

LE DIABLE DANS LES DÉTAILS : LES DÉFIS DE LA RÉGULATION DES MARCHÉS D'UNITÉS DE BIODIVERSITÉ

L'exemple du *conservation banking* dans le cadre de l'*Endangered Species Act* (États-Unis)

Charles-Hubert Born

De Boeck Supérieur | « [Revue internationale de droit économique](#) »

2015/2 t. XXIX | pages 151 à 182

ISSN 1010-8831

ISBN 9782807301177

Article disponible en ligne à l'adresse :

<http://www.cairn.info/revue-internationale-de-droit-economique-2015-2-page-151.htm>

!Pour citer cet article :

Charles-Hubert Born, « Le diable dans les détails : les défis de la régulation des marchés d'unités de biodiversité. L'exemple du *conservation banking* dans le cadre de l'*Endangered Species Act* (États-Unis) », *Revue internationale de droit économique* 2015/2 (t. XXIX), p. 151-182.

DOI 10.3917/ride.292.0151

Distribution électronique Cairn.info pour De Boeck Supérieur.

© De Boeck Supérieur. Tous droits réservés pour tous pays.

La reproduction ou représentation de cet article, notamment par photocopie, n'est autorisée que dans les limites des conditions générales d'utilisation du site ou, le cas échéant, des conditions générales de la licence souscrite par votre établissement. Toute autre reproduction ou représentation, en tout ou partie, sous quelque forme et de quelque manière que ce soit, est interdite sauf accord préalable et écrit de l'éditeur, en dehors des cas prévus par la législation en vigueur en France. Il est précisé que son stockage dans une base de données est également interdit.

LE DIABLE DANS LES DÉTAILS : LES DÉFIS DE LA RÉGULATION DES MARCHÉS D'UNITÉS DE BIODIVERSITÉ

L'EXEMPLE DU *CONSERVATION BANKING* DANS LE CADRE DE L'*ENDANGERED SPECIES ACT* (ÉTATS-UNIS)

Charles-Hubert BORN, Professeur à l'UCL, avocat¹

Résumé : La compensation écologique par l'offre, développée notamment aux États-Unis, vise à améliorer l'efficacité et l'efficience des mesures compensatoires imposées aux maîtres d'ouvrage tout en assurant une plus grande flexibilité dans le développement territorial. Ces « marchés d'unités de biodiversité » permettent aux promoteurs dont le projet risque de causer un dommage à la biodiversité de s'acquitter de leur obligation de compensation en achetant, auprès de gestionnaires de terres spécialisés, des titres correspondant à la réalisation anticipée d'actions bénéfiques pour la biodiversité sur des sites appelés « banques d'habitat », en proportion jugée équivalente aux atteintes causées. Au-delà du débat controversé sur la nature « marchande » de ces mécanismes, la question reste posée de savoir si les banques d'habitats permettent d'assurer effectivement l'absence de perte nette de biodiversité (no net loss), soit l'objectif ultime de la compensation écologique. Nous nous sommes penchés sur le rôle de la régulation dans l'encadrement des facteurs qui conditionnent la performance écologique des marchés d'unités de biodiversité en prenant l'exemple du conservation banking aux États-Unis. Nous avons examiné les défis auxquels l'administration américaine est confrontée pour garantir l'efficacité des banques de conservation dans la préservation des espèces protégées dans le cadre de l'*Endangered Species Act*. Il ressort de l'étude que la tâche est particulièrement complexe, tant les facteurs écologiques à prendre en compte pour assurer le no net loss sont nombreux et les connaissances scientifiques

1. Charles-Hubert Born est membre du Séminaire de droit de l'environnement et de l'urbanisme (SERES) de la Faculté de droit et affilié au Centre de recherches sur la biodiversité (BDIV) à l'Université catholique de Louvain (Belgique) (e-mail : charles-hubert.born@uclouvain.be). L'auteur remercie vivement Mme Valérie Dupont, doctorante à l'UCL, pour son aide précieuse dans la recherche documentaire. La recherche a été financée par le projet européen Invaluable, soutenu par l'Union européenne et par Belspo.

lacunaires. L'analyse confirme l'importance d'un encadrement étroit de ce type de « marché » par une réglementation claire et précise, qu'elle soit unilatérale ou négociée, et par l'intervention d'une autorité de régulation indépendante et dotée de moyens de contrôle suffisants. Loin de l'image classique du marché, le banking nécessite, pour être à la fois efficace sur le plan biologique et viable économiquement, une intervention publique massive pour régler précisément l'étendue des exigences de compensation, le degré d'équivalence requis, les conditions de création des banques et de leur aire de service, la définition des crédits et le calcul des dommages à réparer; les modalités de protection et de gestion à long terme des banques ou encore l'intégration dans les plans d'aménagement du territoire. Mais la compensation, même si elle est rendue plus efficace et efficiente par un mécanisme de banking, restera toujours un pis-aller. Il faut éviter que le marché d'unités de biodiversité ne devienne une fin en soi pour faciliter et légitimer l'autorisation des projets et favoriser le développement. On ne peut l'envisager que comme un moyen parmi d'autres pour réaliser une compensation effective, lorsque celle-ci ne peut être évitée et que le caractère d'intérêt général supérieur du projet le justifie. À défaut, le risque est grand de sacrifier l'objectif du no net loss sur l'autel de la croissance socio-économique. Cela suppose non seulement une définition claire de la séquence éviter/réduire/compenser, mais aussi la restriction par le législateur des motifs d'octroi des autorisations. Il s'agit d'éviter au maximum les destructions plutôt que de compter sur la compensation et donc le déplacement des espèces et des habitats là où ils ne gênent pas pour assurer leur conservation. Une telle approche implique cependant d'accepter de considérer des solutions alternatives aux aménagements plus coûteuses, de prévoir une juste indemnisation des propriétaires dans certains cas et de mener une politique foncière ambitieuse pour pouvoir relocaliser les projets problématiques. C'est le véritable prix à payer pour préserver la biodiversité et les innombrables services qu'elle rend à la société.

Introduction

- 1 Le *conservation banking* aux États-Unis : cadre juridique et mise en œuvre
 - 1.1 Le cadre juridique du *conservation banking*
 - 1.2 L'état actuel de la mise en œuvre du *conservation banking* aux États-Unis
 - 1.3 Deux exemples de banques de conservation établies dans le cadre de l'ESA
- 2 Protéger avant de compenser
 - 2.1 Fixer précisément l'étendue de la protection et des obligations de compensation
 - 2.2 Éviter et réduire les impacts plutôt que les compenser
- 3 Créer des banques de conservation capables d'améliorer la situation de l'espèce à protéger
 - 3.1 Inscrire le *banking* dans le cadre d'une stratégie globale de conservation
 - 3.2 Choisir le site de la banque sur la base de considérations écologiques et spatiales pointues
 - 3.3 Établir une aire de service écologiquement et économiquement rationnelle

- 4 Pouvoir mesurer et vérifier l'équivalence entre les pertes et les gains pour garantir le *no net loss*
 - 4.1 Le principe d'équivalence
 - 4.2 Les tempéraments et les limites à l'exigence d'équivalence
 - 4.3 La mesure de l'équivalence : la difficulté de définir une unité scientifiquement pertinente d'évaluation des pertes et des gains
 - 4.4 La délicate question de l'additionnalité et des *preservation credits*
 - 4.5 La nécessité de déterminer l'état de conservation initial de l'espèce (*baseline*)
 - 5 Garantir la pérennité des banques d'habitats
 - 5.1 Le suivi scientifique des banques d'habitats, élément clé de la vérification de l'équivalence
 - 5.2 La protection « à perpétuité » des banques d'habitats, un défi juridique et scientifique
- Conclusion

INTRODUCTION

La compensation écologique par l'offre est devenue aujourd'hui l'objet de toutes les attentions. Cette approche a été développée initialement aux États-Unis, pour résoudre les difficultés rencontrées par les maîtres d'ouvrage dans l'exécution de leurs obligations de compensation (*permitted-responsible mitigation*). Appelée *habitat-*, *mitigation-* ou *conservation banking*, selon les législations², les « marchés d'unités de biodiversité » permettent aux promoteurs dont le projet risque de causer un dommage à la biodiversité de s'acquitter de leur obligation de compensation en achetant, auprès de gestionnaires de terres spécialisés, des titres correspondant à la réalisation anticipée d'actions bénéfiques pour la biodiversité (les « crédits ») sur des sites appelés « banques d'habitat », en proportion jugée équivalente aux dommages causés (les « débits »)³. Juridiquement, le promoteur se libère de son obligation de compenser par un paiement à un tiers, qui

2. Pour un aperçu des principaux mécanismes de *banking* actuellement en vigueur dans le monde (2010), voy. B. Madsen, N. Carroll, K. Moore Brands, *State of Biodiversity Markets. Offset and Compensation Programs Worldwide*, Washington, D.C., Forest Trends, 2010 (en ligne).
3. Selon le rapport EFTEC, « *Habitat banking is "a market where credits from actions with beneficial biodiversity outcomes can be purchased to offset the debit from environmental damage. Credits can be produced in advance of, and without ex-ante links to, the debits they compensate for, and stored over time". Debits and credits refer to the quantity of loss and enhancement, respectively, of biodiversity. A debit is unavoidable residual damage to biodiversity, and a credit is an additional action to benefit biodiversity (which may include avoiding other existing or potential damage)* », EFTEC, IEEP et al., *The Use of Market-based Instruments for Biodiversity Protection. The Case of Habitat Banking*, Technical Report, 2010, p. 3 (en ligne). Sur les aspects juridiques des marchés d'unités de biodiversité, voy. M.-P. Camproux-Duffrène, « Les unités de biodiversité, questions de principe et problèmes de mise en œuvre », *Rev. jur. env.* 2008, numéro spécial, pp. 87 et s. ; « La création d'un marché d'unités de biodiversité est-elle possible ? », *Rev. jur. env.* 2009, p. 69 ; F.-G. Trébulle, « Marché et protection de la biodiversité : les unités de compensation écologique », in J. Sohnle et M.-P. Camproux-Duffrène (dir.), *Marché et environnement*, Bruxelles, Bruylant, 2014, pp. 256-301.

endosse la responsabilité de la réussite des mesures compensatoires⁴. Les efforts de compensation sont ainsi concentrés sur des sites plus vastes d'un seul tenant, choisis selon des critères scientifiques et détenus par un seul gestionnaire, appelé « sponsor » de la banque d'habitat. Il s'agit d'un mécanisme de mutualisation et d'anticipation de la compensation par l'offre⁵ dans lequel les mesures compensatoires sont réalisées sous la responsabilité d'une personne autre que le débiteur de l'obligation de compenser.

Selon leurs partisans, les banques d'habitats présentent une série d'avantages. Sur le plan écologique, elles améliorent l'efficacité des mesures de compensation en les concentrant sur des sites plus vastes, mieux localisés par rapport aux exigences des espèces, en anticipant la restauration⁶, en assurant une protection, une gestion et un suivi à long terme du site et en facilitant le contrôle des opérations de restauration. Les banques d'habitats peuvent ainsi contribuer à la mise en œuvre d'une stratégie globale de conservation et permettent de mobiliser les terres privées en faveur de la conservation. Sous l'angle économique, le *banking* peut faciliter la réalisation des projets d'aménagement par la disponibilité immédiate des crédits. Il offre une sécurité juridique accrue au maître d'ouvrage grâce au transfert de responsabilité vers le gestionnaire de la banque. Il permet des économies d'échelle et ainsi une plus grande efficacité dans la gestion du site, tout en réduisant les coûts de la compensation pour le maître d'ouvrage.

Un important courant fustige cette approche « basée sur le marché » (*market-based instrument*). Il invoque la non-substituabilité des composantes de la biodiversité⁷ et un risque de « commodification » de la nature, alors que, selon ses partisans, « la nature n'a pas de prix »⁸. Pourtant, la relation de ce type de programme au marché au sens de la théorie économique néolibérale reste très débattue. Comme le montre Valérie Boisvert dans sa contribution, l'important encadrement normatif et institutionnel des programmes de *banking*, de même que la nature des crédits échangés, ne permettent pas de les assimiler sans nuance à des véritables « marchés » au sens de l'économie néoclassique⁹.

4. P. Barla, J. Doucet, J.-D. Saphores, « Protection des habitats d'espèces menacées en terres privées : analyse d'instruments et de la politique canadienne », Université de Laval, Québec, 26 février 1999, p. 7 (en ligne).

5. CGDD, « Le point sur... La séquence "éviter, réduire et compenser", un outil de préservation des milieux naturels », juin 2014, n° 184, p. 3 (en ligne).

6. Il faut cependant nuancer le caractère anticipé de la compensation : en pratique, beaucoup de crédits sont vendus avant même que le projet de restauration n'ait commencé (*advanced release*). C'est aussi le cas du biobanking en Australie où le sponsor peut attendre la vente de 80 % de ses crédits avant de commencer les actions de gestion (V. Dupont, doctorante à l'UCL (rédigeant une thèse en droit comparé sur le *banking*), comm. pers., 25 août 2015).

7. Par exemple, M. Camproux-Duffrène, « Les unités de biodiversité, questions de principe et problèmes de mise en œuvre », *op. cit.*, pp. 87 et s. ; S. Walker *et al.*, « Why Bartering Biodiversity Fails », *Conservation Letters*, vol. 2 (2009), pp. 149-157.

8. Voy. par ex. l'ouvrage de ATTAC, *La nature n'a pas de prix. Les méprises de l'économie verte*, Paris, Éditions Les liens qui libèrent, mai 2012, 151 p. ; S. Feydel et Ch. Bonneuil, *Prédation. Nature, le nouvel eldorado de la finance*, Paris, La Découverte, 2015, 213 p.

9. Voy. la contribution de V. Boisvert dans ce numéro.

Indépendamment de ce débat, la principale question reste, selon nous, de savoir si le *banking* permet d'assurer effectivement l'absence de « perte nette » de biodiversité. Les données manquent hélas pour pouvoir dégager une réponse claire à cette question. Les rares études globales sur les performances environnementales du *conservation banking* aux États-Unis incitent, de fait, à la prudence, tant les résultats sont variables, sinon décevants¹⁰. Il manque cependant d'études comparant les résultats des modes alternatifs de compensation. En ce qui concerne le *wetland mitigation banking* instauré par le *Clean Water Act* (1972), les résultats des suivis sont très contrastés et démontrent plutôt une perte nette en termes de fonctionnalités des zones humides¹¹. Dans l'État de Nouvelles-Galles du Sud en Australie, le *biobanking*, d'application facultative, semble jusqu'à présent très peu effectif, les exigences étant très strictes par rapport aux autres modes de compensation¹².

Comme le montre la littérature scientifique, la capacité des banques d'habitats – et de manière générale des mécanismes de compensation – à réaliser leur objectif ultime, à savoir assurer le *no net loss*, s'avère tributaire d'un nombre considérable de facteurs à la fois écologiques, économiques et de gouvernance. Dans le cadre du projet de recherche *Invaluable*, nous nous sommes interrogé sur le rôle de la régulation dans l'encadrement de ces facteurs, en nous basant sur l'exemple du *conservation banking* établi dans le cadre de l'*Endangered Species Act* (ESA) aux États-Unis¹³. Le présent article se penche plus spécifiquement sur les défis écologiques auquel est confrontée l'autorité chargée de mettre en place un marché d'unités de biodiversité pour garantir l'efficacité du système. Nous n'aborderons pas ici les innombrables questions d'ordre juridique et financier qui doivent également faire l'objet d'une intervention du législateur ou de l'autorité de régulation pour rendre opérationnel un tel « marché d'unités de biodiversité », mais dont ne dépend pas sa capacité à assurer le *no net loss*¹⁴. Nous rappellerons au préalable brièvement le cadre juridique du *conservation banking* et l'état de sa mise en œuvre, en renvoyant à la contribution de Valérie Boisvert pour une description plus détaillée du système.

10. Voy. par ex. J.W. Bull, K.B. Suttle, A. Gordon, N.J. Singh et E.J. Milner-Gulland, « Biodiversity Offsets in Theory and Practice », *Oryx* 2012, vol. 47, pp. 369-380 ; DOI Office of Policy Analysis, *A Preliminary Analysis of the Conservation Banking Programme and Results from a Survey of US FWS Staffs*, 2013, 71 pp. ; D.A. Bunn, P.B. Moyle et Ch.K. Johnson, « Maximizing the Ecological Contribution of Conservation Banks », *Wildlife Society Bulletin*, 2014, pp. 1-9.

11. Ainsi, dans l'Ohio, un suivi a mis en évidence le fait que “of the 12 banks assessed in Ohio, 3 were mostly successful, 5 were successful in some areas but failed in other areas, and 4 were mostly failed” (J.J. Mack and M. Micacchion, *An ecological assessment of Ohio mitigation banks: Vegetation, Amphibians, Hydrology, and Soils*, Ohio EPA Technical Report WET/2006-1, Ohio EPA, 2006, 106 pp., p. viii, en ligne : www.epa.state.oh.us).

12. M. Fallding, « Biodiversity Offsets: Practice and Promise », *EPLJ*, vol. 31, n° 11, 2014, p. 19.

13. Pour une analyse plus approfondie, voy. N. Caroll, J. Fox and R. Bayon, *Conservation & Biodiversity Banking. A Guide to Setting up and Running Biodiversity Credit Trading Systems*, London/Sterling VA, Earthscan, 2008, 298 p.

14. L'ouvrage précité de N. Caroll, J. Fox et R. Bayon contient plusieurs chapitres sur ces questions.

1 LE *CONSERVATION BANKING* AUX ÉTATS-UNIS : CADRE JURIDIQUE ET MISE EN ŒUVRE

1.1 Le cadre juridique du *conservation banking*

Directement inspiré du *wetland mitigation banking* développé aux États-Unis, depuis le début des années 1980, dans le cadre du *Clean Water Act* (1972) (Section 404) pour compenser la destruction des zones humides, le mécanisme du *conservation banking* a été mis en place officiellement en 1995, en Californie dans le cadre de sa législation sur les espèces protégées¹⁵. Il a, par la suite, été introduit progressivement au niveau fédéral et trouve aujourd'hui son origine dans la législation fédérale américaine sur la protection des espèces menacées d'extinction, à savoir l'*Endangered Species Act* de 1973 (16 U.S.C. §§ 1531 et seq.).

Son fondement légal repose sur les obligations de compensation imposées par l'administration fédérale à l'occasion de la délivrance de dérogations aux mesures de protection des espèces listées. Celles-ci relèvent de la compétence de l'autorité fédérale – à savoir le *Fish and Wildlife Service* (FWS), en ce qui concerne les espèces terrestres et aquatiques non marines¹⁶. Ces dérogations prennent la forme soit d'un permis de « prélèvement incident » (*incidental take permit*, ITP) (Sec. 10, (a)), soit d'un avis biologique (*incidental take statement*, ITS) (Sec. 7, (a), 2), selon que l'activité est envisagée, respectivement, par un opérateur public ou privé ou si elle est menée, autorisée ou financée par une agence fédérale¹⁷.

En revanche, aucune disposition législative (*statute*) ou réglementaire (*regulation*) n'organise formellement le *conservation banking*¹⁸ proprement dit, contrairement à ce qui est le cas du *wetland mitigation banking*. Il s'agit d'une pratique administrative du FWS déconcentrée au niveau de ses bureaux extérieurs (*field offices*), qui n'est encadrée que par des circulaires non contraignantes (*Guidance*), adoptées en 2003 et actuellement en cours de révision. Ces directives tendent à harmoniser les pratiques administratives des bureaux régionaux du FWS sur les critères de création et de gestion des banques¹⁹.

15. California Resources Agency and California Environmental Protection Agency, *Official Policy on Conservation Banks*, 1995.

16. L'ESA est géré par deux administrations, à savoir l'*US Fish and Wildlife Service* (USFWS, Interior Department) (en ce qui concerne les espèces terrestres et aquatiques) et le *National Marine Fisheries Service* (NMFS, Commerce Department) (en ce qui concerne les espèces marines).

17. Voy., pour plus de détails, la présentation de V. Boisvert dans sa contribution.

18. Mitigation Banking Regulations 40 CFR Part 230, Subpart J.

19. *Guidance for the Establishment, Use, and Operation of Conservation Banks*, May 2, 2003 (ci-après *Guidance*).

1.2 L'état actuel de la mise en œuvre du *conservation banking* aux États-Unis

En comparaison avec le *wetland mitigation banking*, le *conservation banking* fédéral reste encore assez peu développé. En mars 2013, 105 banques étaient approuvées par le FWS dans dix États, dont 80 (76 %) situées en Californie, pionnière en la matière. Dans cet État, huit banques ont déjà vendu tous leurs crédits. La vocation des banques est principalement lucrative et privée : on trouve des banques privées commerciales (73 %) ; une combinaison public-privé (10 %) ; des banques ayant un client unique (10 %) ; des banques publiques commerciales (5 %) et des banques privées non lucratives (2 %)²⁰. La taille des banques de conservation est très variable, de 8 à 4 000 acres²¹ (moy. 741 acres), pour une superficie totale de 75 000 acres consacrés définitivement à la nature.

Sur le plan économique, force est de constater que le « marché » des unités de compensation dans le cadre du CB se développe. Selon Madsen *et al.*, les ventes annuelles s'élèvent à environ 200 millions \$ par an ; selon une autre étude, les différentes formes de *mitigation* correspondent à un montant de 370,3 millions \$ par an. Ces chiffres masquent la forte disparité dans le prix des crédits d'une banque à l'autre, conformément à une logique de marché : il varie de 1 836 \$ à 400 000 \$ (moy. 33 027 \$)²² en fonction des coûts d'établissement et de gestion de la banque concernée et du niveau respectif de l'offre et de la demande de crédits dans l'aire de service considérée.

1.3 Deux exemples de banques de conservation établies dans le cadre de l'ESA

Quelques exemples concrets de banques de conservation permettent d'illustrer le propos et de saisir l'importance de la régulation pour assurer le succès du *banking* dans la réalisation de l'objectif du *no net loss*. Nous en retiendrons deux²³.

– Banque « Chien de prairie de l'Utah » (*Utah Prairie Dog*) (Utah)

Le chien de prairie de l'Utah (*Cynomys parvidens*), petit rongeur vivant en colonie dans des milieux steppiques au centre de cet État, a fortement décliné au

20. DOI Office of Policy Analysis, *A Preliminary Analysis of the Conservation Banking Programme and Results Form a Survey of US FWS Staffs*, *op. cit.*

21. 1 acre = 0,404 ha.

22. B. Madsen, N. Carroll, K. Moore Brands, *State of Biodiversity Markets. Offset and Compensation Programs Worldwide*, *op. cit.*

23. Des informations précises sont données dans le *recovery plan* prévu pour chacune des espèces considérées (en ligne sur : <https://www.fws.gov/endangered/species/recovery-plans.html>), ainsi que, pour celles qui ont fait l'objet d'un encodage, sur le registre informatique des banques d'habitats Ribits (https://ribits.usace.army.mil/ribits_apex/f?p=107:2). L'exemple du Chien de prairie de l'Utah a été présenté et critiqué par R. Bonnie and D.S. Wilcove, « Ecological Considerations », in N. Carroll, J. Fox, R. Bayon, *Conservation & Biodiversity Banking. A Guide to Setting up and Running Biodiversity Credit Trading Systems*, *op. cit.*, pp. 53-67.

XX^e siècle en raison de campagnes de destruction comme nuisible²⁴. À la suite de son inscription sur la liste des espèces en danger en 1973, puis, d'une amélioration de son état de conservation, sur la liste des espèces menacées en 1984, un premier *recovery plan* a été adopté en 1991 et révisé en 2012²⁵. Le FWS a identifié trois populations principales (au sein de trois *recovery units*, RU²⁶), séparées géographiquement, dont une au sud-ouest de l'aire de répartition, dans les comtés d'Iron et de Beaver (Western Desert), sur des terrains majoritairement privés, et une au nord-est de l'aire de répartition, sur le plateau d'Awapa, dont l'essentiel est propriété de l'État fédéral ou de l'Utah.

Suite à l'augmentation de la pression urbanistique à Cedar City (Comté d'Iron) (RU Western Desert), une agence publique de l'Utah (Sitla), gestionnaire de terres au profit des écoles de cet État, a décidé, en 2005, de créer une banque de conservation pour l'UPD sur le plateau d'Awapa, très éloigné des zones urbaines concernées et peu fréquenté, mais dont la capacité d'accueil pour le rongeur est jugée médiocre. La banque créée couvre trois sites sur une superficie totale de 800 acres. La banque a été autorisée à vendre 77 crédits pour la préservation de l'habitat et des individus qui y sont présents. Ces crédits ont été achetés, dès l'ouverture, par le Comté pour les revendre aux développeurs. Des mesures de restauration ont été prévues pour générer plus de crédits. Des opérations de déplacement des individus depuis les sites condamnés jusqu'à la nouvelle banque sont systématiquement organisées avant les travaux autorisés. Après des décennies d'expériences assez décevantes, les résultats des opérations de déplacement des spécimens semblent récemment s'améliorer, moyennant cependant un ensemble de mesures de soutien assez artificielles aux populations déplacées – par exemple la pose de terriers artificiels ou de clôtures ou encore le piégeage des prédateurs.

– Banques « Pic à face blanche » (*Red-Cockaded Woodpecker*)

Le Pic à face blanche (*Picoides borealis*) est un oiseau forestier présent au sud-est des États-Unis, inféodé aux forêts côtières anciennes de pins des marais (*longleaf pine*), régulièrement incendiées et riches en vieux arbres à cavités. Cet habitat très spécialisé est menacé, entre autres, par l'urbanisation et par des pratiques forestières non adaptées, notamment la modification du régime des incendies et la coupe des vieux arbres. L'espèce a été listée comme espèce en danger dès 1973 ; elle a fait l'objet d'un *recovery plan* en 1979, révisé en 1985 et en 2003²⁷. Ce pic, aux exigences écologiques complexes, ne se reproduit qu'en groupes

24. Ses effectifs sont passés de 95000 individus en 1920 à 3300 en 1972.

25. U.S. Fish and Wildlife Service, *Utah Prairie Dog (Cynomys parvidens) Revised Recovery Plan*, U.S. Fish and Wildlife Service, Denver, CO., 2012, 169 pp.

26. « An RU is a special unit of the listed entity that is geographically or otherwise identifiable and is essential to the conservation and recovery of the species », *ibid.*, p. 1.3.7.

27. Voy. U.S. Fish and Wildlife Service, *Recovery Plan for the Red-cockaded Woodpecker (Picoides borealis)*, Second Revision. U.S. Fish and Wildlife Service, Atlanta, GA., 2003, 296 p.

familiaux, composés d'un couple reproducteur et d'un ou deux jeunes mâles qui aident les parents à élever leur nichée (*helpers*). Ce mode de reproduction « coopératif » et le faible taux de dispersion des individus non reproducteurs rendent l'espèce assez peu sensible aux variations d'effectifs²⁸, mais très vulnérable à la configuration spatiale et donc à la fragmentation de son habitat. De surcroît, elle ne colonise que très lentement les habitats favorables, ce qui complique les opérations de restauration.

Pour compenser les atteintes à ces espèces, des banques de conservation ont été créées pour elles sur des terrains privés ou appartenant aux États de l'aire de répartition, ainsi que, de façon controversée, sur des terres fédérales²⁹. Les conditions imposées par le FWS pour pouvoir créer une banque et vendre des crédits « pic » sont strictes³⁰. Un crédit n'est octroyé et ne peut être vendu que si un nouveau groupe familial de pics est installé effectivement sur le site. Des crédits « de préservation » peuvent être accordés sur les sites abritant des populations existantes pour autant qu'une protection définitive et une gestion adéquate soient assurées³¹. Ainsi, la société International Paper a soumis un *Habitat Conservation Plan* (HCP) au FWS en 1999, afin de compenser les dommages causés par ses activités d'exploitation du bois sur cette espèce – 18 groupes reproducteurs sont disséminés sur ses terres sur le territoire de cinq États –, prévoyant la création d'une banque privée de 16000 acres dans la forêt de Southlands à Bainbridge (Georgie), où il restait encore trois pics mâles. La société a reçu l'autorisation d'exploiter les habitats occupés ailleurs sur ses propriétés moyennant le déplacement des couples de pics menacés par l'exploitation dans la banque de Southlands, où les opérations de déplacement et de gestion forestière ont permis à ce jour l'installation de 50 oiseaux dont 12 couples reproducteurs, l'objectif étant d'atteindre 25-30 couples à terme. Une fois que le site abritera 18 couples reproducteurs (soit la *baseline* à respecter, *infra*), International Papers pourra vendre les crédits correspondant aux groupes reproducteurs supplémentaires effectivement installés, le crédit étant vendu à environ 250 000 \$/crédit³².

28. Les individus non reproducteurs pouvant remplacer rapidement les reproducteurs disparus.

29. La controverse tient au fait que les banques créées sur des terres fédérales n'offrent pas véritablement d'additionnalité dans la mesure où les services fédéraux ont l'obligation légale de contribuer, sur ces terres, au rétablissement des espèces listées.

30. Une banque ne peut ainsi être créée que si le site peut abriter, le cas échéant en combinaison avec des sites voisins, au moins 10 groupes familiaux et si les habitats favorables sont proches spatialement, de manière à répondre aux exigences spatiales de l'espèce (*Recovery Plan for the Red-cockaded Woodpecker (Picoides borealis)*, *op. cit.*, p. 126).

31. *Ibid.*, p. 127.

32. Voy. R. Bonnie, « Guest Feature: Banking on Endangered Species Conservation », 16 novembre 2004, en ligne sur le site d'Ecosystem Marketplace : http://www.ecosystemmarketplace.com/pages/dynamic/article.page.php?page_id=639§ion=home&eod=1.

2 PROTÉGER AVANT DE COMPENSER

2.1 Fixer précisément l'étendue de la protection et des obligations de compensation

La première étape dans l'établissement d'un marché d'unités de biodiversité devrait consister dans la définition précise de l'étendue de l'exigence de compensation³³. Le champ matériel et spatial des obligations de compensation imposées par le législateur aux opérateurs économiques est un des facteurs majeurs – avec, notamment, le degré de pression sur les habitats et le niveau d'équivalence requis (*infra*) – qui déterminent la demande en unités de biodiversité (crédits) dans un système de *banking*³⁴. Ainsi, le législateur peut limiter l'obligation de compensation (et donc de la demande en crédits) aux seuls dommages causés à la biodiversité « remarquable » et protégée à ce titre, sur tout le territoire – comme c'est le cas pour les espèces protégées en Europe et aux États-Unis – ou uniquement dans les zones protégées – comme c'est le cas pour Natura 2000. Il peut également l'étendre à tous les dommages causés à la biodiversité ordinaire, voire aux services écosystémiques³⁵ – comme dans le cadre du *wetland mitigation banking*³⁶. L'obligation peut ne viser que les dommages directs ou au contraire inclure les atteintes diffuses (pollution par les engrais et les pesticides, dépôts azotés atmosphériques, acidification des sols, étalement urbain, etc.).

En soi, du point de vue de la conservation, le *volume* de la demande future ne constitue pas, selon nous, un facteur déterminant pour décider la mise en place d'un marché d'unités de biodiversité, contrairement à ce que d'aucuns affirment³⁷. Même en présence d'une demande très limitée, un embryon de « marché » peut se mettre en place, comme l'illustre l'exemple de la CDC en France, qui a constitué, à ses risques et périls, la première « réserve d'actifs naturels » de France pour un type bien précis d'habitat steppique présent dans la plaine de la Crau. En revanche, la *prévisibilité* de la demande constitue une condition *sine qua non* à la viabilité d'un marché de crédits, fût-il très circonscrit, en ce qu'elle permet à l'investisseur

33. Ch.-H. Born, V. Dupont et Ch. Poncelet, « La compensation écologique des dommages causés à la biodiversité : un mal nécessaires ? », *Aménagement-environnement* 2012, numéro spécial, pp. 12-40.

34. Voy. l'analyse approfondie de M. Conway *et al.*, *Exploring potential demand for and supply of habitat banking in the EU and appropriate design elements for a habitat banking scheme*, Final Report to DG Environment, ICF/GHK, 2013, pp. 26 et s.

35. Il s'agit d'une exigence distincte et parfois plus difficile à satisfaire que la première, compte tenu des difficultés d'évaluation et des contraintes spatiales supplémentaires qu'elle représente. Voy. G. Tucker *et al.*, *Policy Options for an EU No Net Loss Initiative*, Final Report, IEEP, Londres, 2013, p. 103 et s.

36. Section 404(b) *Guidelines*, § 230.91 (d).

37. S. Wissel et F. Wätzold, « A Conceptual Analysis of the Application of Tradable Permits to Biodiversity Conservation », *Conservation Biology*, 24(2) 2010, pp. 406-407. Voy. aussi M. Conway *et al.*, *op. cit.*, p. 121.

de réduire les risques liés à l'investissement³⁸. Elle ne peut être assurée que par une définition claire et précise des exigences de compensation, dans un texte de portée générale et abstraite – plutôt qu'au cas par cas par l'autorité qui délivre le permis.

Dans le cas du *conservation banking*, les obligations de compensation – lorsqu'elles sont imposées par le FWS, ce qui est loin d'être toujours le cas³⁹ – sont précises quant aux éléments soumis à protection, repris dans les listes d'espèces en danger ou menacées, qui incluent des centaines de taxons. Elles le sont également quant au degré d'équivalence requis (*like-for-like offset, infra*). Elles sont plus floues quant aux types de dommages à réparer et quant au mode de compensation à privilégier : peuvent être soumises à *mitigation* toutes les « atteintes » (*harm*) incidentes causées à une population d'espèces listées⁴⁰, selon un des trois modes de compensation autorisés (par le maître d'ouvrage, par le paiement d'une somme à un fonds ou par une banque d'habitat). Aucune priorité ne doit être accordée au *banking* pour mettre en œuvre la compensation, accentuant la concurrence entre modes de compensation et rendant plus incertaine la demande en crédits.

En pratique, les espèces listées couvertes par les banques de conservation agréées sont encore peu nombreuses (de l'ordre de quelques dizaines). Il n'est donc pas possible de recourir au *banking* pour un grand nombre d'espèces. Il semble que seules les espèces très exposées au développement de l'urbanisation, et dont l'écologie se prête relativement bien à la délocalisation et à la restauration, soient présentes dans un grand nombre de banques⁴¹.

2.2 Éviter et réduire les impacts plutôt que les compenser

L'un des risques les plus évidents que fait naître la perspective d'un marché d'unités de biodiversité est de déresponsabiliser les opérateurs économiques⁴² – qui

38. En ce sens, à propos du *Wetland Banking*, J. Silverstein, « Taking Wetlands to the Bank: The role of Wetland Mitigation Banking in a Comprehensive Approach to Wetlands Protection », *Envtl. Aff. L. Rev.*, vol. 22, n° 129, 1994-1995, pp. 153-154 : « *The interference to be made from this argument is that the predictability of demand, not its magnitude, is an essential prerequisite for credit market* ». Voy. aussi, en ce sens, S. Wissel et F. Wätzold, « A Conceptual Analysis of the Application of Tradable Permits to Biodiversity Conservation », *op. cit.*, p. 407, citant Panayotou, 1994.
39. Certains bureaux extérieurs du FWS ne s'estiment pas compétents pour imposer des mesures compensatoires dans le cadre du permis 'Section 7', ce qui expliquerait le faible succès du *conservation banking* en dehors de la Californie (V. Dupont, doctorante à l'UCL, comm. pers., 25 août 2015).
40. La notion d'atteinte reste floue : elle suscite des divergences d'interprétation quant à la question de savoir si elle inclut les atteintes aux habitats de l'espèce (notamment lorsqu'aucun individu n'est tué ou dérangé). La jurisprudence est toujours divisée sur la question.
41. Sont ainsi visées les espèces suivantes : *vernal pools species* (30) ; *California tiger salamander* (18), *San Joaquin kit fox* (11), *coastal California gnatcatcher* (8), *burrowing owl*, *valley elderberry longhorn beetle*, *bluetail mole skink*, *giant garter snake*, *golden-cheeked warbler* and *sand skink*.
42. Ministère du Développement durable, « La compensation des atteintes à la biodiversité à l'étranger. Étude de parangonnage », *Études et documents*, août 2012, n° 68, p. 28.

peuvent se libérer de leurs obligations par un simple paiement – et de faciliter l'octroi des permis, pour peu qu'ils soient accompagnés de l'achat d'un nombre de crédits jugés équivalents⁴³. Or, comme on a déjà pu le souligner, « conformément au principe de prévention, la compensation [*offset*], dont les résultats, sur le plan écologique, sont difficiles à garantir [...], ne devrait intervenir qu'en dernier recours, après avoir démontré l'absence de solutions alternatives raisonnables [*avoidance*] et avoir appliqué les mesures d'atténuation appropriées [*minimization*] »⁴⁴. C'est pour réduire ce risque qu'a été introduite, dans les processus de planification et d'autorisation des projets, la séquence décisionnelle « éviter/réduire/compenser » (ERC), qui recommande ou impose à l'autorité compétente de donner la priorité à la prévention et à la réduction de l'impact environnemental des plans et projets sur sa compensation. Il s'agit d'intégrer les considérations environnementales dès la conception des projets, de manière « à éviter les impacts sur l'environnement, y compris au niveau des choix fondamentaux liés au projet (nature du projet, localisation, voire opportunité) »⁴⁵. Cette exigence prend un relief particulier lorsque les impacts ne sont pas techniquement « compensables » (*infra*).

Aujourd'hui, l'application de cette séquence est inscrite dans les principes de base de la compensation développés par le BBOP⁴⁶ et a été reconnue par la Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique⁴⁷. En droit européen, elle est transcrite, de façon non contraignante, dans les textes organisant l'évaluation des incidences sur l'environnement⁴⁸ et est imposée comme condition à l'octroi de dérogations aux mesures de protection des sites Natura 2000 et des espèces de l'annexe IV de la directive Habitats⁴⁹. Elle constitue une condition à l'octroi d'un *incidental take permit/statement* qui figure explicitement dans l'ESA⁵⁰. Il reste que sa mise en œuvre suscite, en pratique, nombre de difficultés, faute de

43. http://bbop.forest-trends.org/pages/mitigation_hierarchy.

44. Ch.-H. Born, V. Dupont, Ch. Poncelet, « La compensation écologique des dommages causés à la biodiversité : un mal nécessaires ? », *op. cit.*, p. 15.

45. Ministère du Développement durable, « Doctrine nationale relative à la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur le milieu naturel », 2012, p. 1 (en ligne sur : <http://www.developpementdurable.gouv.fr/IMG/pdf/doctrineERC-vpost-COPIL6mars2012vdef-2.pdf>).

46. Le consortium international Business and Biodiversity Offsets Program (BBOP) a établi une liste de principes de référence sur la compensation, dont le premier dispose que « *Adherence to the mitigation hierarchy: A biodiversity offset is a commitment to compensate for significant residual adverse impacts on biodiversity identified after appropriate avoidance, minimisation and on-site rehabilitation measures have been taken according to the mitigation hierarchy* », BBOP, *Standards on Biodiversity Offsets*, Washington, D.C., 2012, p. 17).

47. CDB, Décision VIII/28, Annexe.

48. Voy. l'annexe IV, 6, de la directive 2011/92/UE sur l'évaluation des incidences des projets et l'annexe I, g, de la directive 2001/42/CE sur l'évaluation des incidences des plans et programmes ; en droit français de l'évaluation des incidences, la séquence ERC était déjà inscrite dans la loi du 10 juillet 1976 sur la protection de la nature ; elle figure aujourd'hui à l'article R. 122-5 du Code de l'environnement (étude d'impact).

49. Voy. les articles 6 § 4 et 16 § 1^{er} de la directive Habitats et les textes du Code de l'environnement qui les transposent.

50. Sec7.(b)(4) (implicite) ; elle n'est que très rarement appliquée en pratique : V. Dupont, doctorante à l'UCL, comm. pers., 25 août 2015) et Sec10.(a)(2)(A).

précision dans les textes et d'une réelle compréhension de ses implications par les maîtres d'ouvrage comme par les autorités compétentes⁵¹. Fondamental, le rôle de la planification spatiale dans la définition des alternatives de localisation – sans les contraintes foncières auxquelles sont confrontés les particuliers – reste encore mal défini. L'on doit saluer à cet égard l'initiative du Gouvernement français qui a développé une « doctrine nationale » et des « lignes directrices » non contraignantes sur la question, de façon à guider les acteurs dans l'application de la séquence ERC⁵².

Pour limiter au strict nécessaire les atteintes aux habitats et aux espèces, le législateur peut encore restreindre les possibilités de détruire des éléments protégés de la biodiversité en définissant strictement les *motifs* susceptibles de justifier l'octroi d'une dérogation, de manière à hiérarchiser les valeurs mises en balance dans la décision. En dehors de ces motifs, le permis doit être refusé. Ainsi, s'agissant de Natura 2000 et de la protection des espèces, la directive Habitats prévoit que seuls les motifs liés à la sécurité publique, à la santé, aux dommages importants causés aux biens, à la protection de l'environnement ou à toute autre « raison impérative d'intérêt public majeur », y compris d'ordre économique ou social, peuvent justifier les atteintes sujettes à compensation⁵³. Cette exigence limite considérablement les cas dans lesquels la destruction de la biodiversité existante sera admise : les projets purement privés, sans retombées pour l'économie régionale, ne peuvent prétendre avoir la priorité sur la protection des espèces et habitats d'intérêt communautaire⁵⁴.

Dans le cadre de l'ESA, cette restriction n'est pas prévue : un permis de prélèvement ou un avis biologique peut être délivré pour *n'importe quel motif*, y compris d'ordre socio-économique, que le projet soit public ou privé, d'envergure ou limité. Il suffit que l'HCP soit accepté ou que l'avis biologique soit favorable. Autrement dit, les autorisations de destruction ne sont pas filtrées sur la base d'une hiérarchie des valeurs entre protection de la biodiversité remarquable et intérêts privés. La plupart des permis demandés pouvant être délivrés pour peu qu'un crédit soit disponible⁵⁵, le niveau de la demande et donc la pression sur la biodiversité s'avèrent significativement accrus.

51. Par exemple, dans le cadre du *wetland mitigation banking*, voy. Sh. Clare *et al.*, « Where is the Avoidance in the Implementation of Wetland Law and Policy? », *Wetlands Ecological Management*, 2011, vol. 19, pp. 165-182.

52. Ministère du Développement durable, *Doctrine nationale relative à la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur le milieu naturel*, *op. cit.* ; *Lignes directrices nationales sur la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur les milieux naturels*, 2013, 230 p.

53. Art. 6 § 4 et 16 de la directive Habitats.

54. La Cour de justice a reconnu que l'exploitation privée de mines à ciel ouvert pouvait relever de considérations impératives d'intérêt public majeur : CJUE, 24 nov. 2011, Commission c. Espagne (Alto Sil), aff. 404/09, point 109. En revanche, elle a jugé que ce n'est pas le cas de la « simple construction destinée à héberger un centre administratif » d'une entreprise privée : CJUE, 16 février 2012, *Marie-Noëlle Solvay e.a.*, aff. C-182/10, point 78.

55. Dans le cadre du *wetland mitigation banking*, moins de 1 % des permis de remblayer une zone humide (Section 404) sont refusés. M. Robertson, P. Hough, « Wetlands Regulation: The Case of Mitigation Under Section 404 of the Clean Water Act », in B.A. Le Page (ed.), *Wetlands*, Springer, 2011, p. 176).

Cette différence est essentielle. Dans le système européen, la priorité est mise sur la conservation des éléments *existants* de la biodiversité, la destruction et la compensation n'intervenant que lorsque le projet se justifie par des considérations d'intérêt public majeur. Autrement dit, la préservation *in situ* reste la règle, le « déplacement » de la nature, là où elle ne gêne pas, l'exception. Dans le cadre de l'ESA, à l'inverse, la priorité est donnée à l'activité socio-économique privée, quitte à déplacer les habitats et les espèces et à les restaurer dans quelques grandes zones réservées à la nature, à l'écart des zones convoitées par l'urbanisation et l'agriculture intensive – dans une approche de type *land sparing*⁵⁶. À défaut de preuve contraire à ce jour, c'est la première qui reste la plus efficace pour mettre un terme à la perte de biodiversité. Revoir ces priorités à la baisse pour rendre plus flexible la délivrance des permis en comptant sur le développement de la compensation par l'offre – comme pourrait le laisser présager l'actuelle procédure d'évaluation des directives Oiseaux et Habitats (REFIT) – serait un recul particulièrement grave dans la protection accordée à la biodiversité, manifestement contraire au principe de non-régression que l'on peut déduire du droit à la protection d'un environnement sain⁵⁷.

3 CRÉER DES BANQUES DE CONSERVATION CAPABLES D'AMÉLIORER LA SITUATION DE L'ESPÈCE À PROTÉGER

3.1 Inscrire le *banking* dans le cadre d'une stratégie globale de conservation

La contribution effective des banques d'habitats à l'objectif du *no net loss* suppose qu'elles aient, avant la survenance du dommage, amélioré significativement la situation de l'espèce ou de l'habitat concerné, dans la perspective de pouvoir ainsi compenser des dommages futurs. Une telle performance dépend largement de l'inscription du programme dans une stratégie plus globale de conservation des espèces et habitats concernés⁵⁸. Pour engendrer des gains nets, la localisation et la gestion à long terme des banques d'habitats doivent être pensées en fonction des exigences écologiques et spatiales propres à chaque milieu ou taxon protégé. Entre ainsi en considération une série de facteurs comme les exigences territoriales de l'espèce, son mode de reproduction et ses facultés de dispersion, la connectivité

56. Voy. la contribution de V. Boisvert sur cette question.

57. Voy. l'ouvrage de M. Prieur et G. Sozzo (dir.), *La non-régression en droit de l'environnement*, Bruxelles, Bruylant, 2012, 560 p.

58. EFTEC, IEEP *et al.*, *The Use of Market-based Instruments for Biodiversity Protection. The Case of Habitat Banking*, *op. cit.*, p. 153.

entre les sites ou encore l'existence de menaces au niveau local. Dans ces conditions, créer une banque pour le pic à face blanche est un véritable défi écologique : il faut parvenir à recréer (ou protéger) des pinèdes anciennes régulièrement incendiées contenant des poches d'habitat favorables à la reproduction, suffisamment proches les unes des autres pour être à même d'accueillir une population viable de groupes reproducteurs à long terme. Il ne sert donc à rien de creuser ici et là des cavités dans des arbres âgés s'ils sont trop éloignés les uns des autres.

L'un des atouts du *conservation banking* développé dans le cadre de l'ESA est d'être mis au service d'une stratégie de rétablissement (*recovery*) des espèces listées, lequel constitue, rappelons-le, l'objectif ultime de la loi⁵⁹. Chaque espèce listée doit ainsi faire partie d'un « plan de rétablissement » (*recovery plan*), document non contraignant dans lequel sont compilées les données sur l'écologie et le statut de l'espèce, et définissant les objectifs quantitatifs et qualitatifs à atteindre pour pouvoir la considérer comme hors de danger (Sec 4 (f)(1)). Établis pour un grand nombre d'espèces listées⁶⁰, ces *recovery plans* sont utilisés comme référence par le FWS pour autoriser la création des banques de conservation. Leur degré de précision et d'actualisation est cependant très variable⁶¹. Il arrive régulièrement qu'une actualisation des données par le sponsor soit nécessaire à l'occasion de la création de la banque⁶². En outre, ils ne contiennent généralement pas de cartes précises du réseau d'habitat à recréer : tout au plus identifient-ils des « unités de rétablissement » (*recovery units*, RU), soit des régions importantes pour le rétablissement de l'espèce. L'implantation des banques dans ces zones doit être privilégiée, selon la *Guidance* de 2003⁶³. C'est ainsi que la banque Sitla pour le chien de prairie de l'Utah est localisée dans une des trois *recovery units* définies dans le plan de rétablissement adopté pour cette espèce en 1991. Elle contribue, à ce titre, à renforcer un des trois noyaux de population jugés importants pour le rétablissement de l'espèce en Utah.

59. Selon la *Guidance* de 2003 : « [...] *The goal of a bank should be focused on producing conservation benefits for the species for which the bank is being established. For instance, many species are facing the threat of habitat loss and fragmentation. By consolidating and managing the high-priority areas in a reserve network, the threat of fragmentation may be reduced and the species can be stabilized* », p. 4.

60. Ces plans peuvent être consultés sur : http://www.fws.gov/ecos/ajax/docs/recovery_plans/.

61. Ainsi, le plan de rétablissement de la tortue gopher, établi en 1991 et non révisé depuis, est assez sommaire (28 p.), alors que le plan de rétablissement du pic à face blanche, révisé en 2012 et fondé sur des analyses de viabilité et une connaissance approfondie de l'écologie de cette espèce, compte aujourd'hui 296 pages.

62. Selon la *Guidance* : « *The recovery plan can help guide the Service in evaluating whether creation of a bank will contribute to the conservation needs of the species. However, in instances where the recovery plan is not specific, is not available or is outdated, the Service may consider options to assess bank effectiveness. One option is to develop a local step down approach or strategy to addressing the needs of the species* », p. 4.

63. *Guidance*, p. 8.

3.2 Choisir le site de la banque sur la base de considérations écologiques et spatiales pointues

Dans la compensation mise en œuvre au cas par cas par le titulaire du permis, l'autorité se prononce sur un projet de mesures compensatoires établi par le demandeur du permis, généralement sur un site choisi par lui au gré des contingences foncières. Les travaux de gestion ou de restauration n'ont donc pas encore eu lieu concrètement lorsque l'autorité se prononce sur la compensation à prévoir. Dans le cadre du *banking*, l'autorité se prononce, indépendamment du processus de délivrance des permis, sur une offre de compensation anticipée, prenant la forme d'un projet de banque. Elle décide si le site, une fois restauré ou géré, pourra offrir un gain mesurable pour l'espèce, susceptible de contrebalancer des pertes futures. C'est au créateur et gestionnaire de la banque de compensation (le « sponsor ») de concevoir son projet de banque de manière à rencontrer les exigences écologiques de cette espèce.

La procédure de création d'une banque de conservation est un processus très complexe et assez long – plusieurs années en règle générale –, qui requiert l'intervention d'experts – écologues, comptables et juristes notamment – et de l'administration fédérale. Les services compétents du FWS sont très attentifs à garantir l'intérêt écologique des terrains affectés à cette fonction. Juridiquement, tout le processus est formalisé dans un accord négocié entre le « sponsor » de la banque et le FWS (*conservation banking agreement*, CBA). Si la nature juridique de cet accord reste controversée, elle n'en constitue pas moins une forme de régulation négociée entre l'autorité et le futur gestionnaire de la banque, qui deviendra responsable de la mise en œuvre de mesures compensatoires. Aucune participation du public n'est organisée, mais la publicité des accords est assurée progressivement via un registre facultatif recensant les différents types de banques de compensation⁶⁴. L'accord de *banking* (CBA) définit les termes des engagements de chaque partie ainsi que les conditions légales de la création, de la gestion et du suivi de la banque, les définitions applicables, l'identification des autorités compétentes, les garanties financières, les exigences en termes d'information, le mode de délivrance des crédits et la résolution des litiges. Le non-respect de l'accord n'engage pas, faute d'un cadre réglementaire l'érigeant en infraction, la responsabilité pénale du sponsor de la banque, mais bien sa responsabilité contractuelle⁶⁵, alors que le titulaire du permis qui réalise lui-même la compensation est passible de sanctions pénales et civiles s'il ne respecte pas son permis ou son HCP⁶⁶.

64. Ce registre (RIBITS) a été développé dans le cadre de wetland mitigation banking.

65. R.C. Gardner, « Legal Considerations », in N. Caroll, J. Fox, R. Bayon, *Conservation & Biodiversity Banking. A Guide to Setting up and Running Biodiversity Credit Trading Systems*, op. cit., pp. 69-87, spéc. p. 76.

66. ESA, Section 11, (a) et (b).

Dans le cadre de l'ESA, les *Guidelines* de 2003 sont relativement précises quant aux critères techniques à prendre en compte pour la création et la localisation des banques de conservation. L'objectif général est de situer la banque dans des zones qui contribuent à réduire la pression sur l'espèce concernée⁶⁷. Ainsi, les *recovery plans* donnent des indications sur les zones clés à restaurer pour l'espèce (appelées *recovery units*), comme le fait le plan sur le chien de prairie de l'Utah. Le critère retenu est la présence de l'espèce ou au moins de son habitat, ainsi que, éventuellement, la présence d'une population de l'espèce à proximité de manière à permettre un processus de recolonisation naturelle du site restauré. Toute la difficulté est de pouvoir trouver des terrains adéquatement situés au regard des exigences de l'espèce considérée et non affectés à la construction ou à l'agriculture intensive.

Doivent également être pris en considération : la taille du site, sa proximité éventuelle avec une population existante de l'espèce, la configuration spatiale du site – fragmentée ou d'un seul tenant, compacte ou linéaire, ce qui détermine les effets dits « de lisière », etc. –, le régime hydrologique, les menaces sur le site, la contribution régionale du site à la conservation de l'espèce – la restauration d'un site biologiquement bien situé pouvant ainsi avoir des effets bénéfiques sur toute la population de l'espèce, au-delà du dommage à compenser⁶⁸. À plus vaste échelle, les conséquences du réchauffement climatique sont également à prendre en compte (*infra*). Toutes ces considérations réduisent sensiblement l'offre en terrains destinés à la compensation et montrent que l'on est loin d'un « marché » où n'importe quelle terre peut être convertie en banque de conservation.

Le rôle fondamental de la planification de l'aménagement du territoire est ici à souligner : c'est au stade de la réflexion sur l'affectation des sols qu'il importe d'identifier les terres présentant un potentiel de restauration pour les espèces menacées et de prévoir une affectation protectrice. C'est à ce stade qu'ont lieu les principaux arbitrages (*trade-offs*) entre fonctions territoriales et que se décide toute la structuration du paysage par l'urbanisation. Le système allemand des éco-points prévoit une telle articulation⁶⁹.

67. Guidance : « The important point in establishing a bank is to site banks in appropriate areas that can reduce the threat of fragmentation and provide management measures that address other threats that a species might encounter, such as cowbird parasitism, non-native invasion, or disruption of natural disturbance regimes », p. 4. Voy. aussi S. Hill, « Regulatory Considerations », in N. Carroll, J. Fox, R. Bayon, *Conservation & Biodiversity Banking. A Guide to Setting up and Running Biodiversity Credit Trading Systems*, op. cit., pp. 92 et s.

68. Guidance, pp. 6 et s.

69. L. Mazza, J. Schiller, *The use of eco-accounts in Baden-Württemberg to implement the German Impact Mitigation Regulation: A tool to meet EU's No-Net-Loss requirement?*, Case study report prepared by IEEP with funding from the Invaluable and OPERAs projects, 2014, pp. 30-31.

3.3 Établir une aire de service écologiquement et économiquement rationnelle

Écologiquement, le remplacement des fonctions perdues ne peut s'envisager sans perte nette que si la banque à qui sont achetés les crédits est située dans une zone fonctionnellement pertinente. Dans le *conservation banking*, cette exigence est en principe assurée par la délimitation d'une « aire de service » (*service area*) autour de la banque, soit le périmètre géographique dans lequel une banque peut vendre les crédits qui lui ont été attribués. Cette zone est délimitée par le FWS au cas par cas, sur la base, en principe, de critères scientifiques. Si une même banque accueille plusieurs espèces listées, plusieurs aires de service distinctes peuvent être délimitées. Cette décision a une grande importance, car, d'une part, elle détermine, en pratique, la localisation du site de compensation par rapport au site où a lieu le dommage, ce qui a des conséquences en termes d'équivalence écologique ; d'autre part, elle conditionne la demande en crédits pour la banque concernée et, partant, sa rentabilité économique. Si l'aire est réduite, l'équivalence sera mieux respectée, mais la demande en crédits sera peut-être trop faible pour justifier l'investissement. L'équilibre entre ces deux considérations contradictoires n'est pas simple à trouver. Il peut justifier le recours à des critères socio-économiques pour délimiter la zone. Ainsi, l'aire de service de la banque Sitla créée pour le chien de prairie de l'Utah est très vaste, puisqu'elle couvre toute son aire de répartition. Or, plusieurs populations génétiquement distinctes occupent cette aire de répartition. Il s'ensuit que la compensation des destructions occasionnées au sud-ouest de la répartition du chien de prairie a lieu au nord-est de celle-ci, dans une population certes importante pour l'espèce, mais, semble-t-il, génétiquement différente et occupant un type d'habitat différent. Si tel est bien le cas, il y a incontestablement une perte nette de diversité génétique dans la transaction. Petit à petit, la population du chien de prairie est déplacée du sud-ouest vers le nord-est, réduisant ainsi son aire de répartition. On le constate, le choix de l'aire de service peut avoir une influence considérable sur l'évolution de la distribution spatiale de l'espèce.

4 POUVOIR MESURER ET VÉRIFIER L'ÉQUIVALENCE ENTRE LES PERTES ET LES GAINS POUR GARANTIR LE *NO NET LOSS*

4.1 Le principe d'équivalence

L'un des aspects les plus sensibles à régler pour mettre en œuvre une politique de *no net loss* concerne la fixation du *degré d'équivalence* à atteindre entre le dommage causé – les débits – et les gains réalisés dans le cadre de la compensation – les

crédits. Il s'agit, pour faire simple, de déterminer le degré de similitude à respecter, en termes de structure, de composition et de fonctions, entre l'écosystème restauré ou protégé et l'écosystème qui doit être détruit ou endommagé.

En soi, deux options sont envisageables. La première, la plus cohérente *a priori* avec le principe du *no net loss*, consiste à exiger une compensation « ressource-ressource » ou « service-service »⁷⁰ (*in-kind* ou *like-for-like offset*) : le permis ne peut être mis en œuvre que moyennant la restauration ou la gestion d'un milieu similaire, en termes de surface, de qualité et de fonction dans le réseau écologique, à celui qui a été détruit. La seconde est nettement plus controversée, dans la mesure où elle admet, au titre de la compensation, la restauration ou la gestion de milieux ou de populations d'espèces *distincts* de ceux qui ont subi les dommages pour autant qu'elle engendre un bénéfice net mesurable pour la biodiversité (*out-of-kind* ou *like for like or better offsets*). Dans ce dernier cas, le gain net de biodiversité peut être réalisé par des mesures de conservation ou de restauration visant d'autres espèces ou écosystèmes plus menacés ou plus rares (*trading up*)⁷¹. Cette voie peut offrir un moyen supplémentaire de financer une politique plus globale de conservation, mais ne peut se concevoir que pour compenser des atteintes à des milieux ou espèces en bon état de conservation, puisque, dans un tel système, ils subiront une perte nette au profit d'autres éléments de la biodiversité plus menacés. L'opération se solde donc par un rééquilibrage dynamique et dirigé des habitats sur le territoire, au gré des pertes et des compensations (*trade-offs*).

Comme nous l'avons déjà souligné⁷², le niveau d'équivalence écologique obtenu sur le terrain varie en fonction du degré de « substituabilité » que le législateur reconnaît, juridiquement, aux éléments de la biodiversité. Les enjeux sont considérables. Plus le degré de substituabilité est élevé, plus la flexibilité est grande pour les pouvoirs publics chargés d'approuver les plans ou projets et plus le marché de crédits est fluide. La compensation, toujours possible, n'est plus qu'une question de prix à payer. Si le degré d'exigence (en termes de *trading up*) n'est guère élevé, les coûts en seront réduits d'autant⁷³, facilitant la réalisation de projets de moindre ampleur. À l'inverse, un degré faible à nul de substituabilité devrait conduire à sanctuariser les éléments considérés comme uniques – en raison du caractère irréversible et irréparable de leur perte – et à forcer l'autorité à prendre en compte des solutions alternatives plus coûteuses.

Dans le cadre de l'ESA, on l'a dit, la compensation requise est de type *like-for-like* : un promoteur ne peut être autorisé à acheter des crédits à un sponsor pour

70. Au sens de l'annexe II directive 2004/35/CE sur la responsabilité environnementale (1.2.2).

71. EFTEC, IEEP *et al.*, *The Use of Market-based Instruments for Biodiversity Protection. The Case of Habitat Banking*, *op. cit.*, p. 153.

72. Ch.-H. Born, V. Dupont, Ch. Poncelet, « La compensation écologique des dommages causés à la biodiversité : un mal nécessaires ? », *op. cit.*, p. 14.

73. Voy. Th.J. Habib *et al.*, « Economic and Ecological Outcomes of Flexible Biodiversity Offset Systems », *Conservation Biology*, vol. 27, n° 6, pp. 1313-1323.

compenser la destruction d'une espèce listée que si la banque s'est vue autoriser la vente de crédits pour cette même espèce, que si le projet s'inscrit dans l'aire de service de cette banque et que si l'ampleur du dommage est couverte par un nombre suffisant de crédits⁷⁴. Il n'est donc pas possible de compenser ces atteintes par l'achat de crédits portant sur d'autres espèces ou sur d'autres types d'habitat, même plus menacés⁷⁵. Cette exigence stricte conditionne tout le système du *conservation banking* puisqu'elle détermine les actions de conservation et de restauration à mener pour créer une banque. Du respect de cette exigence, dépend, en définitive, la réalisation de l'objectif poursuivi par le législateur, à savoir rétablir l'espèce (*recovery*) de manière à ce qu'elle ne soit plus en danger ou menacée. Toute autre forme de compensation – de type *out-of-kind*, y compris en cas de *trading up* – conduirait, inévitablement, à augmenter le risque d'extinction des espèces listées concernées, puisqu'à chaque autorisation, elles perdraient des effectifs ou des habitats, au profit d'autres milieux ou espèces, fussent-ils plus menacés encore.

4.2 Les tempéraments et les limites à l'exigence d'équivalence

Comme l'ont mis en évidence nombre d'études⁷⁶, « l'ingénierie écologique n'est pas à même, loin s'en faut, de recréer n'importe quel type d'habitat ni de reconstituer une population d'une espèce en n'importe quel lieu du territoire »⁷⁷. L'équivalence est plus difficile, voire impossible, à assurer de façon stricte dans deux cas : a) lorsque, d'une part, la restauration des milieux concernés est techniquement impossible ou peu probable dans un délai raisonnable – c'est le cas des tourbières ou des forêts primaires (*old-growth habitats*) – et b) lorsque, d'autre part, l'état des connaissances et des techniques d'ingénierie écologique ne permet pas de garantir avec une probabilité suffisante la restauration souhaitée, ce qui est fréquent⁷⁸. Dans ces hypothèses, il importe de pouvoir refuser le projet ou à tout le moins d'exiger le choix d'alternatives plus coûteuses – comme, par exemple, le passage d'une autoroute dans un tunnel pour éviter de devoir traverser un habitat ou une population d'une espèce irremplaçable. C'est le prix à payer pour préserver les milieux les plus fragiles de la planète.

74. Si le projet est situé dans l'aire de service de plusieurs banques consacrées à la conservation de l'espèce impactée, des crédits peuvent être achetés indifféremment à ces banques.

75. *Guidance*, p. 11. C'est ainsi que les promoteurs immobiliers de Cedar City, dont les projets impactent la population locale du chien de prairie de l'Utah, ne peuvent acheter de crédits que dans les banques créées pour préserver cette espèce, comme la banque Sitla de l'Awapa Plateau.

76. Ph. Goffart, « La compensation écologique en Wallonie : de la théorie à la pratique », *Aménagement-environnement* 2012/5, numéro spécial, pp. 167-173 et les références scientifiques citées.

77. Ch.-H. Born, V. Dupont, Ch. Poncelet, « La compensation écologique des dommages causés à la biodiversité : un mal nécessaires ? », *op. cit.*, p. 26.

78. Voy., en ce sens, le Principe 2 des *Standards on Biodiversity Offsets* du BBOP : « *Limits to what can be offset: There are situations where residual impacts cannot be fully compensated for by a biodiversity offset because of the irreplaceability or vulnerability of the biodiversity affected.* »

Lorsque la restauration est possible, mais ne peut être envisagée que dans un long délai, l'application de *ratios* (*mitigation ratios* - multiple du nombre d'hectares détruits) permet, par une augmentation des surfaces de compensation, de réparer les « pertes intermédiaires », à défaut de pouvoir en restaurer rapidement la qualité⁷⁹. Il en est de même lorsque les populations détruites sont importantes pour le rétablissement de l'espèce, par rapport à des populations plus petites et isolées. C'est ainsi que, dans le cas de la tortue gopher, un acre d'habitat occupé perdu doit être compensé par 1,25 acre d'habitat restauré sur le site de compensation, de manière à permettre à la population de la banque de croître naturellement⁸⁰. Une surcompensation peut également être exigée, en cas d'incertitude scientifique importante quant à l'issue de la restauration, par l'application de « facteurs de risque » (*risk factors*)⁸¹.

Une autre option, tout aussi discutée⁸², mais permettant de garantir des résultats immédiats et à un coût moins important, consiste à admettre que la compensation puisse être envisagée au travers de la protection définitive de milieux similaires existants, en considérant que l'additionnalité de tels crédits de protection (*preservation credits*) découle des gains en termes de risques de destruction évités et de gestion à long terme.

De tels compromis sont discutables dans la mesure où ils conduisent à des pertes nettes de biodiversité parfois irréversibles, l'espèce pouvant s'effondrer avant que les sites de compensation redeviennent fonctionnels. La surcompensation n'est au demeurant pas toujours acceptée par les promoteurs, qui y voient une manière commode, pour les pouvoirs publics, de financer leur politique de conservation, en violation du principe de proportionnalité qui doit guider l'imposition des charges d'urbanisme. Il reste que, souvent, ce sont les seules formes de compensation envisageables.

79. Le *banking* est intéressant à cet égard dans la mesure où, en principe, la restauration a lieu de façon anticipée – les crédits ne pouvant être émis, sauf exception, qu'une fois les résultats écologiques obtenus. Cela permet d'éviter, en théorie, les pertes intermédiaires. Ce n'est toutefois pas vrai lorsque les crédits correspondent à de simples actions de protection (*preservation credits*) (*infra*). En outre, exiger systématiquement que les opérations de restauration soient terminées et les objectifs atteints peut considérablement ralentir le processus de création des banques.

80. Ce ratio découle du fait que, dans la banque de Mobile, le nombre de crédits admis à la vente par le FWS (soit le nombre de tortues déplacées ou détruites) correspondait à 80 % de la capacité d'accueil de la banque (nombre d'acres occupés). R. Bonnie, D.S. Wilcove, « Ecological Considerations », *op. cit.*, pp. 62-63.

81. F. Quétier, S. Lavorel, « Assessing Ecological Equivalence in Biodiversity Offset Schemes: Key Issues and Solutions », *Biological Conservation*, vol. 144, 2011, pp. 2991-2999.

82. Pour une critique, voy. S.A. Bekessy *et al.*, « The Biodiversity bank Cannot be a Lending Bank », *Conservation Letters*, vol. 3, 2010, pp. 151-158.

4.3 La mesure de l'équivalence : la difficulté de définir une unité scientifiquement pertinente d'évaluation des pertes et des gains

Assurer l'équivalence entre le dommage et la compensation requise suppose de pouvoir mesurer les pertes et les gains, sur le plan quantitatif et qualitatif, au moyen des mêmes méthodes et des mêmes indicateurs. Diverses méthodologies scientifiques ont été progressivement mises au point à cet effet par les écologues⁸³, sans nécessairement convaincre les détracteurs de la compensation, qui restent persuadés qu'il n'est pas possible de recréer à l'identique un écosystème et ses fonctions⁸⁴. Les approches diffèrent toutefois selon qu'il s'agit de mesurer une équivalence *in-kind* ou *out-of-kind* et selon les types d'éléments cibles – espèces, types d'habitats, écosystèmes ou services écosystémiques.

Pour la détermination de l'équivalence dans les compensations *out-of-kind* – comme c'est le cas du mécanisme d'éco-points en Allemagne⁸⁵ –, une méthode doit être mise au point pour pouvoir comparer la perte d'un milieu ou d'une espèce avec le gain en faveur d'un *autre* milieu ou d'une *autre* espèce, généralement considéré comme plus précieux, ce qui suppose inévitablement un jugement de valeur. La nécessité de garantir la légitimité démocratique d'un choix aussi important pour la biodiversité exige, selon nous, une intervention du législateur.

Dans le cas d'une compensation *in-kind*, un tel jugement de valeur n'existe pas : l'espèce ou le milieu impact doit être remplacé par une espèce ou un milieu similaire. La mesure de l'équivalence se fait généralement dans ses formes les plus simples, par une mesure des surfaces de l'habitat occupé ou une estimation du nombre d'individus ou de couples reproducteurs de l'espèce menacée par le projet⁸⁶. Nombre de systèmes sont fondés sur une approche simplifiée basée sur des indicateurs de surface d'habitat, comme cela a longtemps été le cas dans le cadre du *wetland banking*⁸⁷. Le problème est que cet indicateur ne reflète pas toujours, loin s'en faut, l'intégralité de l'impact de la destruction des habitats sur les espèces. En effet, d'innombrables facteurs interviennent dans l'état de conservation d'une espèce ou d'un habitat. Pour approcher la réalité écologique, les indicateurs utilisés devraient prendre en compte les aspects non seulement quantitatifs (surface d'habitat, nombre de couples reproducteurs, etc.), mais aussi qualitatifs (qualité de l'habitat, dynamique de la population locale, etc.) et d'ordre spatial (contribution

83. Voy. EFTEC, IEEP *et al.*, *The Use of Market-based Instruments for Biodiversity Protection. The Case of Habitat Banking*, *op. cit.*, pp. 57 et s. ; F. Quétier, S. Lavorel, « Assessing... », *op. cit.*

84. S. Walker *et al.*, « Why Bartering Biodiversity Fails », *op. cit.*

85. L. Mazza, J. Schiller, *The Use of Eco-accounts in Baden-Württemberg to Implement the German Impact Mitigation Regulation: A Tool to Meet EU's No-Net-Loss Requirement?*, *op. cit.*, 95 p.

86. *Guidance*, p. 9. Voy. aussi R. Bonnie and D.S. Wilcove, « Ecological Considerations », *op. cit.*, p. 60.

87. Voy. F. Quétier, S. Lavorel, « Assessing Ecological Equivalence in Biodiversity Offset Schemes: Key Issues and Solutions », *op. cit.*, p. 2994.

de la banque au fonctionnement de la population de l'espèce concernée à l'échelle du paysage – métapopulation –, connectivité, échanges génétiques, adaptabilité au réchauffement climatique, etc.)⁸⁸. De la pertinence scientifique du système de crédits retenu dépendra, *in fine*, l'existence ou l'absence de pertes nettes et, partant, la dégradation ou la stabilisation de l'état de conservation de l'espèce concernée. Cela complique considérablement la tâche du régulateur.

Dans le cadre du *conservation banking*, les unités de biodiversité, appelées crédits, reflètent une quantification de la valeur de conservation du site pour une espèce listée présente au sein d'une banque. Cette valeur est convertie en un nombre déterminé de crédits qui peuvent être vendus, achetés ou échangés dans le but de compenser l'impact d'activités privées, publiques ou fédérales⁸⁹. Les crédits sont spécifiques à chaque espèce, selon leurs exigences écologiques : il n'existe donc pas, contrairement aux systèmes de compensation *out-of-kind*, d'unité unique, fongible, par exemple l'éco-point dans le système allemand. Chaque crédit est fixé au cas par cas, lors de la création de la banque. Une harmonisation du crédit est toutefois opérée par le FWS lorsque plusieurs banques sont créées pour une même espèce⁹⁰. La situation se complique lorsque la banque abrite plusieurs espèces protégées au sein d'un même habitat – par exemple les vieilles pinèdes sur sable, qui peuvent abriter à la fois la tortue gopher et le pic à face blanche –, car il faut définir autant d'unités qu'il y a d'espèces protégées dans la banque. Si un crédit est vendu pour une espèce, les *Guidelines* prévoient explicitement qu'il ne peut être revendu pour une autre espèce⁹¹, de façon à éviter que le gain soit comptabilisé deux fois (*double-dipping*)⁹².

L'unité d'échange proprement dite (*currency*) peut prendre différentes formes, plus ou moins complexes en fonction des exigences écologiques de l'espèce considérée. Le plus souvent, l'unité servant à mesurer l'impact du projet (débit) est la même que celle qui sert à quantifier la restauration compensatoire sur le site de la

88. Ainsi, par exemple, il se peut que la destruction d'un site abritant une sous-population jouant un rôle clé pour la dynamique de la métapopulation de l'espèce – comme c'est le cas de certains papillons – menace irrémédiablement l'ensemble de celle-ci, alors que la perte d'une autre sous-population, plus périphérique, ne causerait qu'un dommage réduit et compensable. Une simple réflexion en termes de surface d'habitat occupé par l'espèce ou des effectifs, sans considération pour le rôle fonctionnel de la sous-population détruite, peut conduire à l'extinction de l'espèce à l'échelle régionale.

89. *Guidance* : « Credits are the quantification of a species' or habitat's conservation values within a bank. The conservation values secured by a bank are converted into a fixed number of credits that may be bought, sold, or traded for the purposes of offsetting the impacts of private, State, local, or Federal activities », p. 9.

90. *Guidance* : « If several conservation banks are created for the same species, the Service will use a consistent methodology for determining credits in each of them and make that methodology publicly available », p. 10.

91. *Guidance* : « As a general rule, overlapping multiple species credits can overlap for a single project, but not multiple projects », p. 10.

92. Sur la problématique de double comptabilisation et des crédits multiples (*credit stacking*), voy. par ex. R.C. Garner et J. Fox, « The Legal Status of Environmental Credit Stacking », *Ecology Law Quarterly*, vol. 40, 2014, p. 101-145 ; V. Layne, « Layering Multiple Credit Types in Mitigation Banks », *National Wetlands Newsletter*, vol. 33, n° 1, pp. 8-9.

banque (crédit), mais ce n'est pas toujours le cas. Ainsi, dans le cas du chien de prairie de l'Utah, les échanges s'effectuent en convertissant la perte d'un individu en une unité de surface de l'habitat occupé (1 individu prélevé = x acres d'habitat occupé, selon les ratios imposés). Dans le cas du pic à face blanche, le système devait prendre en compte les spécificités du mode de reproduction coopératif de l'oiseau – qui ne niche que si un groupe familial peut se former avec des mâles aidants plus jeunes (*helpers*). L'unité suggérée par le *recovery plan*, tant pour le calcul des débits que des crédits, correspond à un « groupe » (d'oiseaux) : si le dommage cause la perte d'un mâle, il faudra le remplacer par un autre mâle, mais si c'est un groupe reproducteur qui est perdu, c'est le groupe qu'il faut remplacer⁹³. R. Bonnie et S.D. Wilcove font remarquer cependant qu'une telle unité ne permet pas de déterminer la surface d'habitat nécessaire au maintien d'un de ces groupes⁹⁴. Ils suggèrent, de manière générale, de réaliser les transactions en quantifiant l'impact du projet sur la viabilité de l'espèce et en définissant corollairement la superficie unitaire d'habitat à restaurer dans la banque pour contrebalancer ce risque accru⁹⁵.

On notera que le choix du crédit n'est pas imposé unilatéralement par le FWS, mais négocié entre lui et le sponsor, et spécifié dans l'accord de *banking*, sur la base des connaissances disponibles sur l'écologie de l'espèce pour laquelle elle est créée. L'existence d'un *recovery plan* actualisé permet de disposer d'une synthèse de ces connaissances, comme c'est le cas du plan révisé en 2003 pour le pic à face blanche, à l'écologie très complexe (*supra*). À défaut, le sponsor doit lui-même solliciter l'avis d'experts et compiler la littérature scientifique sur l'espèce pour proposer au FWS une unité d'échange crédible. C'est ce qui s'est passé pour la tortue gopher, dont le *recovery plan* datait de 1991⁹⁶.

4.4 La délicate question de l'additionnalité et des *preservation credits*

La question de l'additionnalité des banques de conservation dans le cadre de l'ESA est sans doute l'une des plus controversées. Elle nous semble pointer une véritable faiblesse de l'ensemble du système, même si elle doit être appréhendée avec beaucoup de nuances, compte tenu de la complexité des facteurs écologiques entrant en considération⁹⁷.

93. *Recovery Plan for the Red-cockaded Woodpecker (Picoides borealis)*, *op. cit.*, p. 126.

94. R. Bonnie, S.D. Wilcove, « Ecological Considerations », *op. cit.*, p. 61. Ces données figurent dans le *recovery plan*.

95. *Ibid.*, p. 62.

96. *Ibid.*, p. 61.

97. Pour rappel, une mesure compensatoire est additionnelle si elle apporte un bénéfice par rapport à la situation non compensée. Selon le Principe 2 du BBOP, « *Additional conservation outcomes: A biodiversity offset should achieve conservation outcomes above and beyond results that would*

Il existe, dans le *conservation banking*, deux types de crédits : les *preservation* (ou *protection*) *credits* et les *creation* (ou *restoration*) *credits*. Les premiers sont accordés aux banques pour la protection définitive et la gestion d'une population ou l'habitat *existant(e)* d'une espèce listée. Dans les *creation credits*, on distingue trois degrés : les *enhancement/restoration/creation credits*, selon l'intensité de l'intervention (amélioration ; restauration ; recréation *ab nihilo* d'habitats).

A priori, seule la restauration active de populations éteintes ou en net déclin et de leurs habitats pourrait être considérée comme une compensation permettant d'éviter réellement toute perte nette. En réalité, la plupart des banques de conservation sont constituées sur des terres abritant une population *existante* de l'espèce, voire un habitat inoccupé par celle-ci. Peut-on considérer, dans ce cas, que l'achat de crédits à de telles banques constitue bien une compensation effective du dommage ou, au contraire, l'autorisation d'acheter ces crédits s'apparente-t-elle à une *licence to trash* ?

La réponse à cette question doit être nuancée. En soi, l'absence d'une perte nette en termes de surfaces ne constitue pas une exigence de l'ESA : idéalement, en effet, le maintien ou l'augmentation des habitats permet de contribuer à l'objectif de conservation poursuivi, mais n'est pas toujours obligatoire pour autant que l'espèce récupère. Pour Bonnie et Wilcove⁹⁸, la préservation d'habitats existants ne pose pas nécessairement un problème d'additionnalité, car elle permet d'obliger le propriétaire à gérer activement et à surveiller les habitats, ce que n'exige pas l'ESA, fondée sur des interdictions passives. Selon ces auteurs, il vaut mieux moins d'habitats mieux localisés et gérés, et moins menacés de l'extérieur (c'est-à-dire de bonne qualité, donnant des garanties de viabilité à long terme) que plus d'habitats plus dispersés et non gérés. L'additionnalité est donc à apprécier au cas par cas. Ainsi, dans le cas du pic à face blanche, la forêt de Southlands abritait déjà quelques individus de cette espèce, ce qui a permis de s'assurer du caractère approprié de cet habitat.

Il reste, selon nous, un problème plus fondamental à résoudre : est-il admissible de perdre des petites populations d'une espèce très menacée (parfois au bord de l'extinction) au motif que d'autres gagnent à être restaurées ? Au sens de la directive Habitats⁹⁹, l'objectif de conservation consistant à rétablir l'espèce en « état de conservation favorable » requiert de maintenir autant que faire se peut les populations existantes et d'en recréer d'autres dans des zones où elle a disparu et d'où elle pourrait recoloniser son aire de répartition naturelle, sans que ces mesures de restauration soient accompagnées de destructions. Autrement dit, il faut une politique ambitieuse de protection et de restauration visant à atteindre l'état

have occurred if the offset had not taken place. Offset design and implementation should avoid displacing activities harmful to biodiversity to other locations. » N'est pas additionnelle, notamment, une mesure qui est déjà rendue obligatoire en vertu d'une autre réglementation.

98. R. Bonnie, S.D. Wilcove, « Ecological Considerations », *op. cit.*, pp. 57 et s.

99. Art. 1^{er}, i, de la directive Habitats.

de conservation favorable avant d'autoriser des destructions de populations même compensées par la création de banques. C'est au demeurant la position de la Cour de Justice qui considère que, sauf exception, l'octroi des dérogations aux mesures de protection des espèces ne peut s'envisager que si l'espèce concernée est en état de conservation favorable¹⁰⁰. À défaut, pour les espèces très menacées, devrait-on être extrêmement prudent et n'autoriser que l'achat de crédits de restauration dans des banques dont l'importance pour la conservation globale de l'espèce a été démontrée.

4.5 La nécessité de déterminer l'état de conservation initial de l'espèce (*baseline*)

Un autre défi, pour établir une réelle équivalence et assurer l'additionnalité des opérations de restauration ou de gestion, consiste à établir l'état de conservation initial de l'élément cible – soit au moment où entre en vigueur l'obligation de compensation – tant au niveau local – sur le site d'implantation du projet et sur le site de la banque de conservation – qu'à l'échelle de son aire de répartition. Il s'agit de la ligne de base (*baseline*) à partir de laquelle peuvent être mesurés les pertes et les gains de la compensation. Ainsi, dans les différentes forêts exploitées par la société International Papers abritant des populations de pic à face blanche, les inventaires ont permis d'établir la *baseline* à 18 groupes reproducteurs (*supra*). Le développement de la banque de Southlands a permis à cette entreprise de reconstituer 12 groupes reproducteurs à ce jour sur ce site, ce nombre ne pouvant être dépassé à l'occasion de la délivrance de permis de prélèvement pour l'exploitation des autres forêts occupées, de manière à ce que le total des groupes reproducteurs se maintienne à 18.

La mesure de l'état de conservation initial, essentielle pour garantir l'absence de pertes nettes de biodiversité¹⁰¹, suppose un important effort d'inventaire sur le terrain et de cartographie. À l'échelle de l'aire de répartition, la collecte d'informations est assurée par l'autorité fédérale dans le cadre de l'établissement des *recovery plans*¹⁰² (*supra*). Sur le site de compensation concerné, la *baseline* est négociée et fixée de commun accord entre le sponsor et le FWS dans le cadre de l'accord de *banking*. Les *Guidelines* de 2003 indiquent, à propos des crédits de protection (*preservation credits*), qu'ils doivent être calculés par rapport à la situation du site au moment de la conclusion de l'accord de *banking*¹⁰³.

100. CJUE, 14 juin 2007, *Commission c. Finlande*, aff. C-342/05, point 28.

101. A. Gordon, J.W. Bull, C. Wilcox, M. Maron, « Perverse Incentives Risk Undermining Biodiversity Offset Policies », *Journal of Applied Ecology*, vol. 52, 2015, pp. 532-537.

102. Sec. 4, (f), 1, ESA.

103. *Guidance*, p. 9.

L'exercice nécessite une grande vigilance de la part de l'autorité. Les demandeurs ont intérêt à fixer à la baisse une telle ligne sur le site d'implantation du projet pour réduire leur dette de compensation¹⁰⁴. Dans le cadre d'une banque créée en vue de restaurer, voire recréer, des habitats (*restoration credits*), le sponsor n'a pas non plus intérêt à ce que la *baseline* soit évaluée à la hausse pour se voir autoriser à vendre, à effort égal de gestion, un nombre accru de crédits. À l'inverse, lorsque la banque est établie pour protéger des habitats existants (*preservation credits*), le sponsor a cette fois intérêt à surestimer la population de l'espèce présente, de façon à se voir accorder plus de crédits. Un risque de sous-estimation ou de surestimation des effectifs – favorable ou défavorable à l'espèce selon le cas – n'est en outre pas exclu lorsque la population de l'espèce est soumise à des variations naturelles importantes d'une année à l'autre¹⁰⁵, comme c'est le cas chez certains papillons par exemple.

5 GARANTIR LA PÉRENNITÉ DES BANQUES D'HABITATS

5.1 Le suivi scientifique des banques d'habitats, élément clé de la vérification de l'équivalence

Une mesure importante à mettre en œuvre pour garantir l'efficacité de la compensation est d'assurer le suivi à long terme de ses effets sur le terrain, compte tenu du caractère complexe et souvent aléatoire de la restauration des écosystèmes. Une adaptation des mesures devrait pouvoir être imposée si le suivi démontre leur inefficacité. Ce type de mesures, souvent négligées dans la compensation classique, est plus facile à vérifier dans les banques d'habitats. L'accord de *banking* prévoit généralement des dispositions précises à ce sujet et le prix des crédits doit refléter ce poste de coût important à long terme.

5.2 La protection « à perpétuité » des banques d'habitats, un défi juridique et scientifique

L'un des défis les plus difficiles à relever, pour le législateur, consiste à garantir la pérennité des banques d'habitats ainsi créées, à tout le moins pour la durée du dommage, si celle-ci est limitée dans le temps. Les instruments juridiques à la disposition des pouvoirs publics pour garantir le très long terme restent rares¹⁰⁶. Dans

104. A. Gordon, J.W. Bull, C. Wilcox, M. Maron, « Perverse Incentives Risk Undermining Biodiversity Offset Policies », *op. cit.*, p. 534.

105. *Idem.*

106. Voy. la contribution de G. Martin.

le cadre du *conservation banking*, le FWS a résolu la question en conditionnant la signature de l'accord de *banking* à la signature d'une convention créant une servitude « à perpétuité » sur le terrain concerné, appelée *conservation easement*¹⁰⁷. Cette servitude conventionnelle est définie comme « *a legal agreement between a landowner and an eligible organization that restricts future activities on the land to protect its conservation values* »¹⁰⁸. Elle impose au propriétaire d'accorder, aux dépens du terrain, une servitude au profit d'un tiers désigné par l'acte créant la servitude (ONG, *public trust*...), ayant pour effet de démembrer le droit de propriété et de lui ôter les prérogatives liées au droit de construire et d'exploiter (par exemple : une limite de densité du bétail, dans l'utilisation de véhicules à moteur, une interdiction de construire, etc.). Cette servitude doit être constituée à perpétuité et peut entraîner une défiscalisation du terrain dans le cadre d'une *charitable conservation easement*.

Si elle a pour vocation de s'appliquer à perpétuité, la *conservation easement* n'est pas nécessairement éternelle : elle peut disparaître à la suite de décisions publiques comme une expropriation ou s'éteindre si les valeurs de conservation du site ont disparu¹⁰⁹.

La protection ne suffit cependant pas : il est aussi indispensable d'assurer la pérennité de la gestion du site, ce qui suppose celle de son financement. Le *conservation banking* est original à cet égard, puisque l'accord de *banking* doit prévoir la création d'un capital (*endowment fund*) dont les intérêts doivent être suffisants pour pouvoir financer la gestion et la surveillance du site. Si les risques de faillite ne sont pas nuls¹¹⁰, ce système permet de rendre la banque autosuffisante en termes de financement et non dépendante des pouvoirs publics.

La création de banques de conservation « à perpétuité » ne garantit en tout état de cause pas, malgré les engagements du propriétaire, que l'espèce s'y maintiendra à long terme, compte tenu, notamment, des perspectives du réchauffement climatique. Ainsi, une banque située au sud de l'aire de répartition d'une espèce (ou à la limite altitudinale inférieure, dans le cas des espèces de montagne) risque bien d'être désertée par cette espèce si celle-ci remonte vers le nord ou en altitude¹¹¹. Ces considérations sont toutefois prises en compte par le FWS pour l'agrément des banques de conservation.

107. Selon la *Guidance* : « *At the time that the first credit in a bank or phase of a bank is sold, the land within the bank or its phase must be permanently protected through fee title or a conservation easement, with any land use restrictions set in perpetuity for the land legally established. Consequently, once any credit in a given bank or phase is sold, the entire area is automatically and legally protected, regardless if the rest of the credits in the bank or phase are sold, thereby eliminating future fragmentation of habitat* », p. 10.

108. Byers et Ponte, 2005, cité par R.C. Gardner, *Legal Considerations*, op. cit., p. 73.

109. R.C. Gardner, *Legal Considerations*, op. cit., pp. 74-75.

110. *Ibid.*, p. 77.

111. Voy. T. Kimbrell, « Moving Species and Non-Moving Reserves: Conservation Banking and Global Climate Change », *Fordham Environmental Law Review*, vol. XXII, 2010-2011, pp. 119 et s.

CONCLUSION

L'étude d'un marché d'unités de biodiversité existant et fonctionnel, tel que le programme de *conservation banking* établi dans le cadre de l'*Endangered Species Act* aux États-Unis, permet de prendre la mesure de la complexité des défis que soulève la mise en place d'un tel marché dans le cadre d'une politique de *no net loss*. Parvenir à garantir la stabilisation, voire l'amélioration, de l'état de conservation des espèces et habitats menacés sans bloquer le développement des activités économiques relève incontestablement de la gageure. Les risques pour la biodiversité sont réels, tant les détails à régler sont nombreux.

Sur le seul plan écologique, le fait d'autoriser le déplacement, en dernier recours, des espèces et des habitats dans des sites parfois très éloignés de leur milieu d'origine, pour permettre l'implantation de projets dans des zones naturelles très convoitées, soulève une série de questions techniques qui doivent être résolues pour garantir l'absence de « pertes nettes » de biodiversité, objectif ultime assigné aux banques d'habitats. Comment choisir les sites d'implantation des banques ? Comment inscrire le programme de *banking* dans le cadre des stratégies de conservation des espèces et habitats concernés ? Comment garantir une réelle « équivalence » entre les atteintes causées à la biodiversité et les bénéfices tirés de la restauration ou de la gestion des banques d'habitats ? Offrent-elles une réelle « additionnalité » par rapport à l'état de conservation initial des espèces ou des écosystèmes cibles ?

L'analyse du système américain confirme l'importance d'un encadrement étroit de ce type de « marché » par une réglementation précise et claire – fût-elle non contraignante, pour peu qu'elle soit appliquée au travers de conventions négociées avec les propriétaires, voire de façon volontaire¹¹² – et par l'intervention d'une autorité de régulation disposant de l'indépendance et des moyens nécessaires pour garantir la conformité des projets de banques et des transactions aux principes fixés par cette réglementation. Paradoxalement, la flexibilité dans l'octroi des permis est à ce prix. On est loin de l'idée libérale que l'on peut se faire d'un « marché » au sens usuel du terme, où l'intervention de l'État se limiterait à établir les conditions minimales à la rencontre de la demande et de l'offre d'un bien ou d'un service¹¹³.

La difficulté est de concilier les exigences de conservation des espèces menacées avec l'idée d'un marché d'unités de biodiversité étendu et dynamique. Plus l'exigence d'équivalence est stricte – condition *sine qua non* pour préserver les espèces en état critique –, moins le marché est susceptible de se développer, à défaut de pouvoir proposer une offre importante en crédits jugés équivalents. De même, si les restrictions aux atteintes sont fortes, comme dans le cas de la directive Habitats, c'est la demande en crédits cette fois qui fait défaut. Il semble donc que,

112. Comme dans le cadre du BBOP.

113. Voy. la contribution de V. Boisvert dans ce numéro.

pour la biodiversité remarquable, la perspective d'un marché d'unités de biodiversité reste assez théorique ou à tout le moins limitée¹¹⁴.

Plus généralement, il importe de replacer le débat dans la perspective de l'objectif général consistant à mettre un terme à l'érosion de la biodiversité et à la dégradation des services écosystémiques – soit l'objectif ultime de la politique européenne à l'horizon 2020¹¹⁵. C'est à la lumière de cette vision et du principe de *no net loss* que doivent être débattues, de façon globale et cohérente, les questions relatives a) à la hiérarchie des valeurs devant encadrer la prise de décision sur les plans et projets qui menacent la biodiversité ; b) à la séquence éviter/réduire/compenser (ERC) dans laquelle doit s'inscrire cette décision et, enfin, c) à la compensation proprement dite et au choix du *banking* comme moyen de sa mise en œuvre.

L'établissement d'un marché d'unités de biodiversité ne saurait, en effet, être présenté comme une fin en soi au nom d'intérêts financiers. Il ne devrait être conçu que comme un simple moyen parmi d'autres de limiter les pertes de biodiversité liées au développement socio-économique. Ni l'objectif de fluidification des procédures d'autorisation ni, encore moins, les perspectives de valorisation économique des terres privées ne sauraient dicter – à la baisse – le niveau d'exigences en termes de hiérarchie des valeurs, d'évitement, de réduction et de compensation des impacts d'un projet sur la biodiversité¹¹⁶. Ceci reviendrait à sacrifier l'objectif ultime – et la raison d'être – de toute politique de compensation, à savoir réaliser le *no net loss*, sur l'autel du développement socio-économique.

Il faut également reconsidérer, selon nous, l'idée sous-jacente au *banking* selon laquelle il est possible et souhaitable de déplacer les populations d'espèces là où elles ne gênent personne, comme c'est le cas du chien de prairie de l'Utah, déplacé à l'autre bout de son aire de répartition dans un milieu très peu fréquenté et sans enjeux de développement. Si, en soi, le réseau d'habitats existants n'est pas toujours le plus approprié dans un contexte très fragmenté, il reste l'ossature biophysique sur laquelle l'espèce s'est répandue initialement et, partant, sur laquelle elle pourra se redéployer après restauration. Or, ici, le système postule que la restauration de sites en dehors des zones à forte pression foncière suffit pour garantir le maintien de l'espèce. Ce calcul est très risqué sur le plan écologique. En outre, si on considère les services écosystémiques que procure la présence d'une espèce protégée spectaculaire pour la collectivité, autoriser sa disparition localement entraîne une perte de services pour celle-ci. Ainsi, le même chien de prairie de l'Utah n'est plus observable autour de la ville de Cedar City, mais uniquement dans des terres très reculées au nord-est de cet État.

114. En ce sens, EFTEC, IEEP *et al.*, *The Use of Market-based Instruments for Biodiversity Protection. The Case of Habitat Banking*, *op. cit.*

115. Voy. l'objectif 1 de la Stratégie de l'UE pour la biodiversité à l'horizon 2020.

116. Ce risque est pointé par nombre d'études sur le sujet. Voy., par ex., A. Gordon, J.W. Bull, C. Wilcox, M. Maron, « Perverse Incentives Risk Undermining Biodiversity Offset Policies », *op. cit.*, pp. 532-537.

Il nous semblerait plus approprié, comme le prévoit la directive Habitats, de limiter les atteintes aux espèces protégées aux seuls projets justifiés par des raisons impératives d'intérêt public majeur, quitte à prévoir une indemnisation financière des propriétaires soumis à des contraintes de protection ou à des mesures d'acquisition foncière. La fluidification de la structure foncière nous paraît plus indiquée pour éviter les dommages aux populations d'espèces menacées existantes que leur déplacement souvent très hypothétique dans des zones qui ne sont pas nécessairement appropriées au regard de leur optimum écologique.

SUMMARY : THE DEVIL IN THE DETAILS: THE CHALLENGES OF REGULATING BIODIVERSITY UNIT MARKETS

The Example of Conservation Banking under the Endangered Species Act (United States)

Widely used in the United States as a mean to offset damage caused to biodiversity, habitat banking aims, on the one hand, to improve the effectiveness and the efficiency of compensatory measures imposed to developers and, on the other hand, to provide more flexibility for spatial development. This mechanism allows developers whose projects will cause damage to biodiversity to meet their mitigation obligations through the purchase of credits representing the (advanced) implementation of beneficial actions for biodiversity by specialized land managers, in proportion to the damage caused. Beyond the controversial debate on the "market" nature of habitat banking, the question remains whether this tool is able to meet its primary objective, i.e. achieving no net biodiversity loss. This study analyses the role of regulation in framing the factors which are critical to the ecological performance of habitat banking, taking the example of the "Conservation Banking" scheme (USA). We examined the challenges US administration is facing to ensure the effectiveness of habitat banking in protecting species under the Endangered Species Act. It appears from the study that such task is complex, as there are many ecological conditions to be met to ensure no net loss while ecological restoration techniques are still in development. The analysis confirms the importance of a close supervision of such "markets" through clear and precise regulation and the need for the intervention of an independent regulatory authority with sufficient enforcement power. Far from the traditional image of the market, habitat banking needs, to be both effective and efficient, a massive public intervention to set the extent of compensation requirements, the level of equivalence to be met, the criteria for the creation of the bank and the delimitation of its service area, the type of credits and the damage assessment methods to be used, the long term protection and management regime or the integration into land-use planning.

However, ecological compensation must remain a last resort, even if its effectiveness and its efficiency have been improved through sound habitat banking. Markets of “biodiversity units” must not become an end in themselves, established only to facilitate the granting of permits and to make spatial development easier. One should consider them as means among others to achieve effective compensation, when the damage cannot be avoided and the project is justified by reasons of public interest. Otherwise, the risk is great that biodiversity concerns are sacrificed on the altar of socio-economic development. This requires not only a clear definition of the “mitigation hierarchy” but also the restriction, by law, of the grounds for granting permits so as to prevent as much damage as possible, rather than relying on offsets and the translocation of species and habitats to places where they do not interfere with spatial development. Such an approach, however, implies the acceptance of more expensive alternative solutions to damaging projects, paying financial compensation to land owners under certain conditions and the implementation of an ambitious land policy in order to relocate the infrastructures. This is the real price to pay to conserve biodiversity and its services.

Mots clés : Biodiversité, compensation écologique, marché d'unités de biodiversité, banque d'habitats, *Conservation Banking* (États-Unis), régulation, équivalence, politique foncière

Keywords: Biodiversity, ecological compensation, habitat banking, Conservation Banking (USA), regulation, equivalence, land policy