



Rapport à l'attention du collège des experts scientifiques

Collectif des Naturalistes en lutte

Avertissement

Le présent travail n'a pas pu être totalement mis au point en raison de la date tardive à laquelle nous avons eu connaissance du calendrier de la commission et de la possibilité qui nous était ouverte de la rencontrer. Nous estimons toutefois que notre travail de recherche bibliographique, notre réflexion, notre examen des dossiers et nos vérifications réalisées directement sur le terrain nous permettent d'attirer l'attention du collège des experts sur des éléments qui remettent en cause la méthode des études menées, les résultats obtenus et les mesures compensatoires prévues.

Nous notons que nous avons observé beaucoup d'autres erreurs, anomalies et oublis sur de nombreux autres aspects du dossier ne relevant pas des compétences du collège des experts mais que nous tenons à sa disposition.

Notre travail comprend deux parties distinctes. La première concerne les problèmes de méthode soulevés par les mesures compensatoires et se fonde, principalement, sur une analyse de la bibliographie, analyse que l'on peut s'étonner de ne pas trouver dans le dossier présenté à l'enquête compte tenu des « innovations » proposées. La seconde porte sur le détail du dossier présenté au titre de la loi sur l'eau ainsi que les aspects liés à la légalité des mesures.

[(...) l'introduction étant la même que celle du collectif des « décompenseurs », nous ne la reproduisons pas ici].

Les limites des mesures compensatoires

1 - Limites techniques

Maron *et al.* (2012) fournissent une synthèse et discutent trois principales « réalités techniques » limitant l'intérêt des mesures compensatoires et la réalisation des objectifs fixés.

1.1 La mesurabilité des valeurs à compenser et leur définition

Les mesures compensatoires se basent sur la notion d'échange et d'équivalence. Leur réalisation impose l'attribution de valeurs à un écosystème. Cela dépend d'abord des fonctions écosystémiques concernées par les mesures compensatoires. Elles constituent des choix subjectifs de fonctions cibles et de services écologiques estimés suivant certains critères spécifiques issus d'études écologiques (voir Robertson, 2006), le tout ayant une pertinence potentiellement variable au cours du temps (ici, plusieurs décennies). Le développement d'estimateurs plus

exhaustifs intégrant de multiples valeurs écosystémiques pourrait réduire ce problème, mais cette approche est fortement susceptible de masquer des pertes ou des gains sur certains paramètres de l'estimateur utilisé (donc s'éloigner, finalement, d'une restauration fidèle malgré des paramètres indiquant un succès), ou bien, plus simplement de ne pas intégrer certains éléments fondamentaux de l'écosystème considéré (cf. Maron *et al.* 2012). De façon plus générale, nous rappellerons que le principe même des mesures compensatoires s'appuie sur une conception réductionniste des écosystèmes et ne prend pas en compte la notion d'interactions pourtant fondamentale en écologie. En d'autres termes, il s'agit des limites même de l'activité scientifique à résumer toute la complexité d'un écosystème, ses multiples mécanismes et services à quelques paramètres (coefficients, présence/absence d'espèce(s), etc.) afin de pouvoir les insérer dans un système d'échange. Un « service » rendu est souvent attribué à un « compartiment » du système (par ex.



une espèce végétale), mais évaluer ce compartiment ne suffit pas ; il faut déterminer dans quelle mesure ce compartiment est dépendant (en interaction) avec les autres composantes du système (par ex. une communauté de pollinisateurs), eux-mêmes en interaction avec d'autres compartiments... Seule une description fine de ces interactions permettrait de prétendre évaluer (puis reconstruire) efficacement un « service écosystémique ».

Nous reviendrons dans le corps du dossier sur les coefficients de « transaction » non validés scientifiquement et imposés par le porteur de projet qui méritent un examen détaillé. La méthode prétendument « innovante » de calcul des mesures compensatoires masque par son apparente complexité une absence totale de base scientifique sérieuse. L'équivalence écologique nécessaire à l'échange « compensatoire » est formalisée par des « Unités de Compensation » qui visent à rendre « commensurables » (c'est-à-dire comparables sur une même unité de valeur) des fonctions hydrologiques de type source et des fonctions écologiques de type épuration, mais aussi des habitats d'importance majeure pour des couleuvres et ceux essentiels aux chauves-souris. Ces unités permettent donc de rendre fongibles les fonctions identifiées et de les échanger aux dépens du maintien des fonctions initialement présentes. L'ambition de *no net loss* ne peut être assurée par une telle approche. En pratique, on remplace des fonctions rares et irremplaçables en tête de bassin versant par des fonctions plus ordinaires et faciles à produire par l'ingénierie écologique plus en aval et dans des zones agricoles déjà plus artificialisées.

Les méthodes d'évaluation des écosystèmes, visant à la standardisation, conduisent également à « marginaliser » certains types d'écosystèmes tels que les *agroé-*

cosystèmes – qui offrent pourtant des services directs, notamment en terme de production de nourriture – et à leur donner un moindre poids relativement aux écosystèmes « sauvages » (cf. point 2.2).

En résumé, l'écosystème perçu par les acteurs du développement volontaires dans ce système d'échange (entreprises, bureaux d'études...) et leur logique n'est autre qu'un sous-ensemble réduit des réalités biologiques estimables par l'écologie scientifique (« la nature que le capital peut voir », cf. Robertson, 2006), qui sont elles-mêmes limitées. Il s'agit là d'une des limites infranchissables à la réalisation de l'objectif « pas de perte nette » en termes de restauration d'un écosystème. Maron *et al.* (2012) proposent qu'« idéalement, les multiples aspects de la valeur à compenser doivent être mesurés et suivis afin de fournir une évaluation plus complète de l'efficacité de la compensation ». Que sont ces « multiples aspects » ? Combien d'aspects ou de paramètres seraient suffisants ? Quel coût pour une estimation précise des écosystèmes perturbés ? Il est vraisemblable que l'évaluation précise et rigoureuse d'un écosystème à compenser ne ferait qu'augmenter la probabilité de révéler, par la suite, l'imprécision, l'échec potentiel et sans doute l'incapacité technique de la compensation à venir (cf. Quétier et Lavorel, 2011 ; Robertson, 2004 ; Walker *et al.*, 2009). Inversement, une évaluation grossière d'un écosystème est doublement avantageuse pour les responsables : il combine l'économie de moyens engagés dans l'évaluation préliminaire et minimise les efforts à fournir pour une compensation « équivalente », contraignant d'autant plus, à l'avenir, la réalisation d'une contre-expertise détaillée de l'équivalence réalisée que celle-ci s'appuiera sur une estimation initiale grossière.



Nous verrons d'ailleurs dans la seconde partie de ce travail que les études menées pour évaluer la biodiversité de la zone contribuent aussi à la grossièreté de l'évaluation. Toutefois, en nous limitant aux seules dimensions « loi sur l'eau » du dossier, nous ne pourrions montrer à quel point le procédé est systématique : chenilles du damier de la succise, espèce protégée au titre de l'annexe II de la Directive Habitats, recherchées hors période favorable ; inventaire de chiroptères « à dire de locataire », pour ne citer que deux exemples qui donnent une idée du reste. On mesure ici comme en beaucoup d'autres points le problème du compartimentage du dossier : aucun des organismes sollicités pour donner un avis ou prendre une décision (CNPN, commission agricole, collège des experts, etc.) ne peut mesurer la cohérence de l'ensemble et les erreurs, insuffisances et omissions sont minimisées dans la mesure où il est difficile d'imaginer qu'elles affectent tous les volets du dossier. Il ne reste bien souvent aux plus critiques qu'à se plaindre de la vision beaucoup trop partielle qui leur est donnée comme l'a fait la Commission permanente du CNPN.

En résumé, une quantification réductionniste et « économiciste » des écosystèmes possède le double « avantage » d'être peu coûteuse relativement à la complexité effective d'un écosystème (notion d'interactions, notamment) et de fournir des critères obscurs structurant la réalisation (et le contrôle) de l'équivalence (cf. point 3.2).

1.2 Les incertitudes dans les conséquences des actions de compensation deviennent d'autant plus importantes que ces dernières prétendent reconstituer avec précision la structure et la composition d'un site de référence (par ex. une communauté d'insectes, un réseau de mares...). La pertinence du choix d'une

action de compensation repose donc sur la confiance en la capacité technique des responsables à reconstituer la valeur de biodiversité détruite (Maron *et al.* 2012).

Nous verrons dans la seconde partie que de nombreux éléments associés aux zones humides de la ZAD ne peuvent pas être reconstitués. Certains ne sont apparemment pas liés à la zone humide dans le dossier alors qu'elle joue un rôle essentiel : les chiroptères trouvent dans le bocage actuel un habitat très complexe et varié pour l'ensemble de leur cycle biologique mais, même si l'on envisage de compenser une partie des arbres creux qui constituent une partie des gîtes, il est impossible de déménager ces espèces dans le lieu choisi par le pétitionnaire, comme il est tout aussi impossible de compenser la zone où c'est la composante agriculture sur zone humide qui constitue la base des ressources alimentaires pour de nombreuses espèces. D'autres éléments ne peuvent pas être reconstitués, comme nous le verrons, pour des raisons d'échelle : les compensations prévues pour les batraciens servent arbitrairement de matrice pour d'autres espèces dont les exigences ne sont pas du tout les mêmes.

Pour solution, Maron *et al.* (2012) proposent d'augmenter l'effort de recherche en écologie de la restauration, ce qui conduit à utiliser des projets de compensations comme opportunité pour effectuer des expérimentations. L'utilisation expérimentale simultanée de plusieurs options de restauration ferait, selon ces mêmes auteurs, peser un moindre risque sur le succès global de l'entreprise de compensation. Il faut cependant noter qu'utiliser simultanément plusieurs approches avec des chances de succès estimées de façon variable (certaines dans un cadre clairement expérimental, donc au stade d'hypothèse) ne fait que compliquer et obscurcir encore plus la procédure d'estimation

du bénéfice attendu de la mesure compensatoire. On peut se demander, dans ce cas, ce que devient l'objectif de « pas de perte nette » puisqu'un échec éventuel (total ou partiel) pourra plus confortablement être attribué à une (des) expérience(s) non concluante(s) qu'à un manque d'investissement ou un projet mal planifié ou négligemment contrôlé. La compatibilité réelle entre la pratique de compensation et son expérimentation reste à démontrer. Ce point rejoint également des questions d'éthique scientifique concernant des expérimentations menées à l'échelle d'un écosystème (par ex. Dudycha et Geedey, 2004). De façon générale, des expériences passées de reconstitutions d'écosystèmes indiquent que l'obtention de compensation équivalentes est très longue à atteindre et peut se compter en centaines plutôt qu'en dizaines d'années (Burgin, 2008 ; Woodcock *et al.*, 2011). Le plus simple serait alors de reconnaître clairement que la restauration d'un écosystème à l'identique relève bien du « mythe » (Hilderbrand *et al.*, 2005), et que cela implique de privilégier fortement les phases d'évitement ou de réduction de la séquence ERC Éviter/Réduire/Compenser (cf. point 3.1).

1.3 Le délai entre la perte immédiate d'un écosystème et le gain hypothétique dans le futur peut conduire à une diminution importante des ressources écologiques durant cet intervalle, exacerbant d'autant plus, par exemple, les pertes de diversité génétique (cf. point 2.1.a). En écologie, le temps est une composante non interchangeable (Walker *et al.*, 2009). Maron *et al.* (2012) rappellent la solution des banques de crédits de biodiversité. Cependant cette option se heurte, plus qu'une compensation directe, aux problèmes de mesurabilité et d'établissement des équivalences, devenant d'autant plus critiques lorsque les compensations sont effectuées *ex situ*, ce qui est couramment le cas dans un système de banque de compensation (Barnaud et Coïc, 2011). Il est donc très vraisemblable que cette solution ne fasse que déplacer le problème. À cela s'ajoute les dérives probables liées au système de banque et plus généralement à la mise en marché des écosystèmes (par ex. McCauley, 2006, voir aussi point 3 ; Walker *et al.*, 2009). Le président de la Commission permanente du CNPN n'a pas manqué de souligner dans un courrier adressé à l'ACIPA (Association Citoyenne Intercommunale des Populations concernées par le projet d'Aéroport de Notre-Dame-des-Landes) que les

« ragosses » (arbres des talus et des haies dont la conduite favorise l'apparition de cavités très favorables à la biodiversité) demandaient une cinquantaine d'années pour retrouver leur fonctionnalité.

2 - Limites théoriques : aspects cruciaux oubliés

2.1 Les niveaux de biodiversité : un retour aux définitions. La Convention pour la Diversité Biologique (CBD) définit la diversité du vivant comme comprenant « la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes » (cbd.com). Au moins deux de ces trois niveaux d'intégration semblent négligés et posent clairement les limites de l'objectif prétendu « pas de perte nette ».

a. La diversité génétique (au sein des espèces et des populations) peut aujourd'hui être estimée en routine et de façon fiable à l'aide de méthodes s'appuyant sur les outils de la biologie moléculaire. La diversité génétique caractérise une propriété fondamentale du vivant qui s'exprime au niveau des populations : sa capacité à évoluer, notamment en réponse à des modifications futures de l'environnement (sélection naturelle). Réduction de l'aire de répartition, transferts de populations, diminution des connectivités engendreront nécessairement, *via* des goulots d'étranglement et le processus de dérive génétique, des *pertes irréversibles* de diversité génétique et du potentiel évolutif au sein des populations concernées, augmentant *sur le long terme* la probabilité d'extinction des populations. Pourtant, ces paramètres ne que sont rarement, sinon jamais, pris en compte avant la réalisation de mesures de compensation. Il est donc pour le moins délicat de prétendre à l'objectif « pas de perte nette » de biodiversité sans avoir, au préalable, entrepris d'évaluer l'une de ses composantes les plus fondamentales.

b. La diversité des écosystèmes qui se définissent comme « une communauté biotique et son environnement abiotique fonctionnant comme un système » (Smith et Smith, 2009). Faisant l'hypothèse d'une ingénierie écologique pleinement efficace et d'un taux de succès de 100 % (hypothèse lourde d'incertitudes), on peut alors imaginer la possibilité de déplacement ou de recréation « sans perte nette » d'une *communauté biotique* (la biocénose). Pour autant, cela ne signifierait pas une reconstitution de la *biodiversité des écosystèmes*, puisqu'elle comprend égale-

Extrait du « Rapport du collège d'experts scientifiques relatif à l'évaluation de la méthode de compensation des incidences sur les zones humides »

(http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Rapport_college_experts.pdf)

Après analyse des principes de cette méthode et des résultats de son application à Notre-Dame-des-Landes, **le collège d'experts considère que cette méthode ne peut pas être validée en l'état**, et émet les réserves suivantes :

Sur les principes de la méthode :

- la non adéquation de la méthode de compensation avec la disposition 8B-2 du SDAGE du bassin Loire-Bretagne, et son excessive complexité, la rendant peu intelligible par les citoyens ;
- l'absence de prise en compte adéquate du risque d'échec des mesures de compensation proposées et de la durée nécessaire à la récréation ou à la restauration effective des fonctions impactées ;
- le choix et le calcul des coefficients de compensation non suffisamment justifiés ;
- l'incertitude sur les possibilités d'évaluer la mise en œuvre effective des mesures de compensation proposées.

Sur son application à Notre-Dame-des-Landes :

- une caractérisation initiale insuffisante de la biodiversité ;
- une analyse insuffisante du fonctionnement hydrologique quantitatif, avec une sur-estimation de la fonction soutien d'étiage et une sous-estimation de la fonction ralentissement des crues ;
- une analyse non pertinente de la qualité des eaux ;
- une insuffisance d'engagement formel des maîtres d'ouvrage quant à l'obligation de résultat ;
- une absence de méthode explicite de suivi à long terme des mesures de compensation ;
- une grande difficulté d'appréciation et de fortes incertitudes sur la faisabilité des mesures de génie écologique proposées.

Le collège d'experts estime que ces réserves devraient être levées pour que le projet puisse être poursuivi.

Conformément à la mission qu'il a reçue, il a également formulé, à l'usage des maîtres d'ouvrage, plusieurs suggestions en vue d'améliorer la méthode à utiliser pour assurer une compensation équitable des zones humides détruites ou impactées par de tels aménagements. De façon plus générale, la compensation des zones humides en France mériterait de faire l'objet d'une réflexion plus approfondie pilotée par le ministère chargé de l'environnement.

Le présent rapport, adopté à l'unanimité des membres du collège, a été remis à Monsieur le Préfet de la région Pays de la Loire, Préfet de la Loire Atlantique, le 9 avril 2013.

ment (bien qu'implicitement) la notion de diversité des *biotopes* : la composante abiotique, non vivante, de l'environnement incluant le sol, l'eau, l'air, le climat (Smith et Smith, 2009), autant de paramètres physico-chimiques déterminés par les positions géographiques d'un lieu et son histoire. Considérer la notion de diversité des écosystèmes telle qu'elle est définie par la CBD (et non la biodiversité comme diversité du « vivant » au sens strict, soit une notion de « bien mobilier », déplaça-

ble), implique d'inclure la notion de biotope, autrement dit, et littéralement, de *lieu de vie*. Rappeler qu'un écosystème dans son ensemble n'est pas seulement constitué d'une communauté biotique, mais d'un biotope, oblige donc à percevoir la biodiversité telle que définie par la CBD comme une quantité non échangeable, non mobilière. Car si l'on peut rêver de « recréer » une communauté, il demeurera impossible de recréer un lieu (avec ses paramètres géographiques, puis physico-chi-

miques) au sein de l'espace fini d'une planète. Comment évaluer et traduire sous forme de coefficients justement une composante irremplaçable au sens strict ? Encore une fois, considérer les niveaux de biodiversité pour ce qu'ils sont, et dans leur ensemble, montre que l'objectif prétendu « pas de perte nette » est théoriquement inatteignable.

2.2 Une dimension négligée : l'humain et sa place dans les écosystèmes

Il semble que la place de l'activité humaine dans les écosystèmes soit une variable négligée, voire absente, de l'évaluation des équivalences écologiques. Par exemple, une synthèse récente sur les méthodes d'évaluation d'équivalences écologiques en vue de mesures compensatoires (Quétier et Lavorel, 2011) [co-signée par un auteur désormais directeur d'études chez Biotope (Quétier, 2012)] ne mentionne pas la notion de service direct rendu par l'agriculture (nourritures, fibres...) ni même explicitement de service indirect (potentiels effets positifs de l'agriculture sur la biodiversité). Une étude plus récente, notamment co-signée par des membres de plusieurs bureaux d'études (Royaume-Uni, Afrique du Sud) est dans la même veine à ce sujet (Pilgrim *et al.*, 2013). Il semble que cela illustre une tendance à négliger la variable « service agricole » dans le cadre des mesures compensatoires et, plus généralement, une tendance à marginaliser les agroécosystèmes dans les politiques écologiques (Carrière *et al.*, 2013). Cette tendance est pour le moins déplorable dans la mesure où de nombreux auteurs soutiennent que, visant un objectif de protection de la biodiversité, l'importance des systèmes couplés humain-nature doit être désormais pleinement reconnue (voir par ex. Folke *et al.*, 2011 ; Mace *et al.*, 2012). Dans ce contexte, les agroécosystèmes non intensifs combinent une diversité élevée d'espèces natives et allochtones, maintiennent une hétérogénéité paysagère et une résilience élevée des écosystèmes, et constituent à ce titre une composante essentielle du maintien de la biodiversité (Carrière *et al.*, 2013 ; Scherr et McNeely, 2008). En marginalisant la place centrale de l'agriculture et des agroécosystèmes dans le maintien de la biodiversité, mais également en visant parfois à modifier les relations des agriculteurs locaux à leur environnement (comme une simple variable d'ajustement), les mesures compensatoires s'inscrivent clairement dans un paradigme scientifique en voie d'être dépassé.

Sous cet aspect, on mesure à quel point les mesures compensatoires prévues pour recréer des zones humides après la destruction de celles de la ZAD sur des exploitations existant ailleurs relève du plus grand mépris pour les agriculteurs instrumentalisés par avance. Pour le moins, on pourrait demander que, comme c'est le cas pour les porteurs de programmes LIFE de l'Union européenne, le pétitionnaire soit contraint de produire des contrats en bonne et due forme prenant effet à l'acceptation du dossier et à son financement pour la durée totale prévue pour l'action (ce qui est, dans le cas présent, contraire aux lois en vigueur en matière de baux ruraux).

Par ailleurs, d'autres auteurs mentionnent la nécessité de prendre en compte dans la séquence ERC le taux de destruction en cours des (agro)écosystèmes considérés pour leur évaluation (Brownlie *et al.*, 2013). Ceci est particulièrement applicable dans le cas des terres agricoles, mais ne semble pas, non plus, être pris en compte dans les évaluations et prises de décision dans la séquence ERC.

3 - Limites socio-politiques

3.1 De la « science » au mythe, du mythe à la prise de décision

Robertson (2006) rappelle que l'échangeable des services écosystémiques (base des mesures compensatoires) dépend de la bonne articulation du champ de la science écologique avec celui de l'économie. C'est dans ce cadre que s'est généralisée une « fausse promesse » (Hilderbrand *et al.*, 2005) selon laquelle il est possible de reconstituer à l'identique un écosystème et sa biodiversité (cf. les points ci-dessus qui indiquent le contraire). Selon plusieurs spécialistes, cette pensée relève du « mythe de la copie carbone » (Hilderbrand *et al.*, 2005 ; Hobbs *et al.*, 2011). Ce type de fausse promesse ou de mythe, qui possède un fort pouvoir séducteur au niveau des instances décisionnelles, a influencé une partie de la politique états-unienne en matière de restauration (Hilderbrand *et al.*, 2005) et n'est sans doute pas dénué d'effets lorsqu'on parle de compensation en France. D'autres auteurs encouragent à sortir de ce mythe et à reconnaître les différents services écosystémiques qui vont être détruits et qui ne pourront être compensés du fait des limitations techniques à la recréation d'un écosystème (Brownlie *et al.*, 2013). Notre-Dame-des-Landes est, en ce domaine, un véritable cas d'école

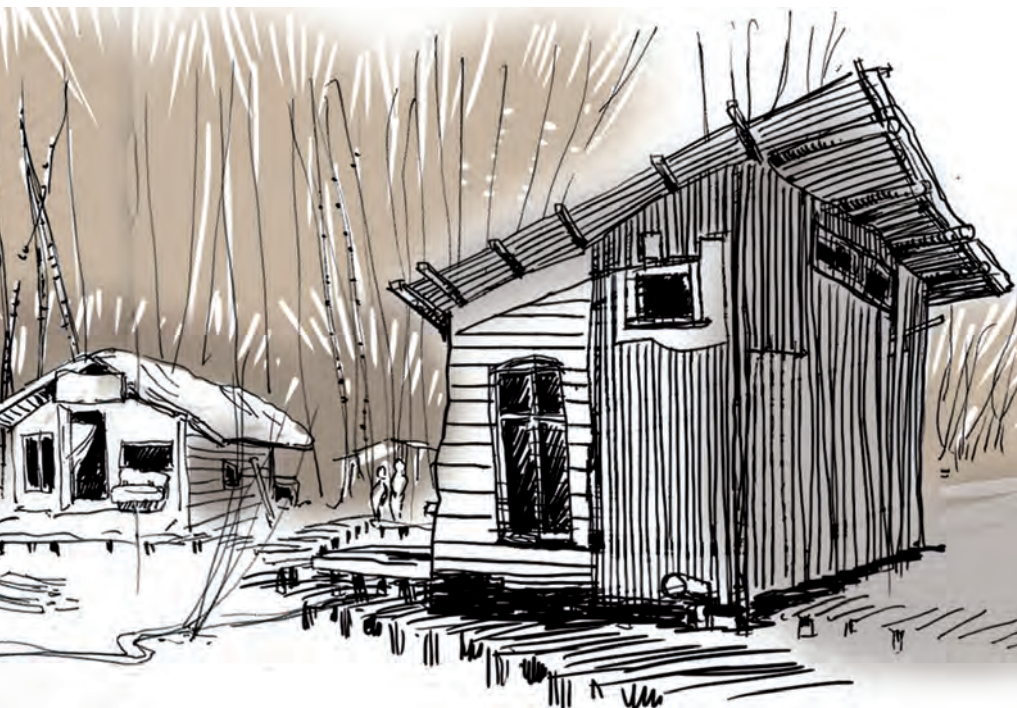


tant l'association de pratiques agricoles pérennes, une biodiversité forte, des fonctions écologiques remarquables à proximité d'un grand pôle urbain est une configuration unique. Certains services des écosystèmes représentent en effet des composantes de la « durabilité » non échangeables, donc non compensables : ils deviennent par conséquent « non négociables » (Brownlie *et al.*, 2013 ; Ehrlich *et al.*, 2012). Ce cas de figure devrait engager à privilégier très sérieusement les deux premières étapes de la séquence ERC (Éviter ou Réduire) et donc déterminer l'option Éviter (Brownlie *et al.*, 2013). Malheureusement, c'est la tendance contraire, mettant l'accent sur le « C », qui semble se développer aux dépens des autres alternatives dans différents pays (Bonnet *et al.*, 2012).

Dans ce contexte on ne peut que s'associer à un écologue directeur d'études du bureau d'études Biotopie qui écrit « La compensation ne doit pas être un droit à détruire » (Quétier, 2012). Derrière les mots, revient la question de la méthodologie employée pour la mesurabilité et l'établissement des équivalences (point 1.1, ci-dessus) ou simplement de l'absence d'équivalence possible. La même question se pose pour définir le domaine du « non négociable » (Brownlie *et al.*, 2013). Le choix des méthodes permettant d'établir

des équivalences et, plus critique encore, le soin apporté à déterminer les services qui ne seront pas compensables, peuvent relever d'un processus intellectuel subjectif potentiellement influencé par les individus ou institutions prenant part à l'activité économique (Robertson, 2006), et donc susceptible de conduire préférentiellement à la case « Compenser ».

Il est alors indispensable de ne pas négliger le risque de conflit d'intérêts auquel sont exposés les bureaux d'études chargés par les maîtres d'œuvre des évaluations et des (éventuelles) compensations. La « valeur » de leur travail d'évaluation écologique est indéniablement *économique*, et sera d'autant plus élevée que leurs conclusions (1) seront favorables à l'avis des élus et aux intérêts des maîtres d'œuvre afin d'encourager l'attribution de nouvelles évaluations à l'avenir (« fidélisation ») et (2) qu'elles feront pencher la balance vers le « C » en ouvrant là un « marché » de compensation auquel elles seront susceptibles de prendre part (« création » du besoin). À ces deux points s'ajoute l'intérêt d'une évaluation *a minima*, diminuant sur le court terme ses coûts de réalisation, et sur le long terme les responsabilités pesant sur la procédure de compensation et sa précision (cf. *supra*). Plutôt qu'affecter « en aval » un comité d'experts visant à contrôler la bonne mise



McMarco

en œuvre des mesures compensatoires, il est donc beaucoup plus important d'affecter dès le début de la séquence ERC une expertise externe et indépendante de l'État, des collectivités locales et des maîtres d'œuvre. Ceci aurait pour effet bénéfique, entre autres, de soustraire au moins en partie la prise de décision à l'influence des mythes et des conflits d'intérêts. Dans le cas de Notre-Dame-des-Landes, on a ainsi attendu la fin du processus (phase C) pour interroger les experts sur des segments du dossier et en faisant peser sur eux l'urgence des procédures, voire en commençant avant même qu'ils se soient prononcés au sujet des destructions et des aménagements.

3.2 Leçons de la théorie des décisions publiques

Dans un article de référence, Walker *et al.* (2009) analysent, sous l'angle de la théorie politique et des décisions publiques, les conséquences du commerce de la biodiversité au sein duquel s'inscrivent les mesures compensatoires. Ces dernières, même hors d'un système de banque de biodiversité, s'inscrivent pleinement dans leur analyse puisqu'elles se basent sur des modalités d'échange. Ils notent d'abord les contraintes imposées par le fait que plu-

sieurs éléments de la biodiversité sont non interchangeables (point 2.1) et mentionnent les difficultés à estimer la biodiversité de façon complète et précise afin de lui donner une valeur d'échange (point 1.1). C'est ce dernier point qui, selon eux, détermine la mauvaise qualité de l'équivalence écologique fixée. Cela contraint ainsi la mise en place d'un marché à même de fournir une protection réelle de la biodiversité. Walker *et al.* (2009) analysent ensuite les intérêts et les positions de pouvoir des différents acteurs prenant part au marché de la biodiversité :

(1) Les « traders » (par ex. maîtres d'œuvre et bureaux d'études) ont des intérêts (financiers et autres) à la mise en place d'un commerce de biodiversité (voir aussi Burgin, 2008 ; MacDonald, 2010). Ils ne bénéficient pas (au contraire...) d'évaluations indépendantes efficaces et de fortes restrictions dans les échanges. Ils ont tout intérêt à sous-estimer les impacts environnementaux des projets et à surestimer les valeurs compensatoires fournies.

(2) Les instances de protection de la biodiversité (Associations, ONG...) n'ont habituellement pas d'intérêts particuliers dans le commerce de la biodiversité (plutôt au contraire...). Ils bénéficient d'estimations de biodiversité exhaustives et pré-

cises, de restriction des échanges et de mécanismes d'expertise indépendants et pertinents.

(3) *Les responsables de la réglementation* (élus, fonctionnaires...) représentent l'intérêt public, et, face aux *traders*, portent toute la responsabilité de la rigueur de la réglementation et de sa mise en œuvre, ainsi que de la qualité des évaluations. Ils répondent aussi à leurs intérêts personnels, tendent à optimiser les coûts de l'activité et des décisions politiques. Ceci les conduit généralement à favoriser les intérêts du développement (cf. références citées dans Walker *et al.*, 2009). Selon Walker *et al.*, leurs intérêts convergent avec ceux des *traders* : des équivalences de biodiversité simples et faciles à évaluer, des restrictions sur les échanges faibles et ambiguës et des évaluations extérieures limitées.

Les intérêts des développeurs et des instances décisionnelles tendent donc à coïncider les uns avec les autres, mais à diverger des intérêts de la protection de la biodiversité. Walker *et al.* (2009) démontrent ainsi une *asymétrie dans les rapports de force* entre les intérêts du développement et ceux de la protection de la biodiversité. Cette différence des rapports de forces transférée sur un marché de biodiversité ne peut être qu'au détriment des intérêts de la biodiversité. Elle se double également d'une *asymétrie d'information* entre les intérêts de la protection de la biodiversité et ceux des deux autres acteurs ; les intérêts de la biodiversité ayant à eux seuls peu de moyens d'estimer la qualité des échanges proposés. La mise en place d'un marché de la biodiversité déplace aussi le terrain de prise de décision au niveau du « cas par cas », l'éloignant du cadre national dont l'importance se trouve ainsi réduite. Dans ce contexte fortement asymétrique, l'expression des intérêts de la protection de la biodiversité devient alors encore plus affaiblie par cette fragmentation du terrain décisionnel (Walker *et al.*, 2009).

Walker *et al.* (2009) notent que, dans un tel contexte, la politique de « pas de perte nette » ne peut être autre que « symbolique ». Cette analyse est d'ailleurs soutenue empiriquement par des échecs de reconstitution d'écosystèmes déjà enregistrés (par ex. Australie : Burgin, 2008). Les contraintes évoquées précédemment, tant scientifiques que politiques, empêchent la mise en place de mesures d'équivalence pertinentes, de contrôle des échanges efficaces et d'évaluations attentives. Dans l'affaire, les scientifiques fournissent, de façon tacite ou active, matière à perpétuer l'illusion. Les auteurs pour-

suivent : « De telles promesses de mesures symboliques [le « pas de perte nette »] promettent beaucoup mais garantissent peu, et permettent à la minorité motivée [le développement] de tirer la plupart des bénéfices issus de ces mesures, laissant la majorité moins organisée non informée, ou bercée dans un certain « calme politique ». (...) En accrochant le slogan « pas de perte nette » au marchandage de la biodiversité, les politiciens peuvent apparaître comme engagés tout en continuant de servir l'intérêt du développement, tout en ignorant, ou peut-être même en exacerbant, la perte de biodiversité ». Et les auteurs de conclure : « Toutes les prédictions théoriques indiquent que des pertes de biodiversité supplémentaires seront associées au développement de tout programme d'échange de biodiversité, tandis que la ligne affichée de « pas de perte nette » désamorçera les possibles oppositions et dynamiques de changement. » ■

Dessins : <http://mcmarco2008.blogspot.fr/>

Bibliographie

BARNAUD G. & COÏC B. 2011 – Mesures compensatoires et correctives liées à la destruction des zones humides : revue bibliographique et analyse critique des méthodes. *Service du Patrimoine Naturel – MNHN*. Convention ONEMA – MNHN.

BONNET X., MORANDEAU D. & VILAYSACK D. 2012 – La compensation des atteintes à la biodiversité à l'étranger – Étude de parangonage. Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD).

BROWNLIE S., KING N. & TREWEEK J. 2013 – Biodiversity tradeoffs and offsets in impact assessment and decision making: can we stop the loss? *Impact Assessment and Project Appraisal*, vol. 31, 1, pp. 24-33.

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

CARRIÈRE S. M., RODARY E., MÉRAL P., SERPANTIÉ G., BOISVERT V., KULL C. A., LESTRELIN G., LHOUTELLIER L., MOIZO B., SMEKTALA G. & VANDELDELDE J.-C. 2013 – Rio+20, biodiversity marginalized. *Conservation Letters*, 6, pp. 6-11.

DUDYCHA J. L. & GEEDEY C. K. 2004 – Ethical issues in ecology: Case studies. *Ecological Society of America*, Washington.

EHRlich P. R., KAREIVA P. M. & DAILY G. C. 2012 – Securing natural capital and expan-

ding equity to rescale civilization. *Nature*, 486, pp. 68-73.

FOLKE C., JANSSON Å., ROCKSTRÖM J., OLSSON P., CARPENTER S. R., CHAPIN F. S., CRÉPIN A.-S., DAILY G., DANELL K., EBBESSON J., ELMQVIST T., GALAZ V., MOBERG F., NILSSON M., ÖSTERBLÖM H., OSTROM E., PERSSON Å., PETERSON G., POLASKY S., STEFFEN W., WALKER B. & WESTLEY F. 2011 – Reconnecting to the Biosphere. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 40, pp. 719-738.

HILDERBRAND R. H., WATTS A. C. & RANDLE A. M. 2005 – The myths of restoration ecology. *Ecology and Society*, 10, p. 19.

HOBBS R. J., HALLETT L. M., EHRLICH P. R. & MOONEY H. A. 2011 – Intervention Ecology: Applying Ecological Science in the Twenty-first Century. *Bioscience*, 61, pp. 442-450.

MACDONALD K. I. 2010 – The Devil is in the (Bio)diversity: Private Sector "Engagement" and the Restructuring of Biodiversity Conservation. *Antipode*, 42, pp. 513-550.

MACE G. M., NORRIS K. & FITTER A. H., 2012 – Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology and Evolution*, 27, pp. 19-26.

MARON M., HOBBS R. J., MOILANEN A., MATTHEWS J. W., CHRISTIE K., GARDNER T. A., KEITH D. A., LINDENMAYER D. B. & MCALPINE C. A. 2012 – Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biological Conservation*, 155, pp. 141-148.

MCCAULEY D. J. 2006 – Selling out on nature, *Nature*, 443, pp. 27-28.

PILGRIM J. D., BROWNLIE S., EKSTROM J. M. M., GARDNER T. A., VON HASE A., KATE K. t., SAVY C. E., STEPHENS R. T. T., TEMPLE H. J., TREWEEK J., USSHER G. T. & WARD, G. 2013 – A process for assessing the offsetability of biodiversity impacts, *Conservation Letters*, in press.

QUÉTIER F. 2012 – La compensation écologique. Regards croisés sur la biodiversité. *Société Française d'Écologie, Regards et Débats R34*, article en ligne : <http://www.sfecologie.org/regards/2012/07/03/r34-f-quetier/>.

QUÉTIER F. & LAVOREL S. 2011 – Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biological Conservation*, 144, pp. 2991-2999.

ROBERTSON M. M. 2004 – The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance. *Geoforum*, 35, pp. 361-373.

ROBERTSON M. M. 2006 – The nature that capital can see: science, state, and market in the commodification of ecosystem services. *Environment and Planning D: Society and Space*, 24, pp. 367-387.

SCHERR S. J. & MCNEELY, J. A. 2008 – Biodiversity conservation and agricultural sustainability: towards a new paradigm of 'ecoagriculture' landscapes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363, pp. 477-494.

SMITH T. M. & SMITH R. L. 2009 – *Elements of ecology*, 7th Edition.

WALKER S., BROWER A. L., STEPHENS R. T. T. & LEE W. G. 2009 – Why bartering biodiversity fails. *Conservation Letters*, 2, pp. 149-157.

WOODCOCK B. A., MCDONALD A. W. & PYWELL R. F. 2011 – Can long-term floodplain meadow recreation replicate species composition and functional characteristics of target grasslands? *Journal of Applied Ecology*, 48, pp. 1070-1078.

<http://naturalistesenlutte.overblog.com>
naturalistesenlutte@gmail.fr
