

Mise en marché de la nature : des mécanismes pour sa conservation ? Leçons du premier site expérimental français de la compensation par l'offre

Calvet C. & Napoléone C.

1. Introduction

Le site de *Cossure*¹, situé dans la plaine de Crau (Bouches-du-Rhône, France), est la première expérimentation française du dispositif de *compensation par l'offre*. Inspirée du modèle américain d'« habitat banking », cette opération pilote menée par CDC Biodiversité et le Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, expérimente la création de la première *réserve d'actifs naturels* française².

L'objectif du mécanisme de compensation par l'offre est double. Il s'agit premièrement de répondre à la norme de *no net loss* et ainsi, d'éviter toute *perte nette de biodiversité* en recréant, en amont d'un futur aménagement, un milieu identique à celui qui sera détruit. Conjointement, le mécanisme de compensation par l'offre permet l'émergence d'une nouvelle institution dans la préservation de la nature : le *marché*, dont les attentes en termes de protection de la nature sont fortes, et à la fois questionnables.

Le mécanisme de la compensation par l'offre répond à une volonté et aux tendances internationales d'orienter les politiques de conservation et de gestion de la biodiversité vers des modes privés de régulation économique³. Les outils développés à l'issue de ces orientations politiques se sont majoritairement répandus dans les sphères politique et scientifique depuis la médiatisation des rapports faisant référence sur le sujet, l'Évaluation des Ecosystèmes du Millénaire (MA) en 2005 et l'Économie des Ecosystèmes et de la Biodiversité (TEEB) en 2010 (Pesche et al., 2011).

Pour certains, ces mécanismes de marché offrent de nouvelles sources de financements des opérations de conservation de la nature à un moment où l'action publique est confrontée à de fortes contraintes, principalement budgétaires (McAfee, 2011). Pour d'autres, ces outils permettent au contraire de mercantiliser un bien commun qui doit rester non marchand : la *Nature* (Maris et al. 2010, Nunes et Van den Bergh, 2001). En effet, une des critiques négatives du dispositif de compensation par l'offre, est qu'il permet aux acteurs économiques les plus fortunés de s'exonérer de leur responsabilité environnementale en achetant des « droits à détruire ». En dehors des considérations idéologiques, les arguments qui s'opposent ne sont pas dénués de sens. Il est alors intéressant de confronter ces critiques à une observation attentive de la première *réserve d'actifs naturels* développée en France.

Au-delà de l'expérience réalisée en Crau, les enseignements tirés permettent d'alimenter les

¹ Voir : <http://www.cdc-biodiversite.fr/nos-projets/cossure-reserve-d-actifs-naturels>

² Les actifs naturels correspondent à des unités de compensation qu'un aménageur peut d'acquérir auprès d'une banque de compensation en réponse à ses obligations de compensation. L'opérateur se charge alors de la mise en œuvre pratique des mesures compensatoires par la réalisation d'opérations apportant un **gain** de biodiversité. Ce gain est par la suite divisé en actifs naturels.

³ Comme les marchés des droits à polluer faisant suite au protocole de Kyoto (1997).

débats relatifs à l'expansion des dispositifs marchands pour préserver la nature⁴, et répondent ainsi à un enjeu crucial d'éclairer la décision publique sur le développement de ces outils. Les réserves d'actifs naturels connaissent aujourd'hui un fort regain d'intérêt au niveau européen (Ten Kate et al. 2010), une analyse critique de la mise en place de ces logiques de marché pour la conservation de la nature nous paraît alors indispensable.

Dans la première partie de cet article, nous nous intéressons à rappeler brièvement quelques éléments des contextes institutionnels national et international dans lesquels s'insèrent les outils de marché pour la préservation de la biodiversité. Nous décrivons par la suite le dispositif de la compensation par l'offre, en évoquant les principaux objectifs théoriques et politiques auxquels les outils de marché se réfèrent. Nous terminons cette partie par une description et un bilan des premières applications au niveau international. Dans la deuxième partie, nous discutons des résultats issus de la première analyse institutionnelle de la mise en œuvre du dispositif de compensation par l'offre dans la plaine de Crau. Au travers de cette analyse, nous interrogeons l'efficacité, la pérennité et la légitimité du dispositif de régulation par l'offre, paramètres clés dans l'évaluation de cette première expérimentation. Il s'agit en effet de questionner l'efficacité écologique du dispositif, puis de s'assurer de sa pérennité institutionnelle, et enfin, de s'intéresser à la légitimité sociale questionnée par l'utilisation de ces outils (Chabran, 2011 ; Chabran et Napoléone, 2012).

Cette étude nous a également permis de révéler l'importance de l'agriculture au sein du dispositif de compensation par l'offre réalisé sur Cossure⁵. En effet, au-delà de ses impacts locaux, l'expérience ouvre un champ de réflexion sur la place de l'agriculture dans les dispositifs de compensation. Cette réflexion est à mener au regard des essors récents sur l'importance de considérer, au-delà des espaces patrimoniaux, les espaces ordinaires dans les politiques de conservation de la nature (MEA, 2005 ; Margules et al. 2000).

2. La compensation écologique par l'offre

2.1. Le contexte

L'insertion de la biodiversité dans des dispositifs marchands est une tendance internationale dont les attendus sont assez bien symbolisés par le *Millennium Ecosystem Assessment*⁶. Il s'agit d'utiliser les instruments de marché pour permettre la protection d'espèces ou de milieux que les régulations publiques peinent à assurer. Ces instruments doivent leur existence principalement à la mise en œuvre d'un précepte relativement nouveau dans la gestion de l'environnement : les politiques de « no net loss » ou « pas de perte nette ». Cette norme de « no net loss » fait référence à l'établissement d'un optimum social (au sens de Pareto⁷) basé sur un état désirable de la biodiversité à conserver à un moment donné.

⁴ Pour une revue des dispositifs existants, voir : Vatn, Barton, Lindhjem et Movik (2011), Can markets protect biodiversity? An evaluation of different financial mechanisms. Noragric Report No. 60. Department of International Environment and Development Studies. Norwegian University of Life Sciences.

⁵ Le site de Cossure était, à l'origine, principalement composé de coussoul, écosystème de type steppique endémique qui résulte d'un contexte géophysique particulier et d'une tradition agropastorale relative à 4 000 ans de pâturage ovin extensif.

⁶ Voir : <http://www.maweb.org/fr/index.aspx>

⁷ En économie, un optimum de Pareto, nommé ainsi d'après l'économiste italien Vilfredo Pareto, est un état de la société dans lequel on ne peut pas améliorer le bien-être d'un individu sans détériorer celui d'un autre.

Cette idée, dont on peut situer l'origine au National Wetland Policy Forum en 1987, implique que les politiques environnementales doivent préserver un certain niveau de biodiversité sur leur territoire (révélée opérationnellement par la mise en œuvre des séquences « éviter-réduire »). En cas d'atteintes à ce « niveau » de biodiversité, les politiques doivent mettre en œuvre des moyens ou des actions pour les compenser afin de retrouver le niveau de biodiversité à conserver. La compensation ne doit intervenir qu'en dernier lieu du tryptique « éviter-réduire-compenser », les aménageurs ayant dû au préalable démontrer qu'ils leurs étaient impossible d'éviter, ou de réduire les impacts résiduels générés sur la biodiversité (**Encadré 1**). Ainsi, la réglementation oblige les aménageurs qui impactent la biodiversité protégée à compenser ces impacts par des mesures favorables à la biodiversité (Geniaux, 2002).

Encadré 1 - Principe légal de la compensation écologique.

En France, la compensation écologique des impacts négatifs des aménagements fut initiée par la loi de protection de la Nature de 1976⁸, pour des aménagements impactant des milieux naturels inscrits au réseau Natura 2000⁹, des milieux humides¹⁰, pour le déboisement¹¹, pour toute demande de dérogation à l'interdiction de destruction d'espèces protégées et depuis 2006 pour des impacts sur des habitats d'espèces protégées. Plus récemment, les lois du Grenelle de l'environnement I et II ont renforcé la notion de compensation écologique en la rendant obligatoire et en « *renforçant l'Autorité Environnementale* » (renforcement non mis en œuvre à ce jour)¹². Formellement, lorsqu'un projet d'aménagement présente un intérêt public majeur, défini comme « *l'intérêt de la santé et de la sécurité publique ou pour d'autres raisons impératives d'intérêt public majeur, y compris de nature sociale ou économique* », et qu'il est impossible de l'éviter ni d'en réduire les impacts écologiques, le maître d'ouvrage a une obligation de *compenser* les impacts par une action portant plus-value écologique sur un espace naturel équivalent, à proximité ou connecté écologiquement. L'autorité environnementale¹³ définit alors les équivalences et la zone au sein de laquelle les compensations sont possibles. Les équivalences correspondent au ratio imposé par l'autorité environnementale à l'aménageur entre la surface détruite et la surface réhabilitée ou restaurée. L'hypothèse sous-jacente est que la restauration écologique est une action complexe et risquée pour laquelle accroître les surfaces traitées minimise le risque de perte nette de biodiversité. Dans ce cadre, les aménageurs doivent proposer des projets de compensations qui précisent leur nature, leur localisation, les équivalences souhaitées¹⁴. Une négociation

⁸ Initialement avec la loi de protection de la nature de 1976 n°76-629 et le décret n° 77-1133 du 21/08/77 pris pour l'application de la loi n° 76-663 relative aux ICPE (installations classées pour la protection de l'environnement).

⁹ L'article L414-4 reprend l'article 6 de la directive Habitat (cf. II.C.2). Il y est prévu une "Evaluation des incidences Natura 2000" pour les projets, les manifestations ou les documents de planification pouvant affecter de manière significative un site Natura 2000. Ces types de projets sont décrits sur des listes nationales (décret du conseil d'Etat) ou locales.

¹⁰ Articles R214-6 et R214-32 de la Loi sur l'eau.

¹¹ Article L311-4 du code forestier avec l'introduction d'une réglementation sur le ratio surfacique de la compensation qui va de 2 à 5.

¹² Loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement.

¹³ Dans la majorité des cas, la Direction Régionale de l'Équipement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL) au titre du préfet de région.

¹⁴ Les maîtres d'ouvrage peuvent faire des aménagements directs (des "crapauducs" pour un opérateur autoroutier par exemple), acquérir des surfaces de milieux écologiquement comparables mais non encore protégés et en garantir la conservation... Ils peuvent enfin réaliser d'autres opérations en faveur de la biodiversité dites « mesures d'accompagnement » comme le financement de la recherche ou de programmes d'actions en faveur de la biodiversité (Diren-Paca, 2009).

s'engage alors entre les services de l'Etat et l'aménageur. *In fine*, le préfet décide des mesures à exercer, au cas par cas¹⁵. Les compensations ex-post ne permettant pas d'éviter une perte nette de biodiversité, tout du moins temporaire, la loi prévoit également des compensations par l'offre reposant sur une restauration écologique antérieure au dommage. Un opérateur qui a généré une plus-value écologique sur un milieu naturel, peut transformer les montants investis en actifs, c'est-à-dire en parts négociables dont il devient propriétaire. Un aménageur qui doit s'acquitter d'une compensation peut alors lui acheter des actifs à hauteur du montant qui permet d'honorer ses obligations légales de compensation.

La gamme des mesures compensatoires qu'il est possible de mettre en œuvre est diversifiée. Elles ont, jusqu'à présent en France, pris la forme de compensations au cas par cas où l'aménageur demande l'autorisation de réaliser un projet d'aménagement impactant la biodiversité et propose une mesure compensatoire adéquate. Il s'agit alors de compensations par la demande qui correspondent principalement à des réalisations directes d'actions de préservation de la biodiversité, ou à des participations financières à des programmes de restauration ou de conservation de la biodiversité. Un autre type de mesures compensatoires est possible, il s'agit d'achats de crédits de compensation auprès d'une banque d'actifs naturels au sein d'un dispositif de compensation par l'offre.

Dans ce cadre, le dispositif de la compensation par l'offre est survenu récemment comme une innovation institutionnelle qui permettrait de répondre à aux enjeux de préservation d'un optimum social de la biodiversité, en offrant un moyen supplémentaire aux aménageurs d'accomplir leurs besoins de compensation.

2.2. Le dispositif

La compensation par l'offre suppose l'entrée d'un nouvel acteur dans le paysage de la conservation de la biodiversité. Une des formes de compensation par l'offre est la création, par un opérateur privé, d'une banque d'actifs naturels offrant des unités de compensation à de futurs aménageurs. Indépendamment d'un projet d'aménagement, l'opérateur privé met en œuvre des mesures de restauration, réhabilitation ou création d'un certain écosystème, milieu ou habitat¹⁶, qui doivent révéler un gain de biodiversité. Ce gain est qualifié à l'aulne des instances publiques en charge de la planification des politiques environnementales régionales. Une fois validées, les mesures de restauration peuvent ensuite devenir des mesures compensatoires. En effet, la loi de 1976 permet à un investisseur privé de restaurer et de s'engager à gérer un milieu naturel patrimonial, puis, au-devant d'une procédure administrative, de transformer les investissements réalisés sur ce site en actifs financiers négociables (Ten Kate et al. 2010). Le nouveau milieu ainsi créé devient alors une réserve d'actifs naturels offrant des unités de compensation à des aménageurs devant s'acquitter d'une compensation du même type d'écosystème, habitat, milieu.

¹⁵ Ces mesures ne furent pas toujours coordonnées et respectées jusqu'à une période récente. Par exemple, la fragmentation écologique inhérente à l'autoroute A7 a motivé la réalisation de l'écoduc du Grand Bœuf en 2011, 44 ans après la construction de l'autoroute.

¹⁶ L'énonciation de ces différents termes n'est pas anodine car elle révèle le manque de précision dans le cadrage actuel du dispositif de la compensation.

Par ce mécanisme, il s'agit alors de remplacer une certaine biodiversité qui viendrait à disparaître à la suite d'actions humaines considérées comme prioritaires sur la protection de l'environnement, par la création d'une autre biodiversité jugée comparable, équivalente, à celle détruite. De fait, les notions de *reproductibilité* et de *substituabilité* des espaces naturels, au regard de critères d'évaluation de l'instance publique, sont introduites.

2.3. L'émergence d'un marché

Le dispositif de compensation par l'offre permet l'émergence d'un nouveau marché. Si l'on s'intéresse aux définitions du *marché* en économie, il s'agit d'un « mécanisme régulant des échanges de biens par lequel des acheteurs et des vendeurs interagissent pour déterminer le prix et la quantité d'un bien ou d'un service (Samuelson & Nordhaus, 1998) », ainsi que d'un « système organisé avec un ensemble de règles et de normes définissant l'échange d'un bien ou d'un service entre des vendeurs et des acheteurs (Guesnerie, 2006) ». Nous sommes donc en présence d'une nouvelle institution. A l'occasion de ce marché, le service échangé entre l'opérateur privé et l'aménageur, est la *compensation* d'impacts résiduels à l'occasion d'un aménagement.

Pourquoi et Pour Quoi développer un marché pour préserver la biodiversité ?

Outre d'éviter la perte nette de biodiversité, la compensation écologique, qu'elle soit par la demande ou par l'offre, permet de mobiliser de nouveaux moyens financiers pour la protection des milieux naturels à forte valeur patrimoniale. Dans un contexte de tensions et de choix financiers, l'entrée de financements privés dans les politiques de préservation de la biodiversité apparaît plutôt comme bienvenue. Dans ce contexte, la décision publique a permis l'entrée dans la conservation de la nature, des mécanismes de marchés. Cette décision introduit par ailleurs d'importantes interrogations sur la place de l'Etat, d'une part, au sein de cette nouvelle régulation, et plus largement, dans les politiques de protection de l'environnement de demain.

Le *marché*, théoriquement, permet en effet de *réaliser* une norme fixée par l'Etat et d'en *organiser* une régulation décentralisée : l'administration fixe un état de la biodiversité à conserver au travers de sa politique de « no net loss », mais en confie la régulation au *mécanisme* du marché. Le pouvoir régulateur du marché doit s'exprimer au travers de l'objectif normatif du no net loss. C'est-à-dire, par le prix des actifs naturels, le marché a pour vocation de réguler les destructions des milieux naturels. D'une manière générale, il est attendu que le renchérissement des coûts inhérents aux mesures compensatoires incite les aménageurs à limiter les impacts écologiques en amont de leurs ouvrages (Haumont, 2007).

En outre, le marché permet de révéler, dans sa mise en œuvre, les préférences sociales attribuées aux différents milieux naturels à conserver. Cette hiérarchisation, qui se traduit dans le marché par l'attribution de prix plus élevés, doit inciter les aménageurs à se localiser sur les espaces *décidés* comme les moins importants écologiquement (en effet, plus le prix des actifs sera élevé moins les aménageurs pourront utiliser le dispositif de compensation pour

détruire un espace naturel).

Cependant, comment exprimer cette hiérarchie sociale ? Un des moyens possibles est d'intervenir au niveau des ratios de compensation fixés par l'administration. Le prix de la compensation pour l'aménageur correspond à la valeur d'une unité de compensation multipliée par le nombre d'unités qu'il doit acquérir. La valeur d'une unité dépend des coûts d'acquisition du site, des travaux d'ingénierie écologique et des frais relatifs à la gestion du site sur la durée de l'engagement ; elle se réfère alors aux coûts privés supportés par l'opérateur. Le nombre d'unités à acquérir par l'aménageur est lui dépendant d'un *ratio d'équivalence* résultant d'un accord validé par les autorités publiques. La justification de ce ratio est double : minorer le risque d'une opération d'ingénierie par l'accroissement des surfaces traitées et majorer le coût des impacts d'un aménagement sur un milieu jugé socialement *important* (et donc à ne pas détruire). C'est donc par le ratio d'équivalence que la collectivité peut exprimer la valeur sociale d'un milieu au sein du dispositif de compensation. Toutefois, il est important de se demander ce que signifie cette hiérarchisation des espaces naturels d'un point de vue écologique. N'est-elle pas contraire aux évolutions scientifiques et sociales d'intégrer les milieux ordinaires au même titre que ceux remarquables dans les politiques de préservation et de gestion de l'environnement ?

Enfin, par la création d'une réserve d'actifs naturels en amont d'un aménagement, le dispositif de compensation par l'offre permet, au-delà de répondre aux besoins de compensation des aménageurs, de mutualiser les obligations de petites envergures au sein d'un projet de compensation plus important. Ainsi, le regroupement de ces petites compensations au sein d'une réserve d'actifs naturels permet de réaliser des actions sur la biodiversité ayant un impact positif plus significatif¹⁷.

2.4. Les premières applications

La compensation écologique a largement été expérimentée dans le monde depuis une quarantaine d'années. Les premières mises en oeuvre avec le *Clean Water Act* aux USA datent de 1972. Il s'agit, dans sa forme initiale, d'une compensation des impacts des aménagements *ex post*, soit « après les faits ». De fait, ce dispositif induisait au mieux une perte momentanée de biodiversité (le temps que l'aménageur recrée un milieu comparable ailleurs). A défaut, on assistait à une perte nette définitive de biodiversité si l'aménagement n'était pas accompagné d'opérations de restauration. Dans le but d'éviter ces pertes nettes, le *National Wetland Policy Forum* a créé en 1987 des banques d'actifs naturels, les *Mitigation Banks*, appelées « réserves d'actifs naturels » en France. Aux USA, de telles banques permettent d'échanger des crédits issus de restaurations de zones humides, dont les montants sont évalués en fonction des impacts des aménagements sur les fonctionnalités naturelles de milieux identiques. Les restaurations sont réalisées en amont de l'aménagement et transformées en actifs évalués selon leurs coûts. Plus de huit cents *Mitigation Banks* ont été développées aux Etats-Unis.

¹⁷ Un carrier ou un aménageur routier peut avoir une obligation de compensation de quelques hectares, trop limitée pour influencer significativement sur la biodiversité.

2.5. Leurs premiers bilans

Le bilan des *Mitigation Banks* est assez discuté. Par exemple, les *Mitigation Banks* tendent à faciliter l'accès au foncier pour les aménageurs, au lieu d'accroître les opérations bénéfiques pour l'environnement (Burgin, 2008 et 2010). De plus, le niveau de biodiversité requis n'est pas toujours atteint dans l'application des mesures compensatoires (non atteinte des objectifs dans 80% des cas (Turner, Redmond et Zedler, 2001)). Certains projets peuvent même induire une perte nette de biodiversité (Salzman and Ruhl, 2004). Il est enfin montré que la moitié des surfaces enregistrées par les banques d'actifs ont changé d'usage après la période contractuelle de conservation et que dans la plupart des cas, les ratios d'équivalence utilisés sont manifestement inférieurs aux ratios préconisés dans les mesures compensatoires (Brown et Lant, 1999).

D'une manière générale, les effets des mesures compensatoires sont à évaluer à la lumière de deux critiques majeures. La première tient du fait qu'il s'agit de compenser la perte d'un objet complexe, la *biodiversité*, difficile à mesurer et à évaluer (Chevassus-au-Louis, et al. 2009), et dont le devenir est incertain dans un contexte de changement global (Robertson, 2004). Les connaissances scientifiques ne fournissent pas de prédictions assez solides pour garantir la restauration « correcte » d'un milieu naturel sur le long terme (Jaunatre et al., 2012). Ces incertitudes interrogent fortement sur la détermination de la « valeur » de la biodiversité, et aussi sur les actions de restauration engagées, ou sur les préconisations de gestion pour pérenniser le milieu recréé. Les incertitudes scientifiques jalonnent par conséquent les limites de la compensation écologique et interrogent sur la mise en œuvre des mesures compensatoires.

La seconde limite est relative aux différentes échelles de *temps*. Il se trouve en effet une incompatibilité temporelle à deux niveaux. Premièrement entre l'*objet* à conserver (restauration et maintien de processus écologiques dont les dynamiques peuvent évoluer sur des milliers d'années), et les exigences immédiates en termes de résultats. Il faut évaluer et rendre compte de l'efficacité des mesures de restauration alors que les processus écologiques visés dans ces mesures peuvent prendre des millénaires à réellement se mettre en place et ainsi, à réellement pouvoir en juger de l'efficacité.

La deuxième incompatibilité temporelle concerne le décalage entre l'action de compensation et les moyens mis en œuvre pour la conserver. A l'heure actuelle, aucune pérennité du site et donc des mesures compensatoires mises en œuvre, n'est garantie au-delà des engagements contractuels (actuellement de 30 ans dans le cas de Cossure) (Morris, 2006). On compense des espaces détruits *ad vitam aeternam* par des mesures donc la garantie de pérennité actuelle oscille autour des 30 ans.

2.6. L'expérience française

En France, le principe de compensation écologique des impacts induits dans le cadre d'un projet d'aménagement n'est pas nouveau puisqu'il a été formalisé il y a une quarantaine d'années avec la loi sur la protection de la nature de 1976. Cependant, depuis 1976, ce principe est resté ignoré ou mal appliqué. Aujourd'hui, ce principe connaît un renouveau avec l'adoption de nouveaux textes, dont les lois Grenelle I et II, et en particulier la directive « habitats » de 1992, qui a motivé un flot de réformes successives entre 2007 et 2012. Ces réformes ont abouti à des recommandations officielles qui reposent aujourd'hui sur le concept

de « no net loss ».

En réponse à ce regain d'intérêt pour la compensation, le gouvernement français a désiré expérimenter la première réserve d'actifs naturels en 2008, et a récemment encouragé la mise en œuvre d'autres expérimentations en France¹⁸.

La première expérience de Réserve d'Actifs Naturels (RAN) a été conduite par CDC Biodiversité¹⁹ sur le site de Cossure. Ce site est localisé sur une zone résiduelle de *coussouls* d'une dizaine de milliers d'hectares au total, au sein d'un territoire subissant une double contrainte. D'une part, une arboriculture dynamique qui tend à transformer les espaces pastoraux en vergers intensifs, et d'autre part, des zones urbanisées en forte expansion (pour le logement et le développement économique). Ces contraintes génèrent donc de fortes pressions foncières sur les espaces naturels. De fait, la destruction massive du *coussoul* depuis une trentaine d'années a motivé la mise en place de plusieurs dispositifs de protection²⁰, mais son érosion n'a pas pour autant été stoppée (Partie 5, CHAP. 15).

Dans ce contexte, un verger de 357 hectares, sur lesquels le *coussoul* originel avait été détruit pour accueillir une arboriculture intensive, fut abandonné et proposé à la vente. En 2006, s'est développée une première tentative locale d'acquérir le site à partir de financements publics, pour en assurer une conservation par un pastoralisme extensif typique de la région. Cependant, suite à l'impossibilité de réunir le budget nécessaire, CDC Biodiversité est intervenue pour acquérir le site en 2008. Par cet investissement, CDC Biodiversité a créé la première *réserve d'actifs naturels française* en 2009. Outre l'acquisition foncière, de très importants travaux de restauration écologique ont été menés afin de recréer une végétation herbacée méditerranéenne, favorable à l'avifaune patrimoniale de la Crau (voir chapitres précédents, Dutoit et al.). Les coûts financiers de la restauration sont très élevés, mais les résultats de la restauration écologique du site semblent être encourageants à court terme (l'écosystème présent sur le site a bénéficié d'une réouverture du milieu permettant le retour de l'avifaune patrimoniale locale, notamment l'outarde canepetière. (Meffre et al. 2011 ; Jaunatre et al. 2012). Pour les écologues, le milieu recréé devrait, à très long terme, *s'apparenter* à un habitat de type *coussoul*, sous couvert d'une gestion future adaptée (Dutoit et Oberlinkels, 2010). CDC Biodiversité organise par ailleurs depuis 2010 la gestion du site, notamment par le pastoralisme. Cependant, un des enjeux de CDC Biodiversité reste de valoriser les actifs naturels créés par leur revente à de futurs aménageurs. Les actifs sont comptabilisés en *crédits* par division des investissements correspondant aux coûts d'acquisition et de restauration de la steppe de *Cossure* (cf. ci-dessus).

3. Pérennité et efficience du dispositif de Réserve d'Actifs Naturels (RAN)

¹⁸ En juin 2011, un appel à projet pour de nouvelles expérimentations de Réserves d'Actifs Naturels a été lancé par le Ministère de l'écologie auprès d'opérateurs potentiels de compensation écologique par l'offre.

¹⁹ Filiale de la caisse des dépôts et des consignations, c'est une institution de droit privé ayant pour objectif d'intervenir auprès des entreprises, des collectivités, des maîtres d'ouvrage et des pouvoirs publics, dans leurs actions en faveur de la biodiversité : de la restauration, reconquête, gestion, valorisation à la compensation.
<http://www.cdc-biodiversite.fr/>

²⁰ Dont une Réserve Naturelle Nationale, dite des *Coussouls de Crau*, cogérée par le Conservatoire des Espaces Naturels de Provence-Alpes-Côte-d'Azur et par la Chambre d'Agriculture des Bouches du Rhône.

La nature des droits sur le sol et les politiques publiques qui en régulent les usages déterminent fortement la pérennité de la ressource naturelle (Coase, 1960). Pour évaluer la pérennité du dispositif de RAN dans le cadre de l'opération *Cossure*, nous avons analysé conjointement les droits sur l'usage du sol des différents acteurs en jeu, et les politiques publiques qui régulent ces usages²¹. Trois principaux éléments ont été étudiés : le *système de la ressource*, qui définit les biens et les services, les *utilisateurs* de ces biens et services, et enfin, le *régime institutionnel* régissant les usages, c'est-à-dire les politiques publiques et le système de droits de propriété (**Tab. 1**).

Au titre du *système de la ressource*, le bien est représenté par le foncier de Cossure à l'état de restauration considéré au moment de la création des actifs naturels. Cinq services effectifs ou potentiels existent dans la situation actuelle : la génération d'actifs naturels, l'expérimentation scientifique (Partie 2, CHAP. 3 et 4), l'élevage ovin, la conservation de la nature, et la chasse. Il est à noter que la chasse est un service initialement discuté au sein de l'expérience mais encore non autorisé. Les *utilisateurs de la ressource* sont, pour chaque service, d'un à deux types (un utilisateur peut exploiter la ressource par plusieurs usages, par exemple être éleveur et chasseur - **Tab. 1**).

²¹ Dans cette perspective, nous avons mobilisé le *cadre analytique du régime institutionnel des ressources naturelles* (Gerber et al. 2009 ; Knoepfel et Nahrath, 2005 ; Knoepfel et al. 2007).

Biens et services de la ressource	Utilisateurs (et type de droit détenu)	Régulations		Bases légales des réglementations
		Privées	Publiques	
Création, stockage et vente d'actifs naturels pour des compensations écologiques	CDC Biodiversité (droit de disposition)	Droit de propriété de CDC Biodiversité		Code civil
			Convention cadre et convention relative à Cossure entre le Ministère de l'Ecologie et CDC Biodiversité Loi de protection de la Nature (76-629) permettant la compensation écologique et dispositions modificatives suivantes.	Droit des contrats Code de l'environnement
Expérimentations scientifiques d'écologie de la restauration	UMR CNRS-IRD IMBE - Université d'Avignon - CEN PACA (droit d'usage)	Convention entre CDC Biodiversité et Université d'Avignon		Droit des contrats
Pâturage ovin	Eleveurs (droit d'usage)	Conventions de pâturage		Code Rural
			Plan de gestion de Cossure	Convention relative à Cossure entre Ministère de l'Ecologie et CDC Biodiversité
Habitat de biodiversité remarquable	CEN PACA Associations de protection de l'environnement		Inventaire Znieff ²² I et II	Code de l'environnement (Article L411-5)
			Inventaire Zico ²³ Réseau Natura 2000 (ZPS ²⁴ « Crau »)	Directive européenne "Oiseaux" (transposée dans le code de l'environnement)

Tableau 1 - Utilisations des biens et des services du site restauré de Cossure

Concernant le *régime institutionnel*, deux conventions ont été signées entre CDC Biodiversité et le Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie. La première est une « convention cadre » qui reconnaît d'une part, l'aptitude de CDC Biodiversité à réaliser des réserves d'actifs naturels, et qui prévoit d'autre part, les conditions relatives à la réalisation de l'opération de mise en marché des actifs (Meddtl²⁵ et CDC Biodiversité, 2010a). La deuxième convention est relative à l'expérimentation. Elle définit les équivalences écologiques possibles entre les actifs issus de Cossure et les aménagements impactant sa zone de compensation. Cette convention intègre également l'obligation de pâturage et l'expérimentation scientifique en écologie de la restauration (Meddtl et CDC Biodiversité, 2010b). Ces conventions prévoient, en outre, que CDC Biodiversité s'engage à assurer la *pérennité* du site en tant

²² Zone Naturelles d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique

²³ Zone Importante pour la Conservation des Oiseaux sur la totalité du terrain

²⁴ Zone de Protection Spéciale

²⁵ Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement.

qu’habitat ouvert favorable à l’avifaune locale pour une durée de *trente ans*. Il est toutefois à noter qu’il existe une clause de rétraction qui permet à CDC Biodiversité de retirer du dispositif les actifs naturels non vendus au titre de compensations 8 ans après le début de l’opération (soit en 2016), si cette dernière, en accord avec le ministère, est jugée non rentable. Dans tous les cas, au terme de l’obligation trentennale, le droit de propriété de CDC Biodiversité sur le milieu est *intégral*²⁶. A long terme, il s’avère alors un important décalage au sujet des droits dont disposent les différentes parties. La conservation de la nature repose sur des mesures publiques qui sont soit temporelles (convention Meddtl/CDC Biodiversité), soit non opposables aux tiers (Znieff, Zico, Zps). Face à cela, CDC Biodiversité jouit d’un droit de propriété intégral qui lui permet d’envisager un changement d’usage des sols dès lors que le délai prévu dans les conventions est dépassé (et que les documents d’urbanisme le permettent).

Quant aux autres usages possibles du site, ils sont basés sur des politiques nationales ou communautaires, non rattachées spécifiquement à l’expérience. Ainsi, nous pouvons nous demander si la pérennité du site peut-être assurée par les autres systèmes de régulation de la ressource ? En ce qui concerne les expérimentations scientifiques visant à assurer la restauration écologique, leur régulation réside essentiellement dans la Convention de Cossure et dans une convention de prestation de services entre CDC Biodiversité et l’UMR CNRS-IRD IMBE Université d’Avignon. Ces deux conventions ne sont pas pérennes (elles prennent fin en 2012). Quant au pâturage ovin, il est régulé par des conventions de pâturage établies entre CDC Biodiversité (le propriétaire) et les éleveurs, pour une durée de six ans reconductible. Ils peuvent être interrompus ou non reconduits. La chasse n’étant pas à ce jour autorisée sur Cossure, elle ne peut garantir une quelconque pérennité. Reste la fonction d’habitat de l’avifaune locale remarquable. Le site de Cossure n’est pas inclus dans la Réserve Naturelle, mais fait partie du réseau Natura 2000 (*ZPS* « Crau » - Zone de Protection Spéciale, Directive Oiseaux) et est inscrit dans trois inventaires écologiques *Znieff* et *Zico*²⁷. Les sites du réseau Natura 2000, comme les *Znieff* et les *Zico*, ne peuvent pas être aménagés ou modifiés facilement. Toutefois, légalement, ces dispositifs ne sont pas opposables aux tiers, c’est-à-dire qu’ils ne peuvent pas s’opposer directement à l’exercice du droit de propriété de CDC Biodiversité.

Pour conclure, la pérennité du site restauré permettant de compenser la perte d’autres sites équivalents, est assurée pour une durée maximale de 30 ans, si tant est que les unités de compensation soient vendues (à l’heure actuelle, 20% des actifs sont vendus).

Dans l’objectif de nous intéresser à l’efficience du dispositif, nous confrontons les objectifs initiaux du projet de compensation par l’offre à sa réelle mise en œuvre. Il apparaît que la *cohérence* interne du dispositif repose principalement sur la synergie entre les régimes institutionnels *publics* et *privés* (les conventions et la régulation administrative face à la propriété du sol et à l’activité économique). Or, nous avons pu mettre en exergue d’importantes *rivalités* existantes entre ces deux régimes, aussi bien à court qu’à long termes.

A court terme, la première rivalité s’exprime au travers des indicateurs de réussite de

²⁶ Pour être complet, il faut signaler que CDC Biodiversité s’est engagée à trouver une solution qui garantira la pérennité de la vocation écologique du site (article 5.2 de la convention avec le Meddtl).

²⁷ Respectivement : deux Zones Naturelles d’Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique (ZNIEFF) sur une partie de *Cossure* et une Zone Importante pour la Conservation des Oiseaux (ZICO) sur la totalité du terrain.

l'opération au regard de la politique nationale de conservation des espèces menacées. En effet, les espèces emblématiques de l'avifaune remarquable de Cossure sont l'*outarde canepetière* et le *ganga cata*²⁸. Ces deux espèces ne recherchent pas le même type de milieu : les outardes recherchent des milieux herbacés de type « haut » pour nicher, alors que le *ganga cata* privilégie des milieux herbacés plus « ras » (Wolff, 1998). En France, le *ganga cata* est une espèce très menacée dont l'état de conservation est noté « critique », alors que l'outarde est classée « vulnérable » (UICN, 2011). La classification des espèces menacées devrait donc conduire à privilégier l'habitat du *ganga cata* à celui de l'outarde canepetière (déjà bien présente en Crau). Or, l'outarde réagit bien mieux à la mise à disposition de nouveaux espaces ; c'est alors cette espèce qui a été considérée comme *espèce cible* de la réserve d'actifs naturels, c'est-à-dire comme espèce indicatrice de réussite de l'opération permettant la revente des actifs. De fait, dans une stratégie économique de minimisation des risques susceptibles de compromettre la revente d'actifs, il a été jugé préférable de prendre le nombre d'outardes comme indicateur de réussite de l'expérience, au lieu de privilégier une espèce plus menacée d'extinction. Il s'agit, à notre sens, d'une première incohérence majeure dans le dispositif des RAN. En effet, les engagements de la France dans les politiques de conservation internationales n'ont pu être respectés dans la mise en œuvre du dispositif à cause des contraintes économiques de l'opérateur et des besoins de réussite de l'opération.

La seconde rivalité est relative à la gestion du couvert végétal impliquant le pâturage et la restauration écologique du site. Le *coussoul* est une steppe rase. La gestion du couvert végétal après restauration plaide par conséquent pour un chargement animalier important (UGB/hectare) afin de réduire conséquemment la biomasse végétale. Cela est d'autant plus important que les diverses perturbations induites par les travaux de restauration et la rémanence des fertilisants des anciens vergers ont favorisé l'abondance d'espèces végétales herbacées (comme les bromes, les avoines, etc.), qui se trouvent en concurrence directe avec les espèces endémiques du *coussoul* (tels que le Brachypode rameux ou le stipe chevelu) (Jaunatre et al. 2012 et chapitre II, part1). Or, dans le respect de critères agro-économiques prévalant à la pérennité de leur élevage, les éleveurs ne peuvent pas soumettre leurs troupeaux à un chargement à l'hectare trop élevé. De fait, l'activité de pâturage sur Cossure n'a donc pu générer un couvert ras dans les deux premières années qui suivirent les opérations de restauration²⁹. La conduite de la gestion du site a alors été modifiée afin qu'elle soit aux besoins des éleveurs.

Suite à une incompatibilité entre les exigences écologiques et les objectifs de performance économique des structures agricoles, l'efficacité écologique de l'opération s'en est alors trouvée altérée (Jaunatre et al., 2012).

Une troisième rivalité peut également être discutée. Elle résulte de la divergence des intérêts entre les aménageurs (qui souhaitent disposer de foncier aménageable) et les conservateurs de la nature (qui désirent protéger le *coussoul*). Par extrapolation, cette rivalité peut également se révéler dans l'opposition entre intérêts économiques et politiques locaux *versus* objectifs nationaux de conservation (accueillir des emplois et développer économiquement la région *versus* protéger les espaces naturels patrimoniaux). Considérant que le *coussoul* est une zone spatialement restreinte et non reproductible ailleurs, la multiplication des mesures de conservation (y compris avec les banques d'actifs) minimisent, voire tendent à faire disparaître les opportunités foncières de localisation d'aménagements. En soi, c'est un résultat bénéfique pour la conservation des espaces naturels. Cependant, concernant le dispositif, il

²⁸ La liste des espèces composant l'avifaune de Cossure ne se résument pas, évidemment, à l'outarde et au *ganga*. La liste est beaucoup plus large et l'article 3.1 de la convention avec le MEDDTL ne peut être exhaustif.

²⁹ Sans oublier que le couvert effectif, dans une formation steppique telle que le *Coussouls*, est très lié aux conditions climatiques hivernales et printanières.

s'agit d'une incohérence interne.

En effet, la viabilité et la reproductibilité du dispositif de compensation par l'offre repose sur l'existence d'aménageurs susceptibles de se porter acquéreurs d'actifs naturels. Cette incohérence renvoie à la question des modes de détermination des zones de compensation. Pour qu'un dispositif de marché tel que la compensation puisse fonctionner, le choix des zones devrait reposer sur un arbitrage entre des connaissances scientifiques tenant à l'écologie, et des règles économiques strictes prévalant aux choix de localisation des agents et à l'équilibre du dispositif marchand. Dès lors que cet arbitrage n'est pas souhaitable, d'autres dispositifs de protection doivent être mobilisés (outils réglementaires, par exemple). En revanche, si la mise en œuvre de la compensation par l'offre est choisie, il est nécessaire de fixer d'une manière claire et stable dans le temps, les règles et les cadres au sein desquels les acteurs économiques et sociaux expriment leurs préférences et organisent la gestion du dispositif (qu'il s'agisse des banques d'actifs ou d'entreprises)³⁰.

Pour conclure, et sans présumer de l'effet de ces rivalités sur la bonne fin de l'expérience, nous constatons simplement que le dispositif de compensation par l'offre révélé au travers de la restauration d'un habitat favorable à l'avifaune locale, est très fortement influencé voire obstrué, par des critères socio-économiques inhérents au choix d'instruments de marché pour la conservation de l'environnement. En outre, il apparaît qu'en l'état actuel du dispositif, l'efficacité économique (mobilisation de moyens pour l'environnement) est en décalage avec les contraintes économiques des aménageurs et du gestionnaire de la banque d'actifs, et surtout, avec une réelle efficacité environnementale, qui reste très fragile. Notamment par le fait qu'aucune régulation publique ne permet, à l'heure actuelle, de garantir formellement la pérennité à long terme de la conservation et de la gestion des milieux restaurés.

4. Légitimité du dispositif

En l'absence d'un régime institutionnel stable et légitime, des risques peuvent donc échoir et remettre en cause le dispositif de compensation. Le premier risque quant à la *pérennité* de la conservation du site, est inhérent à la temporalité de la protection environnementale au regard du droit de propriété. La protection environnementale mise en œuvre est non opposable aux tiers ou d'une durée limitée, alors que le droit de propriété ne connaît pas de limite temporelle. Le second risque est relatif à la *légitimité* de l'action publique dès lors que les règles de décision ne sont pas comprises ou paraissent floues³¹. A ce titre, deux éléments sont

³⁰ Parmi les aménageurs enquêtés, aucun n'a relié son choix d'installation à la possibilité d'acquérir un actif naturel. Les déterminants de leur localisation sont strictement d'ordre économique et stratégique (relatifs aux marchés disponibles, aux conséquences de leur implantation géographique sur leur activité, etc.). De plus, les montants financiers engagés dans une opération d'aménagement industriel sont tels, que la présence ou l'absence de mesures de compensation n'influent pas directement sur leurs choix d'implantation. Nous ne pouvons donc pas postuler que la revente d'actif incite les aménageurs les plus fortunés à s'implanter sur les espaces naturels patrimoniaux.

³¹ Dans nos enquêtes, la notion "d'intérêt public majeur" permettant d'autoriser la destruction de *coussoul* n'est pas remise en cause, y compris par les contradicteurs, dès lors qu'elle conduit à autoriser des aménagements destinés à des causes jugées légitimes (la santé publique par exemple). Or, l'argument économique justifie, seul, jusqu'à présent, l'autorisation de destruction des milieux remarquables et suscite les oppositions (non unanimes car la création d'emplois est soutenue par certains élus).

repris par la quasi-totalité des personnes enquêtées³². Tout d'abord, les ratios d'équivalence qui prévalent aux montants à acquitter par les aménageurs sont hétérogènes. Une hétérogénéité qui réside probablement dans l'imprécision des règles de fixation des ratios et qui permet l'expression d'un déséquilibre dans le rapport de force entre les aménageurs³³ et les agents de l'Etat en charge de l'instruction des dossiers et de la prise de décision. Le second élément concerne l'écosystème en lui-même. Malgré la taille restreinte et le caractère unique du milieu des *coussouls* de Crau, des aménagements continuent d'y être acceptés. Quel que soit le bien-fondé des décisions, qu'une même institution administrative puisse décider de la politique de conservation d'un habitat remarquable et de son aménagement quelques temps après, constitue un facteur défavorable à la compréhension des objectifs politiques par les acteurs locaux.

Enfin, le dernier risque limitant la pérennité de la conservation du site est la détermination des prix des actifs. Dans l'état actuel du dispositif, les prix dépendent du coût des actions de restauration et non réellement de la *valeur* des écosystèmes. Or, si le prix des actifs naturels est seulement composé d'éléments économiques inhérents aux opérations de restauration, comment répondre aux injonctions politiques et sociales qui ont prévalu à l'existence même de l'expérience ? Théoriquement, puisqu'une valeur est exprimée à la biodiversité, révélée au travers du dispositif de compensation, elle devrait permettre de réguler les atteintes à cette biodiversité. Notamment, des milieux uniques et non reproductibles d'une valeur infinie devraient ainsi requérir une protection absolue (personne ne peut compenser leur destruction donc personne ne peut les détruire). Or, la valeur attribuée aux actifs repose aujourd'hui sur les coûts des actions de restauration effectivement mises en œuvre, qui ne seront jamais infinis. Seule l'incorporation d'une *valeur sociale* exprimant la préférence collective pour la conservation des milieux est susceptible de hiérarchiser convenablement les milieux que l'on juge *indestructibles*.

Actuellement, le fonctionnement du dispositif de compensation par l'offre ne permet pas au *marché* ni de révéler ses propriétés régulatrices ni d'exprimer les préférences sociales en termes de préservation de la biodiversité. En effet, l'inconstance des ratios d'équivalence limite l'effet dissuasif pour les aménageurs et ne permet pas de révéler la valeur sociale accordée à la biodiversité. Il serait alors intéressant d'approcher cette valeur sociale en révélant le choix réel des individus au sujet de l'opposition « aménagement » versus « protection ». Le caractère d'utilité publique majeure qui prévaut l'aménagement sur des sites protégés doit rendre compte d'un choix public partagé socialement.

5. Conclusions et perspectives

L'analyse de l'expérience Cossure révèle que le recours aux dispositifs marchands n'est pas

³² En 2011, nous avons interrogé tous les acteurs visibles de l'opération (représentant de l'Etat et des collectivités locales, CDC biodiversité, naturalistes, experts intervenant dans le dispositif, bureaux d'études, opposants, etc.). Nous l'avons fait par des entretiens de type semi-directif, c'est-à-dire un entretien relativement ouvert mais cadré par un guide centré sur les enjeux et les notions sous-jacentes au projet (détectés par des pré-entretiens d'exploration). Les entretiens furent retranscrits anonymisés et analysés dans une grille d'analyse mettant en évidence la structure du discours recueilli (les arguments utilisés) et la nature ou la hiérarchie des arguments (la répétition des notions ou des arguments).

³³ Pouvant aller d'un carrier régional à des sociétés internationales traitant au niveau des Etats.

neutre dans la préservation de la nature. Un tel dispositif tend à *conformer* les pratiques de la conservation de la biodiversité à un système de valeurs compatible avec les lois du marché. Cela implique que la pratique de la conservation de la nature doit se *formater* à des modèles économiques dont les contraintes, notamment temporelles, ne permettent pas d'intégrer les composantes de la biodiversité ou les préférences sociales dans toute leur complexité. A ce titre, il est indéniable que la création de réserves d'actifs naturels permet l'émergence de nouveaux acteurs et de nouvelles interactions dans la gestion et la préservation de la biodiversité. Ces acteurs qui interviennent dans la création de la réserve d'actifs naturels et lors de la revente des actifs sont des agents privés, ainsi rattachés aux « sphères » de l'activité économique. La mise en œuvre de la conservation de la biodiversité est donc transférée (sous contrôle de l'Etat) à un acteur privé qui devient « *régenteur* » de biens environnementaux patrimoniaux. Il s'agit d'un nouvel état auquel doit faire face la conservation de la nature et qui appelle à une régulation publique attentive. En l'absence d'une régulation efficace, il est *rationnel* que l'intérêt privé tende à privilégier les restaurations écologiques les moins coûteuses et les plus rapidement efficaces, et non obligatoirement les plus écologiquement pertinentes (Hallwood, 2007). Il est également prévisible que le dispositif évolue au gré de *coalitions* entre acteurs (agriculteurs, scientifiques, fonctionnaires de l'Etat, décideurs, etc.). Ces nouvelles interactions peuvent s'avérer bénéfiques, comme dans le cas des contrats passés entre les agriculteurs et CDC Biodiversité. Mais, elles peuvent aussi aboutir à des alliances qui ne sont plus *in fine* en adéquation avec les objectifs initiaux de préservation de la biodiversité. Dans ce cadre, seule la mise en place d'une régulation *indépendante* des enjeux économiques et des groupes de pressions, semble pouvoir permettre l'atteinte d'un équilibre entre des intérêts privés et un enjeu social tel que la conservation de la nature. Cette régulation doit-elle être publique ou doit-elle passer par l'intermédiaire d'acteurs institutionnels, sur le modèle des *natural resources trustees*³⁴ aux Etats-Unis ? La réponse n'est pas univoque et demande à être explorée plus profondément (elle fait l'objet d'une thèse sur l'analyse institutionnelle des mécanismes de marché pour la préservation de la nature³⁵).

Par ailleurs, l'expérience de Cossure interroge sur la place de l'agriculture dans les dispositifs de compensation écologique. La société fait aujourd'hui face à une double crise : une crise de la biodiversité et une crise économique, par ailleurs interdépendantes (Butchart et al. 2010 ; Stern, 1998). Comment financer les mesures compensatoires alors que les coûts de la restauration sont très élevés et que les arbitrages entre les financements sont inéluctables ? L'intégration de l'agriculture dans la mise en oeuvre des mesures compensatoires peut s'avérer être une piste.

Le *coussoul* résulte en partie d'une pratique pastorale datant de plus de 4000 ans (Bodinier, 1996 ; voir Dutoit *et al.* dans ce volume). Très naturellement, une agriculture extensive (l'élevage ovin) est utilisée pour aider à restaurer le milieu de Cossure. Outre l'effet physique du pâturage sur la biomasse, l'association du secteur agricole au processus de compensation écologique a permis de minimiser les sources de conflits entre les acteurs locaux, et a ainsi généré une meilleure acceptabilité locale du dispositif de compensation. En contrepartie, les éleveurs disposent d'opportunités foncières nouvelles et garanties à long terme, dans un espace où la concurrence foncière est forte. L'expérience de Cossure montre assez clairement

³⁴ Un *natural resources trustee* est une personne physique ou morale – souvent les agences fédérales, les tribus indiennes ou des représentants de pays étrangers – détenant une responsabilité et une autorité pour défendre les intérêts de la population autour de la conservation des actifs environnementaux de nature publique ou communautaire.

³⁵ Thèse de l'Université d'Avignon et Pays de Vaucluse, avec l'INRA Ecodéveloppement, réalisée par Coralie Calvet sous la direction de Claude Napoléone et de Thierry Dutoit.

que lorsque l'on crée les conditions matérielles³⁶ et sociales³⁷ d'un développement des activités agricoles écologisées, celles-ci se développent et concourent à l'atteinte d'objectifs environnementaux fixés par la société. L'expérience menée stimule alors une réflexion sur la prise en compte des *externalités écologiques positives*³⁸ de l'agriculture dans les mesures compensatoires. Or, cette intégration implique nécessairement de déterminer scientifiquement et socialement quelles sont les agricultures productrices d'externalités écologiques positives.

Pour conclure, autant les résultats en écologie de la restauration (Jaunatre et al., 2012) que l'incertitude de la pérennité dispositif de conservation des espaces compensés, incitent à penser qu'à l'heure actuelle, il faut également s'interroger sur la limitation des opérations de compensation. Dans un contexte de ressources finies, il est nécessaire d'intégrer aux réflexions sur le devenir de la compensation écologique cette notion de finitude de l'espace et des ressources (Bourg et al., 2010). Nous allons en effet être rapidement confrontés à un manque crucial de foncier, et pour aménager et pour compenser dans un territoire agricole comme la France. Cela renvoie à nouveau à la nécessité d'insister sur les règles d'attribution du caractère d'utilité publique majeure aux projets d'aménagement.

Les conclusions relatives aux difficultés techniques et aux incertitudes scientifiques relatives à la mise en œuvre du dispositif de la compensation engagent finalement une réflexion éthique.

Au-delà des enjeux de résolution de ces incertitudes, ne s'agit-il pas en définitive de répondre à un nouveau positionnement éthique qui se pose aujourd'hui, plus que jamais dans un contexte de multi-crisis, à la société quant aux choix de préservation de la biodiversité ?

6. Bibliographie

BODINIER G., 1996. Livre Blanc de la Crau, Association pour la Sauvegarde de la Crau et le Développement de l'Activité Agro-pastorale (Ed.).

BOURG, G., WHITESIDE K., 2010. Vers une démocratie écologique. Le citoyen, le savant et le politique, Seuil, collection «La République des idées», 2010, 106 pages.

BROWN, P.H. ET LANT, L., 1999. The Effect of Wetland Mitigation Banking on the Achievement of No-Net-Loss. Environmental Management Vol. 23, No. 3, pp. 333–345.

BURGIN, S., 2008. BioBanking: an environmental scientist's view of the role of biodiversity banking offsets in conservation, Biodiversity conservation. 17: 807-816.

BURGIN, S., 2010. "Mitigation banks" for wetland conservation: a major success or an unmitigated disaster?, Wetlands Ecological Manage. 18: 49-55.

BUTCHART STUART H. M., ET AL., 2010. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. Science 328, 1164 ; DOI: 10.1126/science.

CHABRAN F., 2011. Etat de l'art de la compensation écologique par l'offre. Le cas de la première Réserve d'Actifs Naturels: le projet Cossure. Rapport UR Ecodéveloppement – SAD INRA, ISARA-Lyon.

CHABRAN ET NAPOLEONE, 2012. Les conditions du développement des banques d'actifs

³⁶ Par exemple, l'assurance sur la disponibilité du foncier à moyen terme.

³⁷ Un des éléments ayant permis la mise en œuvre de l'expérience est que le dispositif a été négocié avec la profession agricole, par ailleurs co-gestionnaire de la réserve voisine.

³⁸ Une externalité positive est un effet externe où un agent affecte positivement le bien-être d'un autre agent (bénéfice) sans compensation marchande (Pigou, 1920).

naturels en France. Analyse du régime institutionnel de la première Réserve d'Actifs Naturels française. Développement durable et territoires, vol. 3, n°1.

CHEVASSUS-AU-LOUIS B., J-M. SALLES, S. BIELSA, D. RICHARD, G. MARTIN ET J-L. PUJOL, 2009. Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes - Contribution à la décision publique, Centre d'analyse stratégique, Premier ministre.

COASE R., 1960. The problem of social cost, in *Journal of law and economics*, 3, pp. 1-44.

DIREN-PACA, 2009. Les mesures compensatoires pour la biodiversité - principe et projet de mise en oeuvre en région PACA, Direction Régionale de l'Environnement - Institut Scientifique et Technique de l'Équipement.

DUTOIT T. ET M. OBERLINKELS, 2010. Restauration d'un verger industriel vers une terre de parcours à moutons, in *Espaces Naturels*, vol 29, pp. 26-28.

Geniaux G., 2002. Le Mitigation Banking : un mécanisme décentralisé au service des politiques de no net loss. Actes et communications de l'INRA, 17.

GERBER J-D, KNOEPFEL P., S. NAHRATH ET F. VARONE, 2009. Institutional Resource Regimes: Towards sustainability through the combination of property-rights theory and policy analysis, *Ecological Economics*, vol. 68.

GUESNERIE R., 2006. L'Économie de marché, Le Pommier, Paris.

HALLWOOD P., 2007. Contractual difficulties in environmental management: The case of wetland mitigation banking, in *Ecological Economics*, vol. 63, n° 2-3, 446-451.

HAUMONT F., 2007. Coût et emprise foncière des compensations environnementales, in *Études foncières*, vol. 125, pp. 17-19.

JAUNATRE R., E. BUISSON, T. DUTOIT ET B. DOLIDON, 2011. Exemple de restauration de la plaine de la Crau: l'écologie de la restauration face à la restauration écologique, *Sciences, Eaux & Territoires*, vol. 05, n° Les enjeux locaux dans l'évaluation des opérations de restauration écologique.

JAUNATRE R. BUISSON E. ET T. DUTOIT, 2012. First year results of a multi-treatment steppe restoration in La Crau (Provence, France). *Plant Ecology and Evolution*. 145 : 13-23.

KNOEPFEL P. ET S. NAHRATH, 2005. Gestion institutionnelle des ressources urbaines. Enjeux du développement urbain durable, transformations urbaines, gestion des ressources et gouvernance. Presses polytechniques et universitaires romandes.

KNOEPFEL P., NAHRATH S., VARONE F., 2007. Institutional regimes for natural resources: an innovative theoretical framework for sustainability, Knoepfel P. (Ed.), *Environmental Policy analysis*, Berlin, Springer, pp. 455-506.

MARGULES, C.R., PRESSEY, R.L., 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, vol. 405, pp. 243-253.

MARIS V., MATHEVET R., ET BECHET, A., 2010. Figures de style sur la destruction de la biodiversité, *Espaces Naturels*, vol. 29 Janvier 2010.

MCAFEE K., 2011. Nature in the Market-World: Social and Developmental Consequences and Alternatives, United Nations Research Institute for Social Development, Conference Green Economy and Sustainable Development: Bringing Back the Social Dimension, Genève, 10-11 Octobre.

MEA (Millennium Ecosystem Assessment), 2005. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC, USA.

- MEDDTL ET CDC BIODIVERSITE, 2010a. Convention cadre Meddttl - CDC Biodiversité relative à l'expérimentation d'offre de compensation 2010 - 2018.
- MEDDTL ET CDC BIODIVERSITE, 2010b. Convention relative à l'opération expérimentale Cossure entrant dans le cadre de l'expérimentation nationale d'offre de compensation 2010-2016.
- MEFFRE B., F. SAUGUET, A. WOLFF, 2011. Plan de Gestion du site de « Cossure » - Version intermédiaire 2011 – 2015, CEEP, Chambre d'Agriculture des Bouches-du-Rhône, CDC Biodiversité, 75.
- MORRIS R. K. A., I. ALONSO, R. G. JEFFERSON ET K. J. KIRBY, 2006. The creation of compensatory habitat - Can it secure sustainable development? », Elsevier Journal for Nature Conservation, vol. 14, p. 11.
- NUNES P., VAN DEN BERGH J., 2001. Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense?, in Ecological Economics, n°39, 2, 203-222.
- PESCHE, D., MERAL, P., HRABANSKI, M., BONNIN, M., 2011. Services écosystémiques et Paiements pour services environnementaux : les deux faces d'une même logique ? Programme Serena, Document de travail n°2011-01.
- PIGOU A.C., 1920. The Economics of welfare. London, Macmillan.
- ROBERTSON, M. M., 2004. The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance. Geoforum 35, 361–373.
- SALZMAN J. ET RUHL J. B., 2004. "No Net Loss" - Instrument choice in Wetlands Protection, Washington College of Law, Florida State University School of Law.
- SAMUELSON P., NORDHAUS W.D., 1998, Économique, 16e éd traduction française Economica, 2000
- STERN, N. 1998, Rapport sur l'économie du changement climatique. Voir http://www.hm-treasury.gov.uk/d/stern_longsummary_french.pdf
- TEEB, 2009. The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers – Summary: Responding to the Value of Nature.
- TEN KATE K., TREWEEK J. ET EKSTROM J., 2010. The use of market-based instruments for biodiversity protection – The case of Habitat Banking. EFTEC (Ed.).
- TURNER R, A. REDMOND ET J. ZEDLER, 2001. Count it by acre or function—mitigation adds up to net loss of wetlands. Nat Wetl News 23(6) Environmental Law Institute, Washington, DC
- UICN France, MNHN, LPO, SEOF & ONCFS, 2011. La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Oiseaux de France métropolitaine. Paris, France.
- WOLFF A., 1998. Effectifs et répartition de la grande avifaune nicheuse des coussouls de Crau, in Patrimoine naturel et pratiques pastorales en Crau, CEEP-Ecomusée de Crau, Saint-martin de Crau. pp. 13-21.