and the conservation of Fregatebirds in French Guiana* », *Ecological Economics*, Vol. 68, Issue 12, pp. 2960-2968.

Rotillon, G. (2005), Économie des ressources naturelles, Repères, Ed. La Découverte.

Fiche 24 : Droits d'aménagement transférables

1. Type de mécanisme économique

Mécanisme visant à réguler les pressions en définissant des droits de propriété limités sur la ressource et en organisant les échanges sur la base d'un marché régulé.

2. Localisation géographique des cas traités dans la fiche

États-Unis, Brésil, France.

3. Définition

Un droit d'aménagement transférable est un bien intangible cessible qui résulte du renoncement à un droit à construire dans une certaine zone.

4. Objectifs

L'objectif poursuivi par la mise en place d'un marché de DAT est d'orienter le développement de l'urbanisation conformément à des objectifs de politique publique. Il s'agit de garantir la protection de certaines zones naturelles, agricoles ou même de bâtiments présentant un intérêt prioritaire pour le paysage, ou le patrimoine en reportant la densification de la construction dans d'autres zones, tout en privilégiant l'efficacité économique et l'équité entre les acteurs. Il s'agit d'un outil d'aménagement du territoire à l'échelle locale.

5. Historique

Les droits de développement transférables existent depuis les années 1970 aux États-Unis. A la même époque, le transfert de COS (coefficients d'occupation des sols) a été développé de manière limitée en France. Les DAT sont également utilisés au Brésil depuis le début des années 2000 en particulier pour préserver la forêt.

6. Niveau de mise en œuvre

Les DAT sont utilisés dans environ 1 % des comtés des Etats-Unis et permettent de protéger en particulier des zones agricoles. En France, l'utilisation de l'outil est limité à quelques expériences.

7. Acteurs

Les promoteurs immobiliers sont demandeurs de DAT afin de densifier leurs constructions. L'offre est constituée par la cession de droits de construction. Les autorités publiques définissent le marché en déterminant le nombre de DAT correspondants aux droits de construction cédés, le nombre de DAT nécessaire pour un aménagement donné et leur participation au marché (émission ou achat de DAT). Les autorités peuvent réguler le marché en prévoyant une centralisation ou non des ventes, une mise aux enchères des DAT, etc.

8. Description du mécanisme

L'autorité publique en charge de la planification urbaine définit un zonage du territoire avec des zones où l'occupation actuelle du sol (agricole ou naturelle) est destinée à être préservée et des zones de construction prioritaire. Quelles soient ou non urbanisables, les différentes parcelles se voient attribuer des droits d'aménagement. Ces droits ne peuvent pas être utilisés directement dans les zones à préserver (ou sous certaines réserves), mais ils peuvent être cédés pour permettre la construction dense dans les zones urbanisables, dans le respect de normes maximales de densité ou le respect de règles de prospect le cas échéant. Un marché des droits d'aménagement, plus ou moins régulé, est organisé par l'autorité publique compétente. Un DAT est créé en échange du renoncement à un droit de construction sur un terrain et peut être dépensé pour augmenter la densité de construction sur un autre terrain.

9. Exemples, illustrations

États-Unis : les *New Jersey Pinelands*

Le dispositif du *New Jersey Pinelands* est l'un des exemples les plus connus de droits d'aménagement transférables. Sa mise en place date de la fin des années soixante-dix. Les *New Jersey Pinelands* sont une zone de forêts largement intactes, située au centre d'une des régions les plus peuplées des Etats-Unis, à proximité de grandes villes comme Philadelphie et New York. La pression d'urbanisation y est élevée, mais aussi la valeur de conservation, notamment récréative et paysagère, de ces espaces naturels. Le système de droits échangeables a été établi pour permettre des échanges entre les propriétaires de terres situés dans les zones protégées et ceux des zones de développement.

Les propriétaires fonciers des zones protégées peuvent acquérir des crédits de développement en prenant des engagements de conservation sur leurs terres. Ces crédits peuvent ensuite être achetés par les propriétaires de terres situés dans la zone de développement, afin d'accroître la densité de développement permise sur leurs terres, dans certaines limites.

A la base du dispositif mis en place se trouve un plan de gestion comprenant un zonage, qui comporte une division des terres en trois catégories : une zone centrale de conservation stricte, où les activités agricoles sont très limitées et les constructions résidentielles interdites, une zone avec un statut de protection intermédiaire où sont permises des activités agricoles plus intensives mais avec des possibilités de constructions résidentielles très limitées, enfin une zone de développement, essentiellement résidentiel, à la périphérie de la réserve.

Ainsi se trouvent rémunérés (et donc incités) les efforts de protection dans les zones à protéger, et ceux-ci sont financés par ceux qui en bénéficient, à savoir l'urbanisation.

Cas du Comté de Montgomery aux Etats-Unis

Dans le comté de Montgomery (État de Maryland), en dépit d'un plan d'urbanisme contraignant mis en place dans les années 1970, une perte de 20 % des surfaces agricoles a été observée en 10 ans. Le conseil du comté a instauré un marché de DAT pour contrer cette tendance. Les DAT, qui équivalent à deux hectares, se vendaient 3 000 dollars pour deux hectares lors de leur mise en place ont progressé pour atteindre jusqu'à 20 000 dollars. La quasi totalité des DAT ayant été utilisés à la fin des années 1990, 15 000 hectares de terres agricoles sont maintenant protégées de manière permanente.

La commune de Taninges, un exemple en France

La commune de Taninges en Haute Savoie a défini un mécanisme de transfert de COS en prévision de la construction d'une route menant au plateau du Praz de Lys. Pour limiter l'urbanisation, des zones émettrices de droits et réceptrices ont ainsi été définies. Avant de construire en zone réceptrice, les futurs propriétaires devaient acquérir les droits correspondants auprès des propriétaires situés en zone émettrice à raison de 10 à 17 francs par mètre carré. Le succès de ce marché est lié à l'implication de la commune.

10. Articulation avec d'autres outils

Partie non renseignée.

11. Atouts et limites *a priori*

Le mécanisme de marché de DAT est souple puisque volontaire. Ainsi les vendeurs de DAT cèdent volontairement leur droit à construire. Les citoyens sont *a priori* gagnants, puisque le transfert de droits vise à orienter l'urbanisation dans un sens qui profite à l'intérêt général (la construction se faisant dans les zones identifiées comme prioritaires). Enfin, les acheteurs, eux aussi volontaires, développent des projets rentables financièrement, puisqu'ils peuvent choisir de construire dans des zones non concernées par le système de DAT. Ce dernier pose néanmoins quelques questionnements, notamment pour sa mise en œuvre. La définition des zones éligibles pour l'émission de DAT ne va ainsi pas de soi ; en particulier, la question de l'éligibilité des zones agricoles à l'émission de DAT est discutée. La question de la pérennité de la préservation des zones est particulièrement cruciale puisqu'elle est contingente au système de DAT. Par ailleurs, il peut y avoir une tentation de spéculer sur les DAT dans le cas où la demande de construction augmente dans une zone sans pour autant que de nouveaux droits soient introduits sur le marché. Enfin, l'équilibre du marché est directement dépendant des autorités publiques qui le définissent.

12. Éléments d'évaluation ex-post

Les transactions peuvent être réduites en fonction de l'éloignement des zones et du caractère centralisé du marché. L'expérience des États-Unis semble indiquer que pour être réussi, le marché de DAT doit remplir deux conditions. La première est de concerner une zone suffisamment étendue, pour que le nombre d'acteurs sur le marché soit suffisant et pour éviter que les zones réceptrices soient en concurrence avec des zones situées en dehors du système de DAT pour la construction. Ensuite,

la réglementation de la construction dans la zone réceptrice doit être restrictive pour que l'émission de DAT dans la zone émettrice soit avantageuse.

13. Perspectives

Si ce mécanisme est régulièrement utilisé aux États-Unis où il semble atteindre ses objectifs, les rares expériences de transferts de COS en France ont eu des résultats plus limités, notamment en raison de son articulation avec les règles juridiques existantes.

Par ailleurs, des droits de développement transférables se développent depuis le début des années 2000 au Brésil pour préserver la forêt, notamment afin de respecter l'obligation légale (datant de 1930) de conserver 20 % de la surface de son terrain en réserve forestière.

14. Bibliographie

CEDD, « Droit d'aménagements transférables, un instrument de marché pour les politiques de planification foncière. », 2010.

Fiche 25 : Fonds et fondations

1. Type de mécanisme économique

Mécanismes de financement favorisant l'investissement dans la préservation de l'environnement et en particulier de la biodiversité.

2. Localisation géographique des cas traités dans la fiche

Les fonds affectés à la préservation de la biodiversité sont très répandus. La fiche met l'accent sur le Fonds pour l'environnement mondial (FEM), le Fonds français pour l'environnement mondial (FFEM) et le Programme Life de l'Union Européenne.

3. Définition

Les fonds pour l'environnement sont des instruments destinés à financer des projets et des politiques environnementales. En général, un fonds est consacré à une problématique environnementale spécifique comme le changement climatique, la conservation de la biodiversité, des espèces... Il existe une grande diversité de fonds environnementaux, certains sont adossés à des conventions internationales, d'autres sont nationaux ou initiés par des ONG de la conservation et juridiquement indépendants. Cette hétérogénéité se répercute dans le fonctionnement des fonds.

Parmi les fonds qui contribuent au financement de politiques de préservation de la biodiversité et des services écosystémiques, on recense notamment les fonds suivants :

- Fonds pour l'environnement mondial (*Global Environmental Facility*), FEM ;
- Fonds français pour l'environnement mondial (FFEM) ;
- *Global Mechanism* (convention sur la lutte contre la désertification) ;
- *Life Web* (Convention sur la diversité biologique) ;
- Fonds de petites subventions de la convention Ramsar ;
- *Earth Fund* : projet pilote public-privé du FEM ;
- Forest carbon partnership facility (Banque Mondiale) ;
- *LIFE* (commission européenne) ;
- Critical Ecosystem Partnership Fund : partenariat AFD, FEM, etc. ;
- *Infrastructure Fund for the Planet* : paiements pour services environnementaux ;
- Fonds régionaux tel que : MARFUND, fonds environnemental créé par quatre pays d'Amérique latine ;
- Fonds américains (géré par l'USAID), tels que définis par l'Enterprise for Americas Initiative ou le Tropical Forest Conservation Act ;
- Des dizaines de fonds nationaux dans PED, tels que la Fondation malgache pour l'environnement, la Fondation rurale de l'Afrique de l'Ouest... souvent eux même financés par le FEM ;
- Des fonds indépendants juridiquement, gérant le plus souvent des aires protégées, comptant des ONG de la conservation dans leur conseil d'administration.

Le Programme des Nations-Unies pour l'environnement (PNUE) a publié en février 2003 un Projet de Document de Travail à destination de son Groupe de travail sur les instruments économiques, intitulé « Le rôle des instruments économiques dans le contexte de la biodiversité liée aux engagements multilatéraux sur l'environnement ». Concernant les fonds environnementaux et autres formes d'aide financière, le document établit la liste figurant dans l'encadré suivant.

Fonds environnementaux et autres formes d'aide financière (source PNUE)¹⁵¹

De nombreux Fonds nationaux d'environnement, financés par des ressources publiques et privées, prennent la forme d'« *endowments* » (dotations, signifiant que seul l'intérêt ou le revenu de l'investissement est dépensé sur une base annuelle, tandis que le capital originel reste toujours totalement investi).

Certains fonds dédiés à la biodiversité ont été créés grâce à des subventions accordées par des donneurs internationaux, abondées par des contributions des pays hôtes : cas du Fonds Mexicain pour la Conservation qui a reçu des fonds de l'USAID et du GEF.

D'autres fonds ont été établis selon le mécanisme d'échange dette-nature : par exemple la Fondation pour Environnement Philippine.

D'autres encore sont des « fonds d'amortissement » dans lesquels le capital est investi pour générer des revenus mais est aussi graduellement utilisé pour une période fixe : cas du Fonds Brésilien FUNBIO.

Il y a enfin les « fonds revolving » (renouvelables) qui reçoivent continuellement des nouveaux revenus financés par des « redevances de conservation » payés par tous les touristes étrangers : exemple du Fonds des Zones Protégées du Belize.

« *Small targeted grants* » (« petites » subventions ciblées) consistant en des transferts financiers en soutien à des ONG et des « Organisations fondées sur des Communautés » attribués à des communautés afin qu'elles puissent participer et compenser des pertes économiques potentielles résultant de la mise en place d'activités de conservation.

Récompenses et autres primes, qui sont des instruments potentiels très spécifiques pour encourager la conservation d'espèces en danger sur des terres privées : le propriétaire se voit accorder une récompense de plusieurs milliers de dollars pour chaque nouvel individu ou couple d'une espèce en danger trouvé sur ses terres.

« *Conservation leasing* » (affermage)¹⁵² : pratique de paiement à un propriétaire terrien s'engageant, sur une base volontaire, dans des activités de conservation d'espèces en danger pour une période déterminée ;

Echanges dette-nature : transferts de paiement réalisé dans le cadre d'un agrément entre un donateur ou une ONG environnementale et un pays débiteur en échange d'engagements environnementaux.

« *Biodiversity venture capital funds* » consistant en des programmes sectoriels d'investissement ou de capital-risque dédiés à des besoins particuliers d'activités, hautement risquées, basées sur la biodiversité ;

« *Soft credits* » (paiements selon des formes flexibles et à faible taux d'intérêt) accordés à des propriétaires terriens qui protègent leur terre ; aident des activités durables qui dans le même temps créent des bénéfices économiques à ces propriétaires.

Sur la base de cette analyse, on peut retenir la typologie suivante :

- **Fonds de dotation** : Ces fonds peuvent être établis grâce à des ressources privées et/ou publiques. La dotation est placée et les intérêts sont investis dans des projets environnementaux. Des subventions de donateurs internationaux peuvent supporter la contribution du pays hôte. (i.e. fonds de conservation mexicain qui a reçu des fonds de l'USAID et du FEM). D'autres fonds ont été établis sur le concept de l'échange dette-nature (i.e. la Fondation pour l'environnement de Philippine) ;
- **Fonds d'amortissement** : Contrairement aux fonds de dotation, le capital initial des fonds d'amortissement est graduellement consommé sur une période déterminée. Le fonds brésilien FUNBIO en est un exemple. Mis en place grâce à des fonds du FEM qu'il a distribué, FUNBIO cherche maintenant de nouveaux fonds provenant du secteur privé (investissements privés et donations) ;
- **Fonds renouvelables** : les fonds renouvelables reçoivent en continu des ressources nouvelles qui sont financées par les cotisations des membres, des donations individuelles, une rémunération de services environnementaux ou au travers de « taxe pour préservation » payées par tous les touristes étrangers ;
- **Fonds de Capital-Risque pour la biodiversité** : les fonds de capital-risque sont des programmes conçus pour adresser des besoins spécifiques inhérents à des entreprises dans le domaine de la biodiversité, impliquant un fort degré de risque (*high-risk biodiversity-based business*). En fournissant un accès facilité à des fonds, ces programmes contrebalancent les risques qui peuvent agir comme barrières à l'innovation et aident les investisseurs à investir dans la biodiversité ;

¹⁵¹ Certains des mécanismes listés ici par le PNUE ne relèvent pas de fonds ou fondations.

¹⁵² Ces trois derniers mécanismes listés par le PNUE ne sont pas présentés comme des fonds dans le présent rapport et sont présentés dans d'autres fiches.

- **Fonds d'investissement éthique** : Ils couvrent des portfolios d'investissements qui sont sélectionnés selon certains critères éthiques, sociaux ou environnementaux.

4. Objectifs

Faciliter, par un soutien financier et parfois technique, la réalisation d'investissements dans la préservation des écosystèmes avec une vision de long terme.

5. Historique

- 1991 : Création du Fonds pour l'environnement mondial (FEM) conjointement par le Programme des Nations-unies pour le développement (PNUD), le Programme des Nations-unies pour l'environnement (PNUE) et la Banque mondiale. Le fonds est hébergé dans l'enceinte de la Banque mondiale ;
- 1992 : Restructuration des objectifs du FEM pour être plus cohérent avec la stratégie des conventions sur les changements climatiques et sur la diversité biologique adoptées lors du Sommet de la terre de Rio et dont il devient le mécanisme de financement. La restructuration est approuvée par 73 pays ;
- 1994 : Création du Fonds français pour l'environnement mondial par le gouvernement français suite au sommet pour la terre de Rio ;
- 1994 : Début de la première phase opérationnelle du FEM d'une durée de 4 ans. Le budget du FEM et les orientations sont rediscutées tous les 4 ans ;
- Décennies 1990 et 2000 : Augmentation du nombre de fonds pour l'environnement dans les pays développés et en développement, ainsi que des fonds juridiquement indépendants, souvent suite au développement d'aires protégées locales ou de projet environnementaux.

6. Niveau de mise en œuvre

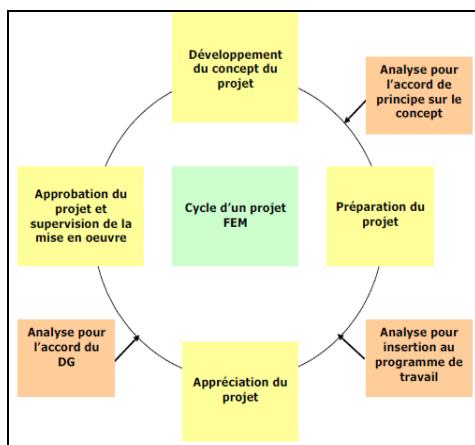
Le mécanisme de fonds peut avoir des utilisations très larges. Nombre de pays et de projets remplissent les conditions d'éligibilité à un ou plusieurs fonds et peuvent donc faire des demandes de subventions.

7. Acteurs

- Initiateur du projet : Ce peut être un gouvernement, une communauté locale, une ONG, etc. qui soumet le concept initial du projet. Il prend souvent en charge sa préparation, notamment du dossier de demande de financements. Dans le cas du FEM, l'initiateur du projet doit passer par une des agences de mise en œuvre du Fonds (Banque Mondiale, PNUE, PNUD, banques régionales de développement, FAO, ONUDI, FIDA) qui s'occupe alors du dossier de demande de financements auprès du FEM. L'agence de mise en œuvre est ensuite responsable du suivi du projet financé ;
- Buteur international : Ce peut être le FEM, la Banque mondiale, le PNUD, l'Union européenne, une agence nationale pour le développement ou un fonds national pour l'environnement du type FFEM. Il octroie des subventions pour des projets, politiques ou stratégies qui ont été validés par rapport à des conditions portant sur la qualité, les objectifs et les modalités de mise en œuvre du projet ;
- Point focal politique et opérationnel national (cas du FEM) : Les pays hôtes des subventions du FEM doivent établir un point focal qui permet de faire la liaison entre l'initiateur du projet, le FEM et ses agences d'exécution des projets ;
- Fonds environnementaux des pays en développement : Ces fonds ont souvent été créés pour gérer le financement accordé par un buteur international dans le cadre d'un projet régional ou local et sont souvent indépendants des autorités. Ils sont donc tributaires du financement d'autres fonds pour mener leur action ;
- FFEM : Le fonds français pour l'environnement mondial est un des instruments de la politique française les plus importants en ce qui concerne la coopération et le développement pour l'environnement mondial. Ce fonds intervient sur les mêmes domaines que le FEM. Toutefois, le FFEM dispose d'une doctrine d'intervention propre visant à favoriser la protection de l'environnement mondial dans les projets de développement et s'inscrit en appui de la politique extérieure française, notamment en Afrique. Ce fonds bilatéral est abondé par le budget de l'Etat français, en addition de sa contribution au FEM.

8. Description du mécanisme

Les fonds posent des critères d'éligibilité sur le projet mais souvent aussi sur l'entité réceptrice.



Source : GEF/C.16/inf 7, adapté dans conservation finance.

9. Exemples, illustrations

Le Fonds pour l'environnement mondial (FEM)

Le Fonds pour l'environnement mondial rassemble 181 pays membres, des institutions internationales, des ONG et des acteurs du secteur privé. Cette organisation financière indépendante fournit des subventions aux pays en développement et en transition pour des projets liés à ses six domaines focaux : la biodiversité, le changement climatique, les eaux internationales, la dégradation des sols, l'appauvrissement de la couche d'ozone et les polluants organiques persistants. Il gère les fonds visant à mettre en œuvre quatre conventions pour l'environnement :

- Convention sur la diversité biologique (CDB) ;
- Convention cadre des Nations-unies sur les changements climatiques (CCNUCC) ;
- Convention de Stockholm sur les polluants organique persistants (POP) ;
- Convention des Nations-unies sur la lutte contre la désertification (UNCCD) ;

Les contributions proviennent de 32 pays développés et en transition (Inde, Brésil, etc.).

L'assemblée du FEM composée des 181 pays membres se réunit tous les 4 ans pour réviser le fonctionnement de l'organisme et évaluer les progrès. Le conseil d'administration comprend lui 32 « groupes » dont 14 représentent les pays non bénéficiaires et 18 les pays bénéficiaires. Il assure le pilotage des activités, approuve le financement des projets et donne les orientations stratégiques. C'est le secrétariat qui planifie la stratégie du FEM, en sus il coordonne, sélectionne et évalue les projets et le portefeuille du fonds. Le groupe consultatif pour la science et la technologie vient en soutien au secrétariat en fournissant des conseils scientifiques et techniques sur les politiques et les valeurs scientifiques des projets. Les projets sont réalisés par le biais du PNUD, du PNUE, de la Banque mondiale, des banques régionales de développement et de plusieurs autres institutions spécialisées des Nations-Unies. Ces agences d'exécutions assistent les gouvernements éligibles dans l'élaboration et la gestion du projet. La réalisation individuelle et au quotidien des projets est prise en charge par des agents de réalisation comme des ONG, des institutions nationales, d'autres agences des Nations-Unies etc. Les ONG jouent depuis la création du FEM un rôle important par leur connaissance du terrain et sont associées aux prises de décisions et d'orientations du FEM.

Le principe de financement du FEM fondé sur les coûts incrémentaux contribue également à en faire un financement innovant. En effet, contrairement aux aides au développement traditionnelles, le FEM ne finance que la partie du projet dont les activités apportent des avantages globaux à l'environnement. La notion de surcoût est justifiée au niveau économique par celle de coût d'opportunité pour un pays à mettre en œuvre une politique favorisant ou non la protection d'un bien public mondial

Le FEM a adopté, comme la plupart des fonds, une approche par cycle de projet pour l'attribution des financements. Le cycle de projet inclut la rédaction d'un document de projet qui doit détailler le projet, sur les objectifs poursuivis, le budget, la méthode et le plan de travail. Le schéma suivant illustre le cycle de décision.

Quelques chiffres du FEM :

Budget total depuis sa création (1991) : 8,7 milliards USD ;

Montant de co-financement total : 37,6 milliards USD ;

Nombre de projets totaux : 2400 dans 165 pays ;

Budget FEM54 (période 2010-2014) : 4,34 milliards USD, dont contribution de la France : 297,5 millions USD (5ème contributeur) ;

Bilan changement climatique (atténuation et adaptation) : 3 milliards USD de financements directs levant 17,8 milliards USD de co-financement pour 811 projets ;

Bilan diversité biologique: 2,8 milliards USD de financements directs levant 8 milliards USD de co-financements pour 964 projets. De plus création de 26 fonds fiduciaires ;

Bilan Programme de micro-financement : 450 millions USD levant 387 millions de co-financement pour 11000 projets dont une partie développée par des communautés ou ONG locales ;

Pays plus importants receveurs des fonds du FEM (1991-2008) en millions USD : Chine (733), Brésil (370,8), l'Inde (321,3), Mexique (287).

Quelques chiffres du Fonds français pour l'environnement mondial (FFEM)

Budget total depuis sa création (1994) : 236 millions d'euros ;

Montant de co-financement total : 1,64 milliards d'euros ;

Nombre de projets totaux : 212, répartis en 6 domaines focaux (identiques au FEM) et plus de 80 pays ;

Budget FFEM 2007-2010 : 70 millions d'euros ;

Bilan changement climatique : 68 millions d'euros, 54 projets ;

Bilan diversité biologique : 115 millions d'euros, 112 projets ;

Bilan programme des petites initiatives (2006-2009) à destination de la société civile des pays d'Afrique francophone : 2,4 millions d'euros, pour 69 projets portés par les ONG de 20 pays ;

Plus de 50 % des fonds destinés à des projets en Afrique subsaharienne contre 22 % pour le FEM ;

Environ un quart des impliquant le FFEM associent également des ressources du FEM.

LIFE/LIFE+

Créé en 1992, L'Instrument financier pour l'environnement (LIFE) était composé de trois volets : LIFE Nature, LIFE Environnement et LIFE Pays tiers. Il visait à participer à la mise en œuvre et au développement de la politique et de la législation environnementale de la Communauté européenne.

En mars 2007, LIFE + est créé dans sa continuité. LIFE + qui est issu d'un accord politique entre le Conseil et la Commission comporte trois volets, Nature et biodiversité, Politique et gouvernance, et, Information et communication. Le financement s'élève pour la période 2007-2013 à environ 1,7 milliard d'euros et les programmes financés sont ouverts à des pays tiers comme les États de l'AELE, les pays candidats à l'adhésion à l'Union européenne et aux pays des Balkans occidentaux.

Chaque année les États membres ont la possibilité de choisir parmi les priorités établies dans le programme stratégique européen pluriannuel celles qu'elles souhaitent mettre en place au niveau national. Pour être éligible à Life +, les porteurs de projets, acteurs et institutions publics ou privés enregistrés dans l'Union européenne, soumettent leurs projets à l'autorité nationale dédiée (en France, le MEDDTL) qui transfèrent alors ces propositions à la Commission européenne. Les projets durent de 3 à 5 ans et sont financés à hauteur de 50 % des coûts éligibles totaux du projet au maximum sans prescription de montant pour le coût du projet. Ainsi en 2007-2008, les projets ont été financés à concurrence de 270 000 euros à 7,5 millions d'euros pour une moyenne de 1,2 millions d'euros ce qui représente un budget moyen par projet de 2,5 millions d'euros.

A noter que LIFE+ accorde une importance particulière à la biodiversité avec plus de 50 % du budget alloué à ce volet, avec un taux de financement des projets qui peut dans ce cas s'élever à 75 % (cas des espèces ou habitats prioritaires indiqués dans les Directives correspondantes). En outre, certains projets consacrés à la biodiversité peuvent profiter du financement du volet LIFE+ Information et Communication.

A noter que 25 % du budget doit alimenter des actions de conservation d'espèces ou d'habitats ciblés.

10. Articulation avec d'autres outils

Le fonds peut être associé à d'autres outils aussi bien en amont qu'en aval de son action. L'alimentation du fonds peut être assurée par un système de taxe, de redevance, de paiements provenant des services environnementaux, etc. En aval, les subventions peuvent soutenir des programmes de paiements pour services environnementaux, des mécanismes de développement propre, de mise en œuvre conjointe et même abonder d'autres fonds comme les fonds fiduciaires pour l'environnement qui gèrent souvent des projets locaux, aires protégées, etc.

Les fonds, et principalement le FEM ou les grands fonds bilatéraux par leur flexibilité et leur capacité à mobiliser des fonds importants, sont des instruments de choix pour financer tous les autres instruments économiques nécessitant une avance fiduciaire pour leur mise en œuvre.

11. Atouts et limites a priori

Le système de donations pose la limite de la logique de l'instrument. Lorsqu'il est doté par des contributions volontaires et finies le fonds est dépendant de ces sources et contraint dans son ampleur. En effet, il ne s'autofinance pas d'une période à l'autre. Le fonds d'amortissement qui n'utilise que les intérêts générés par des sommes placées résout ce problème mais oblige l'immobilisation de montants conséquents. Les fonds renouvelables offrent un autre alternative à condition d'être accolés à d'autres instruments financiers.

Avantages (en général)

- sources de financement pour un projet, une stratégie, etc. stable et prévisible au contraire d'autres mécanismes de financement dépendant des marchés et de leur fluctuations ;
- généralement plus facile à mettre en œuvre que d'autres alternatives permettant de lever des fonds comme des taxes ou le recours au marché ;
- flexibles dans leur mise en œuvre permettant une adaptation aux contextes locaux et aux domaines d'action ;
- exerce un pouvoir de levier sur d'autres sources de financement pour un projet par son caractère rassurant de garant d'un apport financier stable dans le projet.

Avantages (pour le FEM)

- statut de légitimité sur ses domaines d'action grâce aux mandats confiés par différentes conventions pour l'environnement et son système de gouvernance ;
- permet d'impliquer les pays en voie de développement dans les politiques internationales de préservation de l'environnement par le biais notamment de la mise en œuvre des conventions de Rio ;
- a les moyens de donner une impulsion à la recherche scientifique sur les questions environnementales et d'en prendre la tête grâce au panel scientifique et technique.

Inconvénients (en général)

- souvent dépendants de donateurs privés ou des états, qui doivent concrétiser leurs promesses de financement. Leur non-respect entraîne un manque de rentrées financières pour le fonds qui ne peut pas mener son action de soutien financier ;
- un cycle de financement court portant sur l'investissement initial mais ne mettant pas l'accent sur le suivi et les investissements d'entretien du projet sur le long terme peut nuire à la durabilité et limiter la viabilité financière du projet.

Inconvénient (pour le FEM)

- le cycle de projet peut conduire à des délais importants en particulier pour les grands projets ;
- le principe spécifique de ne subventionner que les surcoûts liés à la réalisation de bénéfices mondiaux d'un projet implique que d'autres sources de financement doivent en général compléter le dispositif, mais il n'est pas toujours facile, dans la pratique, pour le pays concerné d'identifier/mobiliser ce type de financement.

12. Eléments d'évaluation ex-post

Les évaluations de l'exercice du FEM (évaluation DGTPE) montrent que les projets financés par le FEM sont efficaces cependant cette efficacité est largement tributaire des agences d'exécution et de l'articulation entre les différents niveau de gouvernance. L'efficacité de l'institution dans son ensemble est plus mitigée, (lourdeurs administratives).

Le fonds mondial a entrepris une réforme du cycle de projet.

13. Perspectives

En tant qu'Instrument financier de 4 conventions pour l'environnement le FEM, et tous les fonds de manière générale, font face à de nouveaux enjeux. Des discussions ont actuellement cours sur la cinquième reconstitution du budget du FEM pour la période 2010-2013. Le montant devrait être supérieur à celui du 4ème mandat mais il n'est pas décidé mi 2010 alors que le budget doit être validé courant 2010. Ces négociations prennent place dans un contexte particulièrement instable tant au niveau économique que des enjeux et missions environnementales futures du FEM.

Les incertitudes économiques viennent renforcer l'initiative du FEM de créer des partenariats plus étroits avec le secteur privé qui pourrait devenir une source de financement complémentaire significative. *Earth fund*, le premier fonds privé-public du FEM est dans une phase de test. Intégrer les entreprises aux enjeux financiers environnementaux est plus largement considéré comme un défi important pour ces prochaines années.

Sur le plan stratégique, le FEM doit se positionner au sein de l'architecture mondiale en réflexion pour faire face aux problèmes environnementaux globaux. Dans le domaine du changement climatique, le FEM doit clarifier son rôle par rapport à d'autres fonds spécialisés, ceux de la Banque mondiale en particulier, au risque sinon d'être marginalisé sur ce thème puis dans le paysage mondial des fonds pour l'environnement. Le FEM doit être réactif sur les nouveaux problèmes environnementaux en innovant sans cesse de nouveaux mécanismes et partenariat, comme l'initiative de fonds à destination des PME de la biodiversité, cela pour conserver son statut de leader et de mécanisme de financement des conventions.

14. Bibliographie

BBC, (avril 2010), « World Bank backs loan for South Africa power station »,

<http://news.bbc.co.uk/2/hi/africa/8609179.stm>

Conservation finance alliance, « guide des instruments financiers de conservation : le Fonds pour l'environnement mondial »,

http://www.conservationfinance.org/Guide_French/Le_Fonds_pour_l'environnement_mondial_4.pdf

Fonds français pour l'environnement mondial (FFEM), (2009), *Rapport annuel 2008*,

Site internet FFEM : <http://www.ffem.fr/jahia/Jahia/>

Fonds pour l'environnement mondial (FEM) : Qu'est ce que le FEM,

<http://72.26.206.151/gef/sites/thegef.org/files/publication/aboutGEF-FR.pdf>

Fonds pour l'environnement mondial (FEM) : Déjà 19 ans concluantes...,

http://72.26.206.151/gef/sites/thegef.org/files/publication/French19%20years%20and%20counting_March31-2010_Web.pdf

Griffiths T., (2005), « Indigenous Peoples and the Global Environment Facility (GEF) Indigenous Peoples' experiences of GEF-funded Biodiversity Conservation- A critical study », Forest peoples programme.

Lefebvre L., Pondard E., Bénéfi J., et le MINEFI, (2009), « synthèse DGTPE : Evaluation de la dotation de la France au Fonds pour l'environnement mondial ».

Site Internet France-diplomatie : le Fonds pour l'environnement mondial,
http://www.diplomatie.gouv.fr/fr/actions-france_830/developpement-durable_18109/institutions_20099/fonds-pour-environnement-mondial-fem_80483.html

Site Internet FEM : <http://72.26.206.151/gef/>

Fiche 26 : Échange dette nature

1. Type de mécanisme économique

Mécanisme de financement favorisant l'investissement dans la préservation de l'environnement et en particulier de la biodiversité.

2. Localisation géographique des cas traités dans la fiche

Mécanisme par nature international.

3. Définition

L'Échange Dette-Nature est un mécanisme prévoyant la renégociation, conversion ou l'annulation de toute ou partie de la dette d'un pays en développement par un créateur. En échange le pays débiteur s'engage à financer, d'un montant déterminé par les parties, la conservation de l'environnement et de la biodiversité.

4. Objectifs

L'échange dette-nature :

- Permet aux pays en développement d'alléger le poids de la charge de la dette extérieure tout en préservant leurs écosystèmes, dont les populations les plus modestes tirent une large part des ressources dont elles dépendent ;
- Contribue aux Objectifs de développement du Millénaire ;
- œuvre à la mise en place de politiques environnementales et de conservation durables dans les pays en développement grâce à des fonds stables et l'établissement d'organisations de gestion des programmes.

5. Historique

Le mécanisme d'échange dette-nature a été proposé pour la première fois en 1984 par le *World Wildlife Fund* (WWF). Le premier échange date de 1987 entre la Bolivie et l'ONG Conservation International qui racheta une dette d'une valeur de 650 000 USD au prix de 100 000 USD auprès d'une banque suisse.

Ce mécanisme a connu une période d'expansion de la fin des années 1980 au début des années 1990, puis la concurrence d'autres mécanismes d'allègement de la dette a considérablement réduit les montants disponibles et l'attractivité des conversions dette-nature. Les autres mécanismes (dont le plan Brady pour l'Amérique Latine, le Programme de rachat de dette commerciale en Afrique et l'Initiative en faveur des pays pauvres très endettés (PPTE)) peuvent en effet proposer des conditions plus favorables d'allègement des dettes. Les opérations de conversions sont souvent limitées à un pourcentage de la dette totale, 20% par exemple pour les dettes non APD des pays membres du club de Paris. Les mécanismes concurrents peuvent aussi donner lieu à des investissements dans des secteurs jugés plus prioritaires localement tels que l'éducation et la santé. La conversion dette-nature se trouve ainsi en concurrence directe avec le mécanisme échange dette-développement.

6. Niveau de mise en œuvre

Entre 1985 et 1996 environ 130 milliards USD de dettes ont été convertis dans le cadre de différents mécanismes. Le montant total des transactions dette-nature atteignait 1,6 milliards USD en 2003.

A ce jour plus de 30 pays en développement ont bénéficié d'au moins un échange dette-nature. C'est en Amérique Latine que les échanges se sont le plus développés grâce à la mise en œuvre du programme de l'agence de développement des Etats-Unis : *The Enterprise for the Americas Initiative* (1990) qui autorise l'échange de dette pour les pays d'Amérique Latine et des Caraïbes. Cette initiative fut élargie notamment dans le cadre du Tropical Forest Conservation Act en 1998.

7. Acteurs

L'échange dette-nature fait intervenir au moins deux acteurs :

- un débiteur : État emprunteur ou entreprise ;
- un créancier : État prêteur pour une dette bilatérale, entreprise ou banque pour une dette commerciale.

Cependant d'autres acteurs interviennent souvent dans la transaction :

- Intermédiaires : Des acteurs du secteur de la conservation (organisations non gouvernementales, organismes des Nations-Unies ou fonds fiduciaires) sont souvent les « médiateurs » d'un échange dette-nature. L'intermédiaire voit un intérêt environnemental, ainsi que social à cette action et prend souvent l'initiative de la négociation. Il peut occasionnellement apporter une contribution financière au rachat de la dette. WWF et Conservation International sont les principaux médiateurs de ces échanges ;
- Bailleurs : Les bailleurs amènent une grande partie du financement permettant les échanges dette-nature. Ce sont le plus souvent les gouvernements des pays développés, des fondations privées ou des ONG internationales. Leur principale motivation est l'amélioration de l'environnement, même s'ils tiennent en général compte, de manière plus transversale, des avantages en termes de développement durable d'une telle opération ;
- Bénéficiaires : Les fonds qui sont mis à disposition de la conservation de l'environnement dans le cadre d'un échange dette-nature bénéficient souvent à des acteurs du secteur de la préservation environnementale, ONG locales ou gestionnaires de fonds fiduciaires notamment, ils sont en charge du produit de l'échange et de la réalisation des actions.

8. Description du mécanisme

Il existe deux catégories de dettes négociables : les dettes bilatérales et les dettes commerciales :

- Une dette commerciale résulte d'un prêt ou contrat entre une banque commerciale ou une entreprise et un gouvernement débiteur. En préparation d'un échange dette-nature, la dette est rachetée sur le marché secondaire par un intermédiaire du secteur de la conservation ;
- Une dette bilatérale a été négociée entre un gouvernement emprunteur et un gouvernement créditeur ou une agence de développement. C'est sur ces dernières qu'il y a le plus d'échanges.

La conversion s'effectue en plusieurs étapes.

- Avant de proposer un échange dette-nature, l'intermédiaire du secteur de la conservation ou l'état créditeur intéressé se penche sur le niveau d'intérêt et de soutien politique à l'échange dette-nature dans le pays débiteur ; et étudie la faisabilité technique de l'échange (projection financière des besoins, analyse des liens pauvreté-environnement, analyse de la valeur des services environnementaux, cibles, indicateurs de performance) ;
- Dans le cas le plus courant d'échange multilatéral, un intermédiaire du secteur de la conservation, soutenu parfois par un gouvernement, rachète après analyse la dette en monnaie forte (dollars, euro) sur le marché secondaire de la dette ou directement au gouvernement créditeur. Cette dette doit être décotée c'est à dire rachetée à un prix inférieur à sa valeur nominale ;
- La dette ainsi obtenue est restructurée avec le pays débiteur. La négociation peut porter sur le taux d'intérêt, l'échéancier, le montant du principal ou encore le pourcentage de la dette pouvant faire l'objet de la conversion ;
- Enfin, la dette est revendue à la Banque centrale du pays emprunteur ou annulée en échange d'un accord engageant le pays à verser des fonds en monnaie locale soit dans des projets soit à des organismes locaux menant des projets environnementaux. Les conditions de l'échange dépendent fortement des pays créditeurs qui définissent leur critère d'éligibilité au mécanisme ;
- Un système de suivi de l'accord et de ses impacts est généralement mis en place.

Dans le cadre du programme français de Contrats de Désendettement et de Développement (C2D) les pays continuent d'honorer leur dette, mais aussitôt le remboursement constaté, la France reverse au pays la somme correspondante pour l'affecter à des programmes de lutte contre la pauvreté sélectionnés d'un commun accord avec l'État partenaire.

9. Exemples, illustrations

Echange Dette-Nature entre les Philippines et le WWF

En 1993, WWF rachète sur le marché secondaire de la dette 19 millions USD de la dette des Philippines, grâce à une donation de agence de développement des Etats-Unis (USAID) de 13 millions USD. Puis La Banque centrale des Philippines autorise l'annulation de cette dette, et s'engage en contre partie l'engagement à verser 17 millions USD en monnaie nationale (peso philippin) à la fondation pour l'environnement aux Philippines. Cette fondation est alors chargée de créer un fonds de gestion qui répartit le montant entre diverses activités de conservation dont la promotion de projet de foresterie communautaire, la protection de l'habitat, la mise en place de zone protégée et leur entretien, la promotion d'activités d'écotourisme.

10. Articulation avec d'autres outils

Le mécanisme échange dette-nature permet de consacrer des financements à l'environnement. Dans la majorité des cas il bénéficie à un fonds environnemental qui gère des projets de conservation, ces fonds reçoivent, grâce à ce mécanisme, des rentrées stables et régulières ce qui permet de soutenir des politiques de moyen ou long terme. Par ailleurs, l'échange dette-nature peut en principe servir à financer d'autres instruments tels que l'éco-certification ou la labellisation.

11. Atouts et limites a priori

Chaque partie tire des bénéfices de cette transaction qui permet de dégager des financements supplémentaires conséquents pour la conservation, en employant des ressources à l'origine destinées au remboursement de la dette internationale.

Pour le pays débiteur, l'échange permet de :

- Réduire le montant de la dette extérieure ;
- Encourager les dons internationaux en élargissant les possibilités d'investissement dans le secteur des ressources naturelles, y compris pour des activités de conservation et de développement durable ;
- Remplacer les engagements en devises par des engagements intérieurs en monnaie nationale, ce qui permet au pays débiteur de redresser sa balance des paiements et de réduire sa politique de prédatation sur l'environnement ;
- Faciliter l'afflux de liquidité intérieure dans un secteur souvent négligé par l'État ;
- Renforcer les institutions publiques et les organisations privées œuvrant pour la conservation des ressources naturelles ;
- Assurer, grâce à des versements de fonds à amortissement différé, le financement de projets comportant des délais de réalisation à moyen et à long terme.

Pour le pays créateur, l'échange permet de :

- Se défaire d'une dette vis-à-vis d'un pays débiteur considéré comme à risque ou avec lequel il ne convient pas d'entretenir des rapports financiers à long terme ;
- Financer des actions pour la conservation sans puiser dans son budget d'aide habituel ;
- Bénéficier d'une réputation au niveau mondial.

Ce mécanisme présente aussi certains inconvénients :

- Les négociations peuvent demander beaucoup de temps, pour des volumes financiers relativement limités ;
- Les pays débiteurs peuvent craindre de perdre une partie de leur souveraineté car les investissements peuvent être influencés par les préférences des bailleurs ;
- Les fonds nouvellement créés peuvent venir remplacer des ressources budgétaires nationales vouées à la conservation et ne pas être réellement additionnels ;
- L'injection soudaine de montants excessifs en monnaie nationale dans l'économie nationale pourrait être un facteur d'inflation ;
- Les pays à monnaie fragile risquent de perdre une partie de la valeur du produit de la conversion de la dette ;
- Les accords de réduction de dette exigent souvent que les pays bénéficiaires respectent les critères macro-économiques imposés par les gouvernements créanciers pour se qualifier.

12. Éléments d'évaluation ex-post

La contribution au désendettement de ce mécanisme, estimée à 1,5 milliard de dollars au total, est faible au regard du montant de la dette des pays en développement qui s'élève à 2 500 milliards de dollars (en 2005). L'impact bénéfique pour

l'environnement de ce dispositif n'a pas été démontré, mais aucune ne l'exclut. L'impact positif le plus reconnu de ce mécanisme est le développement de la coopération internationale.

Les évaluations ex-post disponibles mettent l'accent sur les difficultés de mise en œuvre et les conditions à réunir. L'importance du contexte institutionnel national et international est soulignée.

- Une assistance technique adéquate est en règle générale nécessaire à la définition de l'échange et à la structuration des programmes de conservation efficaces ;
- Les échanges dette-nature doivent bénéficier d'un appui politique au sein du gouvernement débiteur; l'application de ce mécanisme dans des pays différents s'avère très complexe qu'elle requiert la participation et la coopération étroite de tous les acteurs. L'absence de cette condition est souvent à la source des échecs ;
- Les conversions doivent être conçues et ajustées en fonction de la réalité économique du pays ;
- Les échanges doivent rester cohérents avec les objectifs environnementaux du gouvernement débiteur. Le produit est d'autant plus efficace qu'il est utilisé à promouvoir des politiques de conservation existantes ;
- Ce dispositif doit être intégré dans la stratégie globale de gestion de la dette du pays et non pas vu comme un remède complet à l'endettement ;
- Une forte coordination entre les organismes publics est nécessaire.

13. Perspectives

Partie non renseignée.

14. Bibliographie

Carlos A. Quesada Mateo, (1994), FAO: L'échange dette-nature. Archives de documents de la FAO. Département des forêts.

Conservation Finance Alliance (2003), Guide des instruments financiers de conservation: les échanges dette-nature.

http://www.conservationfinance.org/Guide_French/Les_echanges_dette_nature_6.pdf

France-diplomatie (2008), Contrats de Désendettement et de Développement.

http://www.diplomatie.gouv.fr/fr/actions-france_830/economie-mondiale_901/regulation-mondialisation_14835/dette-lutte-contre-pauvreté_902/contrats-desendettement-développement-c2d_903/index.html

Moye M.(2001), Vue d'ensemble des conversion de dettes. Debt Relief International Ltd.

Pervaze A. Sheikh (2006), CRS Report for Congress: Debt for nature Initiative and the Tropical Forest Conservation Act : Status and implementation. The Library of Congress.

Ruiz M.(2007), Conversion de dette pour le développement : Réponse créative ou voile de Fumée ?

Rapport EURODAD.

WWF Conservation Finance :

<http://www.worldwildlife.org/what/howwedoit/conservationfinance/publications.html>

<http://www.worldwildlife.org/what/howwedoit/conservationfinance/debtfornatureswaps.html>

Fiche 27 : Concessions pour la préservation de la biodiversité

1. Type de mécanisme économique

Mécanisme de financement favorisant la préservation de la biodiversité.

2. Localisation géographique des cas traités dans la fiche

Partie non renseignée.

3. Définition

Une concession de conservation est la concession d'un droit d'exploitation d'un terrain à un promoteur de la conservation.

4. Objectifs

Pour freiner l'exploitation destructrice de terrains liée à certaines activités, les promoteurs de la conservation forestière cherchent à acquérir les droits d'exploitation de ces terrains afin d'empêcher toute exploitation non compatible avec une préservation de la forêt.

5. Historique

Partie non renseignée.

6. Niveau de mise en œuvre

Partie non renseignée

7. Acteurs

Des ONG, la collectivité publique, l'État ou même un individu soucieux de la préservation peuvent se porter acquéreurs du droit d'exploitation directement auprès de la puissance publique, en échange d'une compensation financière, ou, si la législation le permet, directement auprès de compagnies concessionnaires.

8. Description du mécanisme

Comme d'autres outils, servitudes de conservation et droits d'aménagement transférables par exemple, il s'agit de donner une compensation monétaire à un échange pour son renoncement à exercer une activité, le plus souvent de développement économique, détruisant la biodiversité ou pénalisant la réalisation de services écosystémiques.

9. Exemples, illustrations

Partie non renseignée.

10. Articulation avec d'autres outils économiques, réglementaires ou contractuels

Partie non renseignée.

11. Atouts et limites a priori

Selon Rice et al., les concessions de conservation seraient un outil plus efficace que les droits d'aménagement transférables ou les servitudes de conservation puisqu'elles ne nécessitent pas de droits de propriété. Le cadre juridique de la concession est donc plus souple. L'efficacité économique dépendrait néanmoins du moment où est acheté le droit, c'est à dire avant ou après une exploitation de la forêt. Le caractère équitable du mécanisme prête à débat : le niveau de compensation financière de la perte des droits d'exploitation se fait en ne prenant pas toujours bien en compte tous les coûts d'opportunité et les aspects

redistributifs. Enfin on peut s'interroger sur la légitimité, en terme de développement notamment, d'un tel mécanisme qui revient à priver d'un droit d'usage des communautés locales en échange d'un dédommagement monétaire.

12. Eléments d'évaluation ex-post

Partie non renseignée.

13. Perspectives

Partie non renseignée.

14. Bibliographie

Guéneau, S.(IDDR), Jacobée, F. (MEDD), (2004), « Conservation de la biodiversité forestière tropicale en Afrique centrale : dépassionner les débats », in Idées pour le débat, n°14/2005 – Ressources Naturelles, IDDR.

Karsenty, A., Nasi, R., Les « concessions de conservation » sonnent-elles le glas de l'aménagement forestier durable ?, Un commentaire sur l'article de Niesten et Rice, Cirad, 2004.

Niesten, E., Rice, R., Gestion durable des forêts et incitations directes à la conservation de la diversité, Revue forestière française, 2004.

Scherr, S., White, A., Khare, A., Current status and future potential of markets for ecosystem services of tropical forest : an overview, Forest Trend.

ANNEXES

Annexe I : La biodiversité : bien commun, bien public... bien complexe

La classification des biens s'opère typiquement selon deux critères : leur caractère rival ou non rival, et le caractère exclusif ou non de leur usage. Un bien est dit rival lorsque la consommation ou l'utilisation de ce bien par chaque agent réduit la quantité de bien disponible pour la consommation des autres agents. Un bien est à usage exclusif lorsqu'il est "possible d'exclure certaines personnes de sa consommation" (Varian, 2008). Ainsi l'éclairage public constitue-t-il un bien public car il est non rival et il apparaît impossible d'exclure certaines personnes de son usage. On distingue généralement quatre types de biens selon leurs caractère de rivalité et d'exclusivité de l'usage (Tableau 1).

Tableau 1 : Catégories des biens selon leurs caractéristiques

	Usage exclusif	Usage non exclusif
Bien rival	Bien privé (vêtements, produits alimentaires, etc.)	Bien commun (stocks halieutiques, certaines ressources minérales, etc.)
Bien non rival	Bien de club (cinéma, télévision, etc.)	Bien public (qualité de l'air, etc.)

Le statut de la biodiversité est complexe. La théorie économique accorde ainsi plusieurs types de statuts à la biodiversité et aux services écosystémiques (biens communs, publics locaux, publics globaux, voire – pour certaines composantes – biens privés...) (Encadrés 1 et 2).

Certaines composantes de la biodiversité et des services qu'elle rend revêtent le caractère de bien public, c'est à dire un bien dont on ne peut interdire l'accès mais qui ne présente pas de rivalité d'usage. La distinction entre bien public, bien commun et bien privé peut émaner de décisions politiques, comme c'est le cas pour les ressources génétiques, sur lesquelles la Convention sur la diversité biologique de 1992 a reconnu la souveraineté des Etats et qui peuvent, selon les législations nationales, faire l'objet de droits d'appropriation locaux.

Souvent, la théorie économique considère la biodiversité comme un bien commun, c'est à dire un bien dont on ne peut interdire l'accès mais qui présente une rivalité d'usage. Ceci implique, que des agents non-coordonnés surexploient la ressource conduisant à un niveau de bien-être social inférieur à l'optimum social, phénomène connu sous le nom de « tragédie des biens communs », dont les ressources halieutiques constituent un exemple typique.

L'échelle à laquelle les services sont produits et utilisés, les niveaux de gouvernance et éventuellement d'appropriation, le degré d'exploitation (situation de concurrence ou de surexploitation, qualifiée d'"encombrement") peuvent être divers. La valeur d'une même composante de la biodiversité peut être différente selon le point de vue adopté (ONG de la conservation ou producteur agricole d'un pays en développement...).

Encadré 1 : La biodiversité dans l'analyse économique des biens publics globaux (Salles, J.M.)¹⁵³

« La biodiversité est attachée à des territoires, sous le contrôle des États ou de particuliers. Sa valeur de bien public est complexe. Elle est un bien public local ou régional (aménités, services écologiques, input public pour attraction touristique, assurance). Elle contribue également à la fourniture de biens publics globaux (conservation d'un pool génétique, contribution au climat, etc.). (...) »

Les qualifications d'exclusion et de rivalité ne sont pas toujours intrinsèques au bien considéré : elles évoluent avec la demande sociale (démographie, socio-économie), le progrès technologique, la structure des incitations, la réglementation, etc. Par exemple pour la biodiversité : « La construction de la notion de « ressources génétiques »

- Bien public - bien collectif en accès libre - bien privé ? »

Le statut de la biodiversité amène à se poser certaines questions.

Certaines d'entre elles sont communes aux biens publics :

- « – Quelle quantité produire ?
- Qui doit les financer ?
- Comment allouer des droits d'usage si encombrement ? »

D'autres questions sont spécifiques à la biodiversité :

- « • Comment induire les pays riches en biodiversité à la préserver pour le bien commun ?
 - Transferts de revenus ?
 - Conditionnels ou forfaitaires ?
- Comment ne pas les sur-compenser : principe des coûts incrémentaux (additionalité) du GEF/FEM ? »

¹⁵³ Encadré extrait d'un diaporama de formation, Introduction à l'analyse économique des biens publics globaux, Jean-Michel Salles, CNRS, UMR LAMETA, Décembre 2008. Accessible sur le site : <http://www.difed.agropolis.fr/formationp15/JMSallesBPG.pdf>

Encadré 2 : « La conservation de la biodiversité, improbable bien public mondial » (Compagnon, D. 2002 et 2008)¹⁵⁴

Les biens publics mondiaux sont définis par Inge, Grunberg et Stern de la façon suivante¹⁵⁵ :

1) Ce sont d'abord des « biens publics » marqués par deux caractères :

- l'accès à ces biens n'est pas réservé à une minorité « d'acheteurs », ils sont *a priori* accessibles à tous,
- leur consommation par ceux qui y ont accès ne prive pas les autres de la jouissance du même bien.

2) Pour être « publics » à l'échelle mondiale, ils doivent bénéficier à la totalité des pays, à l'ensemble des groupes sociaux à l'intérieur de ces pays et aux générations futures autant qu'à la présente. (...)

Les caractères non-exclusif de l'accès au bien et non-concurrent de l'usage, caractéristiques du bien public, ne se vérifient ici que dans la mesure où l'on raisonne dans l'abstraction sur la biodiversité globale. (...). Dès que l'on raisonne sur des espèces spécifiques situées dans leurs aires de répartition, la fiction du libre accès se heurte d'abord au principe de territorialité des Etats et de leurs ressources, renforcé par la Convention sur la biodiversité de 1992, laquelle reconnaît aux Etats la pleine souveraineté sur leur ressources naturelles et biologiques (art. 1). (...) En outre, l'accès peut être restreint de facto pour la préservation même d'une espèce pâtissant soit de la sur-fréquentation touristique, à l'instar de la tortue des Galapagos, ou de prélevements excessifs – le rhinocéros ou certains cétacés.

Par ailleurs, l'usage non-concurrent est largement démenti par les faits : qu'il s'agisse de la flore ou de la faune, les prélevements sur la ressource (...) réduisent sa disponibilité parfois jusqu'à l'extinction (...).

Certains auteurs distinguent alors ces « *common pool resources* » (CPR), caractérisées par la 'non-exclusion' mais la 'rivalité', des biens publics proprement dits¹⁵⁶. Cette notion de ressources d'usage commun présente l'avantage d'intégrer les conflits d'usage portant sur des ressources susceptibles de s'épuiser, sans pour autant fournir de formule magique pour les résoudre. La conservation de la biodiversité constituerait donc, au mieux, un bien public mondial « impur ».

Une même ressource peut constituer à la fois un CPR à l'échelon local et participer d'un bien commun planétaire à l'échelon global, revêtant ainsi une signification différente pour les acteurs impliqués aux différents niveaux de gestion. C'est bien le cas de la biodiversité, car les espèces sauvages ne revêtent pas la même valeur d'usage pour les populations vivant au contact de la ressource et pour les ONG, les scientifiques et les organisations internationales qui entendent défendre un intérêt général de l'humanité. C'est pourquoi il paraît difficile de placer les forêts tropicales humides dans les communaux globaux (Smouts 2001) : en effet, les forêts se trouvent toujours sur le territoire d'un Etat, donc sous sa juridiction ; elles ne sont en aucun cas *res nullius*. Toutefois, la question de la déforestation par la disparition des dernières grandes forêts primaires en Amazonie, en Asie du Sud-Est ou dans le bassin du Congo relève bien d'une problématique de 'bien commun'. Outre leur fonction de réservoir exceptionnel de biodiversité, ces massifs jouent un rôle certainement important, bien que mal connu, dans la régulation climatique globale. Cette contradiction est au cœur des difficultés rencontrées pour concevoir une gestion adaptée des communaux globaux. »

Ces débats sur le statut de la biodiversité influent directement sur la question de sa gouvernance (Encadrés 3 et 4).

Encadré 3 : Quelques questions soulevées par la gouvernance de la biodiversité (Compagnon, D. 2002)

« La mise en oeuvre d'une gouvernance mondiale de la biodiversité bute sur une double contradiction : entre le caractère local des externalités négatives et le caractère global des externalités positives de la conservation ; entre les engagements pris par les Etats dans le cadre des régimes internationaux de gestion et les aspirations réelles des populations auxquelles ces Etats sont censés rendre des comptes et dont procède leur légitimité à agir. »

¹⁵⁴ Les passages présentés dans l'encadré sont extraits de : Compagnon, Daniel. 2002. « La conservation de la biodiversité, improbable bien public mondial », in Constantin François dir. *Les Biens Publics Mondiaux : Un mythe légitimiteur pour l'action collective ?*, pp. 163-189. <http://www.afsp.msh-paris.fr/archivesei/biensmondtxt/compagnon.pdf>; ainsi que de : Daniel Compagnon, « La biodiversité, entre appropriation privée, revendications de souveraineté et coopération internationale », *Développement durable et territoires*, Dossier 10 : Biens communs et propriété, mis en ligne le 07 mars 2008, URL : <http://developpementdurable.revues.org/index5253.html>

¹⁵⁵ Inge (P), Grunberg (I.), Stern (M.A.), *Global Public Goods : International Cooperation in the 21st Century*, New York/Oxford, UNDP/Oxford University Press, 1999, chapitre 1 « Defining Global Public Goods ».

¹⁵⁶ Young (O.R.), « Gérer les biens communs planétaires : Réflexions sur un changement d'échelle », *Critique Internationale*, n° 9, octobre 2000.

Encadré 4 : Echelle du bien public et gouvernance (MEDD, 2003) ¹⁵⁷

« La diversité des "biens publics mondiaux purs" et de leurs modalités de production nécessite des modalités institutionnelles et de gouvernance diversifiées. Leur point commun est cependant d'impliquer, à l'échelle planétaire, la définition d'objectifs pertinents pour faire réellement face aux enjeux, la répartition des engagements, la mise en oeuvre de moyens de contrôle mutuel ainsi que la possibilité de recourir, en tant que de besoin, à des mécanismes contraignants pour faire respecter les engagements. »

« L'échelon géographique du bien public n'est pas sans conséquences : en terme de révélation des préférences, de décision comme de gestion, il apparaît en effet nécessaire de proposer des institutions qui relèvent du même échelon. Ainsi, l'eau gagne-t-elle à être gérée par bassins, ce qui n'enlève pas son utilité aux enceintes internationales qui mobilisent des financements, recherchent une meilleure régulation du secteur, ou établissent des normes de potabilité. Alors que l'effet de serre est une vraie problématique mondiale puisque les changements climatiques sont une conséquence de l'augmentation de la concentration dans l'atmosphère des gaz à effet de serre. Il est donc nécessaire de traiter de la coopération au sujet de l'effet de serre dans des enceintes internationales, ce qui n'enlève pas son utilité aux initiatives individuelles et locales. »

¹⁵⁷ Ministère de l'environnement et du développement durable, 2003, « Biens publics mondiaux et négociations internationales » Frances, H., Nass, F

ANNEXE II : Instruments économiques pour la préservation de la biodiversité : typologies de référence

1. Typologie de l'OCDE : Instruments économiques appliqués à la biodiversité

Typologie synthétique

Instruments fondés sur les prix : reposent sur l'idée que l'on peut répercuter les coûts des pertes de biodiversité sur les prix des activités qui les ont provoquées, ou que les activités bénéfiques pour la collectivité devraient bénéficier d'une imposition réduite. Ils prennent généralement la forme de taxes, de droits/redevances ou de prélèvements ;

Instruments fondés sur la responsabilité (taxes de non-conformité ou cautions de bonne exécution) : ils modifient les incitations économiques associées aux activités qui présentent un risque pour l'environnement, en augmentant la probabilité que les auteurs d'atteintes à l'environnement soient obligés d'en payer les conséquences ;

Subventions : englobent l'ensemble des aides financières explicites apportées aux activités qui améliorent qualitativement ou quantitativement la biodiversité ;

Réforme ou suppression des subventions ayant des effets pervers ;

Création de marchés et attribution de droits de propriété bien définis : entrent dans cette catégorie les mesures susceptibles de créer un marché en définissant les droits de propriété afférents aux ressources ou à leur utilisation et en rendant ces droits négociables.

Typologie détaillée

Taxes : versements obligatoires effectués au profit des administrations publiques sans contrepartie : les prestations fournies par les administrations aux contribuables ne sont pas proportionnelles à leurs versements (par exemple, taxe sur le tourisme au Mexique ou sur les engrains aux Pays-Bas).

Redevances/droits : versements obligatoires, comportant une contrepartie et effectués au profit des administrations publiques ou d'organes extérieurs à celles-ci. Il existe un lien entre le montant du droit ou de la redevance et le service rendu (exemples des droits perçus au titre des activités touristiques dans les parcs naturels, de l'utilisation du domaine public pour le pacage en agriculture, de l'utilisation de zones fragiles, ou de la chasse ou de la pêche visant des espèces menacées).

« Prélèvement » : tous les types de versements obligatoires. Selon la classification OCDE, il existe des « cas limites » où on peut considérer qu'un prélèvement « n'a pas de contrepartie » et équivaut donc à un « impôt » (si le versement est effectué au profit des administrations publiques, contrairement à un droit ou à une redevance).

Taxes de non-conformité, perçues dans un cadre non pénal, visent les pollueurs ou les utilisateurs de ressources naturelles qui ne respectent pas les réglementations applicables en matière d'environnement ou de gestion des ressources naturelles. Les paiements peuvent être proportionnels à certaines variables, telles que les dommages imputables à la non-conformité et les bénéfices réalisés du fait de la conformité imparfaite ou de la non-conformité (cas du braconnage ou de l'exploitation forestière illégale).

Cautions de bonne exécution : dépôts (« cautions ») exigés des pollueurs ou utilisateurs afin de garantir le respect des prescriptions applicables relatives à l'environnement ou aux ressources naturelles. Le remboursement a lieu lorsque la conformité est effective (on peut citer en exemple les cautions en vigueur en Australie pour les activités extractives et au Canada pour les sites accueillant des déchets dangereux).

Subventions : dons, prêts assortis de conditions libérales, allégements fiscaux, « fonds verts » et amortissement accéléré.

Subventions encourageant des formes d'utilisation des ressources entraînant la dégradation ou l'appauvrissement de la diversité biologique. Les incitations perverses résultent de défaillances de l'intervention des pouvoirs publics : la mesure

qui en est à l'origine a été prise sans tenir compte de ses répercussions ultérieures (soutien des prix et subventions à l'achat de nouveaux navires dans le secteur de la pêche, utilisation d'engrais et de pesticides subventionnée en agriculture).

Création de marchés et attribution de droits de propriété bien définis : démarche envisageable s'il est possible de définir et de faire respecter des droits de propriété concernant des biens et services facilement identifiables et si les coûts de transaction sont suffisamment bas et les intéressés suffisamment nombreux pour assurer la continuité des échanges (quotas individuels transférables dans la gestion des pêcheries, droits d'aménagement négociables/transférables).

2. Typologie du PNUE

Le Programme des Nations-Unies pour l'environnement (PNUE) a publié en février 2003 un Projet de Document de Travail à destination de son Groupe de travail sur les instruments économiques, intitulé « Le rôle des instruments économiques dans le contexte de la biodiversité liée aux engagements multilatéraux sur l'environnement ». Ce document propose la typologie d'instruments suivante :

Droits de propriété : ils peuvent être établis en ce qui concerne les Sols ou des éléments spécifiques des Ecosystèmes, tels des espèces de faune ou de flore. Ils peuvent provenir d'Accords environnementaux tels des accords de gestion portant sur : la biodiversité privée, des zones prioritaires, la conservation de droits divisibles (facilitant les transactions entre individus), le développement de Droits échangeables ou des Compensations ou des Crédits pour la séquestration de CO₂.

Création de marchés (mécanismes additionnels après que les droits de propriété ont été établis) : Compensation de séquestration de CO₂, droits échangeables, Ecolabeling, Bioprospection (création de marchés basés sur l'exploitation de ressources génétiques (produits pharmaceutiques, de l'horticulture, cosmétiques, botaniques, de l'agriculture), Production de Services Hydrologiques (amélioration de la qualité des eaux pour les utilisateurs aval, régulation du niveau des eaux, réduction des charges sédimentaires).

Paiements pour services rendus : extraction de ressources, produits du bois (dans une zone protégée), droits d'entrée, paiement pour des concessions pour des activités touristiques ou des droits de chasse et de pêche.

Instruments fiscaux : Exemptions ou Déductions, partielles ou totales, de taxes liées à la conservation de la nature ou à son utilisation durable, Taxation pour usage différencié de l'usage des sols.

Taxes pour déforestation, visant à la décourager (unités de paiements par hectare ou par mètre cubique de bois extrait).

Fonds environnementaux et autres aides financières.

Systèmes de responsabilité : Amendes environnementales payées par des entreprises pour dépolluer l'environnement et restaurer des sites, mesures de Compensation (mécanismes selon lesquels les pollueurs doivent payer pour compenser l'impact environnemental négatif causé par leurs activités), « Environmental performance bonds » (Cautions) utilisés principalement pour garantir le respect des exigences environnementales : le dépôt est restitué lorsque la conformité est assurée.

Instruments économiques pour la Protection de la Biodiversité au niveau international : ces instruments sont pour l'heure très peu nombreux, en 2003 étaient évoqués : le mécanisme de financement tel le GEF ; le « Ramsar Small Grants Funds », fondé pour une large part sur des Contributions Volontaires bilatérales ; des possibilités de Taxes incluant l'introduction d'une taxe internationale sur les émissions de CO₂ dont une partie pourrait être dédiée à la conservation de la biodiversité et à son utilisation durable ; le mandat de Doha qui inclue des négociations sur la réduction ou l'élimination de barrières tarifaires pour les biens et services environnementaux qui peuvent concerner les produits issus d'une gestion durable des forêts, des Compensations de CO₂...

3. Typologie du groupe ENVECO de la Commission européenne

Le Groupe ENVECO de la Commission Européenne a discuté (25 avril 2006), un document (non daté) intitulé « The economics of biodiversity policy ». Ce rapport adopte la typologie suivante :

Mécanismes financiers : les mécanismes de paiement publics sont les plus courants mais les mécanismes privés existent aussi : ESC mentionne les entreprises d'eau minérale qui payent les agriculteurs pour qu'ils maintiennent sur le long terme des pratiques à faible utilisation de nutriments et de pesticides. De nombreuses institutions financières ont mis en place des fonds verts. Les mécanismes publics peuvent prendre différentes formes : achats de sols, compensation pour gestion de sols, provisions fiscales (amortissement accéléré). Un autre mécanisme consiste en un « échange dette-nature ». Le document prend

aussi l'exemple de la PAC, qui soutient financièrement les pratiques agricoles qui procurent des services aux écosystèmes, au travers des MAE) ;

Echanges de permis : ces mécanismes créent des prix en restreignant l'accès aux ressources naturelles :

- un exemple est donné avec les quotas de pêche individuels transférables, en vigueur au Chili, en Nouvelle-Zélande, en Islande ainsi qu'au Danemark, en Italie, aux Pays-Bas et au Portugal ;
- un autre exemple est fourni par l'« habitat banking and the wetland mitigation credit trading », relié au système bancaire aux USA : quand les aménageurs ne peuvent éviter des dommages aux zones humides, ils peuvent acheter des crédits obtenus (et garantis par les banques) par d'autres parties, qui ont effectivement protégé des zones humides dans une autre zone ;
- ce système peut également s'appliquer à des restrictions d'activités ou à des inputs qui pèsent négativement sur les provisions de services à la nature aux USA : des fermiers modifient leurs pratiques agricoles en réduisant leur consommation de nitrogène et de phosphore, gagnent des crédits qui peuvent être vendus à des sources fixes du même bassin hydrographique qui peuvent alors réduire leurs propres activités antipollution en respectant la même qualité d'eau (exemple introduit en 2005 dans l'aire de la Baie Chesapeake dans le but d'atteindre les cibles 2011 des plans de restauration).

Taxes, redevances, droits : mettre ces instruments en place est une façon directe de créer des prix pour les services en vue de réduire l'accès à ces services à des niveaux durables.

- un exemple est celui de la conversion de terre telle qu'appliquée aux Philippines ou à l'Île Maurice. Ce schéma vise à protéger les terres arables contre les projets d'occupation par l'industrie ou l'urbanisme ;
- l'Île Maurice applique aussi une taxe de « morcellement » aux promoteurs quand ils divisent la parcelle en lots ;
- en Pologne, une redevance pour changement d'usage des sols de 10% de la valeur future du blé est perçue sur une période de 10 ans lorsque qu'une terre arable est ainsi transformée en projet de développement. Une charge de 10-15% de la valeur du marché s'applique s'il s'agit d'une zone forestière.

Information : le document rappelle que la disponibilité de l'information est une condition importante pour que ces instruments puissent fonctionner. Cette condition n'est pas rencontrée dans de nombreuses situations, ce qui rend l'application des instruments de marché plus difficile.

Au cours de cette rencontre d'ENVECO, a été faite une présentation qui a repris cette même typologie, cependant complétée de trois autres types d'instruments :

- Subventions ;
- Labellisation et certification ;
- Responsabilité et mécanismes Compensatoires.

ANNEXE III : Tableau présentant les liens entre fonctions, processus biologiques et indicateurs

Fonctions	Description des processus biologiques	Indicateurs proposés
Échanges gazeux	Ces échanges se font à l'interface entre plusieurs milieux, principalement entre l'atmosphère et la végétation (cf. photosynthèse : absorption de CO ₂ et rejet d'O ₂ par les végétaux).	densité de la végétation/ biomasse ; production primaire ; abondance en phytoplancton.
Autoépuration de l'eau	Un ensemble de processus biologiques et chimiques permettent l'élimination de substances présentes dans l'eau.	diversité et abondance de micro-organismes invertébrés ; structure du sol ; densité et diversité végétale.
Piègeage de particules	Les plantes (feuillage) constituent un filtre naturel qui piège les particules de l'eau ou de l'air, ou favorise leur dépôt en diminuant les vitesses des vents et des courants.	densité de la végétation ; taux de sédimentation, diversité et abondance en invertébrés aquatiques.
Transports solides	Dans les rivières et cours d'eau, les transports solides de sédiments interviennent quand la vitesse du courant est supérieure à la vitesse de sédimentation. En milieux non aquatiques, les matières solides sont transportées par l'eau de ruissellement ou le vent.	stabilité structurale des sols ; énergie cinétique des cours d'eau.
Résistance de la végétation aux perturbations	La structure et le complexe sol-racines des peuplements végétaux jouent un rôle dans la réponse de la végétation aux forces des vents. La composition et la structure des peuplements végétaux conditionnent leur résistance aux feux. La présence de la végétation constitue une barrière naturelle qui limite la progression de l'avalanche.	diversité des systèmes racinaires ; horizons organiques des sols ; quantité de bois mort ; taux d'humidité.
Rétention de l'eau dans les sols et les sédiments	Les caractéristiques des sols et des sédiments conditionnent l'infiltration de l'eau provenant des précipitations, et la recharge des nappes souterraines. La capacité de rétention de l'eau a un rôle dans la limitation des risques d'inondations et d'érosion des sols.	structure des sols ; densité végétation/feuillage.
Ecoulements d'eau	La présence d'eau de surface ou dans le sol a une influence sur le climat local, en jouant sur l'humidité et les températures.	débits ; stabilité des sols ; recouvrement de la couverture végétale.
Effet albédo/réflexion	L'albédo correspond à la portion d'énergie solaire réfléchie par rapport à l'énergie solaire incidente arrivant sur une surface. Il est lié à la capacité des surfaces à absorber ou réfléchir la lumière (influence sur le climat local).	recouvrement de la couverture végétale.
Approvisionnement des sols et des sédiments en matière organique	L'approvisionnement en matière organique des sols dépend de la restitution de la biomasse au sol et de sa nature.	biomasse végétale ; densité de la végétation.
Décomposition de la matière organique du sol, recyclage des éléments nutritifs	La microfaune du sol (bactéries, champignons) et la macrofaune assurent la décomposition de la matière organique par dégradation métabolique aérobie.	diversité et abondance en microorganismes et faune du sol ; types d'humus ; qualité de la matière organique.
Formation de la structure des sols et processus de sédimentation	Les processus de formation des sols et de sédimentation dépendent des caractéristiques physiques et chimiques des sols, et des microorganismes et de la faune du sol.	densité et diversité de la végétation ; taux de sédimentation.
Interactions biotiques : prédition-parasitisme-compétition	L'ensemble des relations trophiques assure une régulation entre les différentes espèces. Ces processus contribuent au contrôle biologique, en limitant les parasites et la prolifération d'espèces. D'autres interactions sont à souligner, comme la pollinisation.	diversité et abondance en nématodes, arthropodes, prédateurs ; idem en oiseaux, batraciens, reptiles.
Habitat / biotope	Chacune des fonctions identifiées ci-dessus ne peut être remplie qu'en présence de certaines conditions biotiques et abiotiques. Par exemple, certaines espèces ont besoin d'un habitat spécifique pour leur reproduction. Si cet habitat est dégradé, l'espèce ne peut se reproduire et ne se maintient pas.	surface d'habitat favorable ; abondance et diversité de groupes fonctionnels ; connectivité et fragmentation.

Source : MEEDDM/MNHN « Projet de caractérisation des fonctions écologiques des milieux en France »

Commissariat général au développement durable
Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable
Tour Voltaire
92055 La Défense cedex
Tél : 01.40.81.21.22

Retrouver cette publication sur le site :
<http://www.developpement-durable.gouv.fr/developpement-durable/>

Conservation et utilisation durable de la biodiversité et des services écosystémiques : analyse des outils économiques

Ce rapport thématique 2010 de la commission des comptes et de l'économie de l'environnement s'adresse aux différents acteurs susceptibles de concevoir, d'évaluer et de mettre en œuvre des politiques visant la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité. Ce rapport, co-écrit ou relu par une quarantaine d'experts et d'économistes sous la coordination du CGDD, présente une palette d'outils économiques utilisés en France et à l'étranger.

Dans deux parties introductives, il présente les défis posés par la conservation de la biodiversité, en France métropolitaine et d'Outre-mer, et situe les outils économiques dans les politiques de protection de la biodiversité internationales, européennes et françaises. Le rapport synthétise, dans une troisième partie, les travaux menés en France sur l'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques en présentant et en discutant les méthodes utilisées. Il analyse ensuite une trentaine d'outils économiques au service de la biodiversité, en faisant le point de leur utilisation en France et à l'étranger et en dégageant les principaux retours d'expérience. Enfin, il ouvre sur un ensemble de perspectives en débat pour une utilisation accrue de ces outils en France.

La commission des comptes et de l'économie de l'environnement est placée auprès du ministre chargé de l'environnement. Ses travaux permettent entre autres, « dans une perspective de développement durable d'étudier : la contribution des activités environnementales au développement économique et social [...] et à l'amélioration de la qualité de la vie ; l'intégration de l'environnement dans les politiques sectorielles. » « La commission contribue à l'harmonisation des méthodes de description, d'estimation ainsi que d'analyse coûts-bénéfices des actions et de l'absence d'action dans les domaines [de l'environnement], à des fins de comparaisons, notamment internationales. »



Date : Novembre 2010

ISSN : 2102 – 474X

ISBN : 978-2-11-098881-2