



HAL
open science

Séquence ERC et continuités écologiques - Quelle prise en compte des atteintes portées aux continuités écologiques dans les pratiques de compensation des projets d'aménagement ? Note d'analyse bibliographique.

C. Bourdil, S. Vanpeene

► **To cite this version:**

C. Bourdil, S. Vanpeene. Séquence ERC et continuités écologiques - Quelle prise en compte des atteintes portées aux continuités écologiques dans les pratiques de compensation des projets d'aménagement ? Note d'analyse bibliographique.. [Rapport de recherche] irstea. 2013, pp.60. hal-02605888

HAL Id: hal-02605888

<https://hal.inrae.fr/hal-02605888>

Submitted on 16 May 2020

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

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



Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour
l'Environnement et l'Agriculture
Unité de recherche « Ecosystèmes méditerranéens et risques »
Chloé Bourdil & Sylvie Vanpeene-Bruhier



SÉQUENCE ERC & CONTINUITÉS ÉCOLOGIQUES

Note d'analyse bibliographique

Réflexions sur la prise en compte des atteintes portées aux continuités écologiques dans la compensation des projets d'aménagement.



© MEDDE

© Onema

© Laurent Rappet/Irstea



Convention MEDDE – Irstea 2012-2014
Octobre 2013

Irstea

« Irstea est un organisme de recherche qui, depuis plus de 30 ans, travaille sur les enjeux majeurs d'une agriculture responsable et de l'aménagement durable des territoires, la gestion de l'eau et les risques associés, sécheresse, crues, inondations, l'étude des écosystèmes complexes et de la biodiversité dans leurs interrelations avec les activités humaines.

Recherche pluridisciplinaire, expertise et appui aux politiques publiques « agro-environnementales », partenariat avec les collectivités territoriales et les acteurs du monde économique, telles sont les caractéristiques d'Irstea, labellisé « Institut Carnot ». Dans la continuité du modèle de recherche du Cemagref, nos ingénieurs et nos chercheurs s'investissent au quotidien dans leur mission: relever le défi de la compréhension du changement global pour un développement durable et éco-responsable. »

Thème de Recherche "Systèmes écologiques terrestres: dynamiques, vulnérabilités et ingénierie"

Axe scientifique: Qualités des milieux, indicateurs écologiques, suivi et monitoring des écosystèmes, des habitats et de la biodiversité

« Un enjeu important est de fournir des bases scientifiques solides pour évaluer et/ou soutenir les politiques publiques sur les milieux naturels en particulier celles qui ont pour objectif d'enrayer la réduction de biodiversité (CDB, SNB), le maintien des habitats d'intérêts communautaires (N2000, MEEDDAT), la fourniture de divers services écosystémiques y compris le bois et le stockage de carbone (MEA, PEFC, MAE,...), l'intégration environnementale des infrastructures de transport (Predit, MEEDDAT, PNR), la mise en place de trames vertes (COMOP TVB du Grenelle, projet Interreg ECONNECT). Il s'agit alors de développer des méthodes de mesure d'indicateurs environnementaux que ce soit au niveau de nouvelles technologies ou des protocoles de terrain. Mais également de construire et d'évaluer des indicateurs de suivis de la biodiversité, de la qualité écologique et du fonctionnement. »

Les auteurs:

Chloé Bourdil, Ingénieure d'étude TVB

Email: chloe.bourdil@irstea.fr

Tél: 04 42 66 79 44

Sylvie Vanpeene-Bruhier, Responsable scientifique

Email: sylvie.vanpeene@irstea.fr

Tél: 04 42 66 99 63

Citation conseillée:

Bourdil C., Vanpeene-Bruhier S. (2013). Séquence ERC & Continuités écologiques. Réflexions sur la prise en compte des atteintes portées aux continuités écologiques dans la compensation des projets d'aménagement. Note d'analyse bibliographique. *Irstea*. 62 pages.

Crédits photos 1^{ère} de couverture: Laurent Bergès (Irstea), Onema, MEDDE

CONTEXTE DE PROGRAMMATION ET DE REALISATION – AVERTISSEMENT

Cette note d'analyse bibliographique a été réalisée dans le cadre de la mission d'Irstea pour le pôle « Appui scientifique et technique » du Centre de ressources Trame verte et bleue, piloté par la Direction de l'Eau et de la Biodiversité du Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie (MEDDE). Elle fait suite à la note intitulée « La fonctionnalité des continuités écologiques » (Sordello *et al.*, 2012). L'objectif de cette note est de disposer d'une synthèse analytique de la littérature scientifique sur les éléments de connaissances et les questions essentielles traitant de la prise en compte, dans la séquence ERC (et particulièrement dans l'étape de compensation), des atteintes portées aux continuités écologiques.

Plusieurs types d'exercices existent dans le domaine du transfert de connaissances scientifiques depuis la recherche vers les décideurs. Ainsi, les terminologies telles que « note bibliographique », « synthèse des faits avérés », « états de l'art » ne recouvrent pas les mêmes finalités et ne font pas appel aux mêmes protocoles. Le travail réalisé ne s'inscrit pas strictement dans ce type d'exercices. Ce rapport est le fruit d'une démarche exploratoire, basée sur l'analyse non exhaustive d'un corpus de publications scientifiques. Il s'agit d'un document de réflexion qui a pour objectif d'apporter au lecteur des éléments de compréhension et d'illustrations qui ne relèvent pas d'une doctrine ni d'une orientation donnée. Il n'a pas vocation à s'adresser directement aux acteurs opérationnels impliqués dans la mise en œuvre de la séquence « éviter, réduire, compenser ». De plus, les propos n'engagent que la responsabilité des auteurs.

La compensation écologique s'applique en fin de la séquence « éviter, réduire, compenser » (ERC) les impacts sur le milieu naturel (cf les lignes directrices nationales). Cependant, compte tenu de la pluralité des terminologies utilisées pour parler de ce dispositif, il est difficile de discerner précisément ce qui relève des mesures de réduction et des mesures compensatoires dans la littérature scientifique. Cette limite est d'autant plus floue lorsqu'il s'agit de mesures ciblées sur la restauration des continuités écologiques. Le terme « *mitigation* », largement employé dans la littérature anglo-saxonne, fait partie des mots-clés utilisés dans la requête bibliographique. Or, ce terme fait parfois référence à l'ensemble de la séquence (« *mitigation sequence* »), aux mesures de réduction (« *mitigation measures* », e.g.

équipements de perméabilité ou de franchissement) et aux mesures compensatoires (« *compensatory mitigation* »).

Le rapport fait ressortir, qu'à l'heure actuelle, les connaissances scientifiques ne permettent a priori pas de se prononcer sur l'équivalence écologique ni de privilégier certaines solutions pour compenser directement les atteintes aux continuités écologiques. Le propos de ce rapport porte donc peu sur la compensation en tant que telle mais surtout sur les différentes problématiques que sous-entend l'intégration de la notion de fonctionnalité des continuités écologiques tout au long de la mise en œuvre de la séquence ERC et dans les pratiques de compensation des atteintes à la biodiversité.

Ce rapport présente un état des connaissances à un instant T. Il fait émerger de nouvelles questions et besoins d'approfondissement qui pourraient être développés ultérieurement.

TABLE DES MATIERES

TABLE DES ILLUSTRATIONS.....	7
1. INTRODUCTION.....	9
2. LES ATTEINTES AUX CONTINUITES ECOLOGIQUES: UN CADRE JURIDIQUE ET DES OBJECTIFS QUI EVOLUENT	14
1. TOILE DE FOND DE LA SEQUENCE ERC	14
2. LA DOCTRINE ERC.....	15
3. VERS L'INTEGRATION DE LA FONCTIONNALITE DES CONTINUITES ECOLOGIQUES DANS LA SEQUENCE ERC	18
3. OBJECTIFS ET CADRE METHODOLOGIQUE DE LA SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE.....	21
1. PROSPECTIVE CONVENTION CADRE IRSTEА – MEDDE DEB (2012-2014)	21
2. RECHERCHE BIBLIOGRAPHIQUE ET ANALYSE DES DONNEES BIBLIOMETRIQUES.....	22
4. RESULTATS DE L'ANALYSE BIBLIOMETRIQUE	24
1. LA COMPENSATION DE LA BIODIVERSITE: UN THEME DE RECHERCHE EN PLEIN ESSOR	24
2. LES BALBUTIEMENTS DE LA RECHERCHE SUR LA COMPENSATION DES FONCTIONNALITES DES ECOSYSTEMES.....	27
5. TOUR D'HORIZON INTERNATIONAL DES CONNAISSANCES ET PRATIQUES DE COMPENSATION TOURNEES VERS LA GESTION DES FONCTIONNALITES ECOLOGIQUES.....	29
1. RAISONNER L'EQUIVALENCE DES PERTES ET GAINS ECOLOGIQUE A LARGE ECHELLE	30
A) L'APPROCHE ECOSYSTEMIQUE POUR EVALUER LA QUALITE DES SITES IMPACTES ET RESTAURES	30
B) ENVISAGER LA LOCALISATION DES MESURES COMPENSATOIRES A L'ECHELLE DES PAYSAGES ET DES BASSINS VERSANTS	34
2. VERS UNE PLANIFICATION TERRITORIALE DES MESURES COMPENSATOIRES AU SERVICE DE LA PRESERVATION DES CONTINUITES ECOLOGIQUES	43
6. SYNTHESE ET DISCUSSION.....	48
1. INTEGRATION DE LA NOTION DE CONTINUITES ECOLOGIQUES DANS LA SEQUENCE ERC.....	48
2. PERSPECTIVES POUR LA FRANCE ET PROPOSITIONS	51
REFERENCES CONSULTEES	54

FIGURES

Figure 1. Configuration spatiale des éléments d'un réseau écologique.....	10
Figure 2. Principaux projets de développement ferroviaire dans le cadre du Schéma National de Mobilité Durable.	12
Figure 3. Séquence ERC: mesures d'évitement, de réduction et de compensation des impacts.....	16
Figure 4. Evolution du nombre de publications abordant le thème de la compensation écologique.	24
Figure 5. Nombre de publications par revue qui abordent la compensation écologique	26
Figure 6. Distribution géographique des acteurs internationaux de la recherche traitant la compensation écologique dans leurs publications	26
Figure 7. Evolution du nombre de publications abordant conjointement (i) la compensation écologique et la fonctionnalité des écosystèmes, (ii) la compensation écologique et la fonctionnalité des continuités écologiques, au sens strict	27
Figure 8. Distribution des publications par revue	28
Figure 9. Compensation des effets de l'isolement des habitats	40
Figure 10. Comparaison des approches « réactive » et « proactive » dans l'évaluation de l'équivalence écologique.	45
Figure 11. Cas les plus représentatifs de l'évolution de la superficie forestière (dA) et de la connectivité (dACE), illustrés par des transformations réelles qui ont eu lieu dans certains paysages de la région de Castilla y Leon.	46
Figure 12. Articulations entre trame verte et bleue et compensation écologique: réalisation de la compensation au sein de la trame verte et bleue	47

TABLEAUX

Tableau 1. Objectifs de compensation dans la réglementation française.....	15
Tableau 2. Mots clés utilisés pour la recherche bibliographique	23
Tableau 3. Fonction de mise en réseau: un facteur de la clé d'évaluation des surfaces dignes de protection.....	32

ENCARTS

Encart 1. Le processus de fragmentation des habitats	9
Encart 2. La compensation écologique: un objectif de la Stratégie Nationale de la Biodiversité 2011-2020.....	13
Encart 3. Extrait de l'article 23 de la loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement (1).....	20
Encart 4. Liste non exhaustive des colloques récents, en France, ayant traité des mesures compensatoires	25
Encart 5. Intégration des 3 étapes de l'évaluation de l'équivalence écologique dans la démarche globale de conception, dimensionnement et optimisation des mesures compensatoires	30
Encart 6. Variation d'appréciation de la notion de compensation – comparaison Canada / France	38

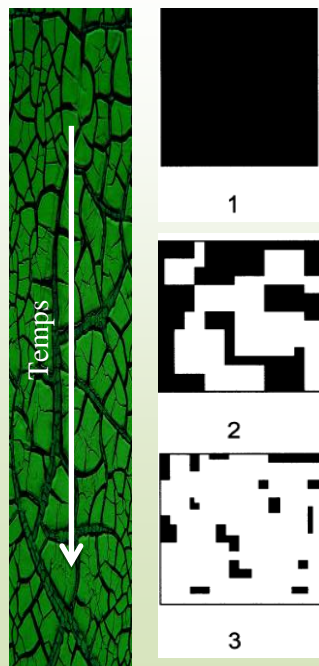
PHOTOGRAPHIES

Photo 1: A65 Langon-Pau: le viaduc du Gabas.	17
Photo 2. A89 Balbigny – La Tour de Salvagny: un passage pour la faune sauvage.....	17
Photo 3. La rivière de contournement du barrage de Rochepinard sur le Cher (Loire).	17

1. Introduction

Les paysages européens et la diversité biologique qu'ils abritent sont pour beaucoup le fruit d'une longue co-évolution de l'occupation humaine et des processus naturels. Mais les changements rapides et intenses d'origine anthropique qui se produisent depuis un siècle fragilisent les équilibres naturels, le bon fonctionnement des écosystèmes et leur capacité de résilience (Vitousek *et al.*, 1997 ; Czech *et al.*, 2000 ; MEA, 2005) . L'étalement des zones urbaines, accompagné de l'expansion des infrastructures industrielles et commerciales et de la densification des réseaux de transport, accroît considérablement la fragmentation des habitats naturels (Coffin, 2007 ; Fischer & Lindenmayer, 2007) (Encart 1). La perte d'habitats qui en résulte ainsi que l'augmentation de leur isolement sont les principales responsables de l'érosion de la biodiversité (Saunders *et al.*, 1991 ; Marzluff, 2001 ; Balmford & Bond, 2005). L'inquiétude quant au devenir de la biodiversité et la perte des services qu'elle fournit aux sociétés humaines (Metzger *et al.*, 2006) fait de sa conservation l'un des plus grands défis actuels dans le monde, depuis le Sommet de la Terre à Rio en 1992 (UNEP, 1992). D'après le rapport de Chevassus-au-Louis *et al.* (2009), le coût de la destruction des biens et services écologiques pourrait représenter jusqu'à 7% du PIB mondial en 2050 ; si tant est qu'il soit possible d'y attribuer une valeur monétaire.

Encart 1. Le processus de fragmentation des habitats (d'après Fahrig, 2003)



La fragmentation peut se traduire par une réduction de la quantité d'habitats disponibles, une augmentation du nombre de fragments d'habitats, une diminution de leur taille, et une augmentation de leur isolement à travers une matrice d'habitats différents de l'original (Wilcove *et al.*, 1986 ; Fahrig, 2003).

Les zones noires représentent l'habitat et les zones blanches représentent la matrice.

De nombreux travaux menés en écologie du paysage, depuis les années 1980, soulignent l'influence de la composition et la configuration spatiale des éléments paysagers sur les processus écologiques et les mouvements des organismes (Forman & Godron, 1986 ; Turner, 1989 ; Burel & Baudry, 1999). D'un point de vue évolutif, l'isolement naturel des populations peut être à l'origine de processus de spéciation, source de diversité génétique. Néanmoins, la restauration de la connectivité¹ dans les paysages fragmentés (Merriam, 1984 ; Taylor *et al.*, 1993) apparaît comme un moyen de réduire les conséquences néfastes du mitage des habitats naturels (Bergès *et al.*, 2010), en facilitant les flux d'espèces et de gènes entre les fragments d'habitats isolés (aussi couramment nommés « taches » ou « patchs ») (Bennett, 2003 ; Crooks & Sanjayan, 2006). Face au changement climatique, il s'agit également d'un facteur fondamental pour la survie et l'adaptation des populations, en leur permettant de coloniser des régions où les conditions d'habitat leur seront favorables (Vos *et al.*, 2008 ; Heller & Zavaleta, 2009 ; Krosby *et al.*, 2010).

Si l'on a pu se contenter par le passé d'axer les actions de conservation de la biodiversité sur la préservation des espèces et habitats remarquables via la délimitation d'aires protégées ; la mise en réseau de ces dernières, au sein de systèmes écologiques plus vastes, apparaît à présent comme une solution efficace pour diminuer voire stopper les pertes de biodiversité (Crofts, 2004 ; Pressey *et al.*, 2007). Cela implique une reconnaissance, à l'échelle du paysage, des interdépendances qui lient ces « refuges de nature » (Lepart & Marty, 2006) aux espaces environnants, supports des activités humaines (Hansen &

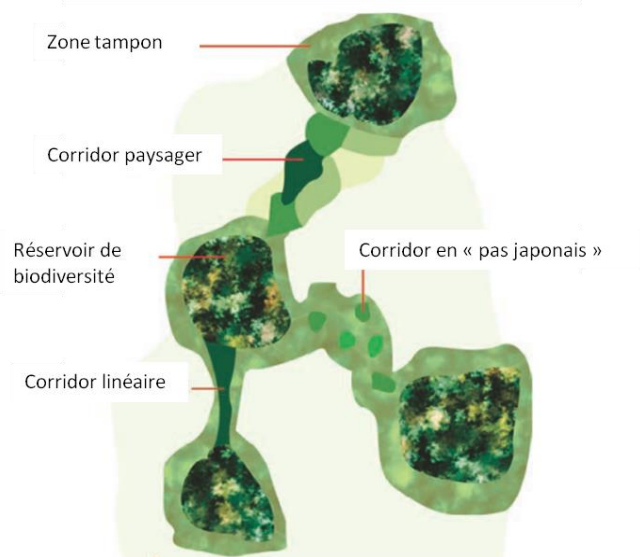


Figure 1. Configuration spatiale des éléments d'un réseau écologique (d'après Bennett & Mulongoy, 2006). La trame verte et bleue représente l'ensemble des continuités écologiques composées de réservoirs de biodiversité reliés par des corridors.

¹ « La connectivité du paysage est le degré selon lequel le paysage facilite ou contraint le mouvement des espèces (individus, gènes) entre les ressources en habitats » (Taylor *et al.*, 1993). Elle dépend de deux composantes: la connectivité structurelle qui fait référence à la structure du paysage et la connectivité fonctionnelle qui traduit la capacité réelle des individus à se disperser dans le paysage.

DeFries, 2007 ; Thompson *et al.*, 2011). C'est au travers de la notion de réseau écologique que le rôle fonctionnel de la nature « ordinaire », jusqu'à présent non concernée par des mesures de protection, prend toute son importance (Mougenot & Meliin, 2000). La question de la cohérence spatiale et écologique s'installe dans la conservation de la nature et la planification territoriale (Jongman, 1995).

Dès lors, le concept de réseau écologique est repris par la sphère politique et influence les engagements nationaux et internationaux. Les lignes directrices établies par la stratégie paneuropéenne de la diversité biologique et paysagère (Conseil de l'Europe, 1996) ont de multiples retentissements dans les politiques environnementales de nombreux Etats (Pays-Bas, Allemagne, Canada, Suisse, Danemark, etc) (Bennett & Mulongoy, 2006). Depuis le Grenelle de l'Environnement en France (2007), bon nombre de réflexions et projets pilotes ont été lancés pour établir la « trame verte et bleue » (TVB, Figure 1) aux différentes échelles de territoires (FPNRF, 2008) et accompagner la mise en œuvre de la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques (objectif de la politique trame verte et bleue introduite dans le Code de l'environnement²). La Commission européenne a publié, le 6 mai 2013, une communication visant à « encourager le recours à l'infrastructure verte, à promouvoir la prise en compte systématique des processus naturels dans le cadre de l'aménagement du territoire et les investissements dans ce domaine au niveau local, régional et national ».

Les approches couramment retenues pour rétablir les continuités et assurer les connexions biologiques au sein des paysages fragmentés sont la restauration de corridors entre les zones réservoirs de biodiversité et la gestion de la perméabilité du territoire aux déplacements des espèces (Beier & Noss, 1998 ; Haddad *et al.*, 2003 ; Kindlmann *et al.*, 2005 ; Gilbert-Norton *et al.*, 2010).

Le développement croissant de l'artificialisation des sols (liaisons autoroutières et ferroviaires, zones d'aménagements, carrières, etc), soutenu par de lourds investissements de la part des gouvernements (World Bank, 2006 ; International Energy Agency, 2013), laisse à penser que les impacts sur les paysages et les écosystèmes vont augmenter considérablement. A titre d'exemple, en France, la progression des sols artificialisés aux dépens des espaces

² Articles L. 371-1 et suivants et articles R. 371-16 et suivants du code de l'environnement, articles L. 113-1 et suivants, article L. 121-1, articles L. 121-9 et suivants, articles L. 122-1 et suivants et les articles L. 123-1 et suivants du code de l'urbanisme

agricoles et naturels dépasse déjà largement l'accroissement démographique, avec un rythme de 86000 hectares par an (entre 2006 et 2009), soit l'équivalent d'un département français artificialisé tous les 7 ans (Agreste, 2011). Pour ralentir ce rythme, un des objectifs du gouvernement affiché lors de la conférence environnementale pour la transition écologique vise une « zéro artificialisation nette des sols en 2025 ». Néanmoins, en générant de nouvelles coupures paysagères, les projets de liaisons ferroviaires et autoroutières prévus à l'horizon 2050 dans le cadre du futur Schéma National de Mobilité Durable (Direction Générale des Infrastructures, des Transports et de la Mer, 2011 ; Commission Mobilité 21, 2013) (Figure 2) vont contribuer à morceler et isoler davantage des fragments d'habitats naturels. Les conséquences écologiques liées à la réduction des surfaces d'habitats disponibles et à la multiplication des obstacles sur le territoire sont à considérer à différentes échelles temporelles. Ces modifications du paysage augmentent la probabilité d'extinction des populations animales et végétales et limitent leurs capacités d'échanges génétiques (Fahrig, 2003 ; Fischer & Lindenmayer, 2007). Plus directement, elles affectent les capacités de certaines espèces animales à accéder aux ressources nécessaires à la réalisation de leur cycle de vie (alimentation, sites de reproduction et de repos, migration), ainsi que le fonctionnement des métapopulations. Compte tenu des évolutions actuelles de l'occupation des sols, la viabilité de ces populations à court et long terme se trouve menacée si des mesures adéquates ne sont pas mises en œuvre.

Depuis une trentaine d'années, la prise en compte croissante des enjeux environnementaux et écologiques renouvelle les approches de l'aménagement et de l'urbanisme, tout particulièrement au

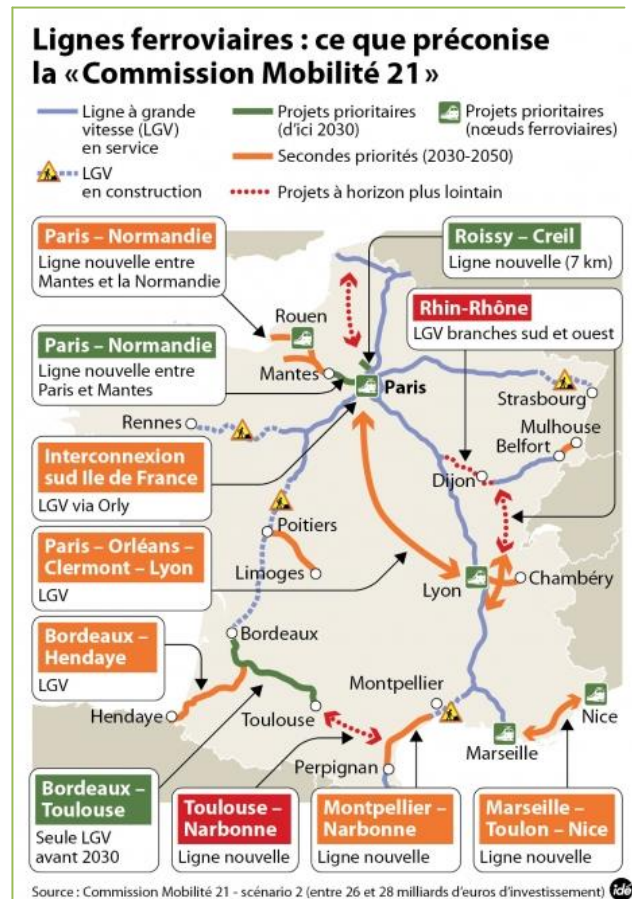


Figure 2. Principaux projets de développement ferroviaire dans le cadre du Schéma National de Mobilité Durable. Réalisé par Idé, d'après la Commission Mobilité 21 (2013).

sein des territoires urbains et péri-urbains où les relations Homme-Nature supposent souvent des arbitrages complexes (Quétier *et al.*, 2012). Afin de minimiser l'empreinte écologique du développement territorial (Ress & Wackernagel, 1996), le recours à la compensation semble s'imposer au cœur des réglementations nationales, communautaires et internationales (France, Etats-Unis, Canada, Suisse, Australie, pays de l'Union Européenne, etc) (UICN France, 2011 ; Morandau & Vilaysack, 2012). A visée incitative, ce dispositif permet d'encourager les porteurs de projets à réaliser des aménagements qui n'interfèrent pas, voire contribuent, aux objectifs de conservation des espèces et de leurs habitats. Il offre ainsi un nouvel outil pour mettre en synergie les démarches d'aménagement du territoire et la préservation de la biodiversité (McKenney & Kiesecker, 2010).

C'est pourquoi, l'engagement de maîtriser les pressions sur la biodiversité et de réparer les dommages occasionnés tient une place importante parmi les perspectives de la Stratégie Nationale française pour la Biodiversité (SNB) d'ici 2020 (MEDDE, 2011) (Encart 2). Non limité aux gouvernements et collectivités, cet intérêt est également porté par certaines entreprises multinationales, conscientes de leurs responsabilités environnementales (BBOP, 2012). En s'engageant pour la SNB (exemple: Eurovia, source: Vinci, s.d.), elles souhaitent s'impliquer dans une démarche volontaire visant à satisfaire la mise en œuvre efficace de la

Encart 2. La compensation écologique: un objectif de la Stratégie Nationale de la Biodiversité 2011-2020

ORIENTATION STRATÉGIQUE D - Assurer un usage durable et équitable de la biodiversité

OBJECTIF

11

Maîtriser les pressions sur la biodiversité

L'objectif est de mieux connaître ces pressions, de comprendre leurs causes et leurs effets et d'engager des actions concrètes de réduction. Ces actions visent à éviter les pressions, à réduire celles qui existent ou à compenser celles qui sont inévitables. Il s'agit également d'adopter un mode de gouvernance fondé sur la **concertation** avec les parties prenantes et de s'assurer du respect des décisions prises. Les possibilités sont nombreuses : promotion et utilisation de matériaux à faibles impacts sur la biodiversité, limitation de l'artificialisation des espaces, transparence écologique des infrastructures

de transport, bonnes pratiques en matière de prévention et de lutte contre les espèces exotiques envahissantes, lutte contre les substances toxiques et toutes les formes de pollution. Les effets cumulés de ces pressions doivent également être suivis et pris en compte. On accorde une attention particulière aux écosystèmes plus fragiles ou menacés comme les mangroves, les récifs coralliens, les zones humides, les forêts primaires, les estuaires, les nourriceries, etc. et aux zones à forte emprise par les activités humaines, notamment outre-mer.

séquence « Eviter, Réduire, Compenser (ERC) » pour limiter les impacts sur la biodiversité (MEDDE & CETE, 2013).

2. Les atteintes aux continuités écologiques: un cadre juridique et des objectifs qui évoluent

1. Toile de fond de la séquence ERC

Introduite en 1969 aux États-Unis, la procédure d'évaluation environnementale offre un cadre juridique pour réguler les incidences des choix d'aménagement sur l'environnement. Elle est désormais adoptée dans plus d'une centaine de pays. En France, c'est la loi dite de « protection de la nature » qui impose, dès 1976, la réalisation d'une étude d'impact, préalablement à l'octroi d'une autorisation, pour « les projets de travaux, d'ouvrages ou d'aménagements publics ou privés, qui par leur nature, leur dimension ou leur localisation sont susceptibles d'avoir des incidences notables sur l'environnement ou la santé humaine » (article L.122-1 du code de l'environnement). Les maîtres d'ouvrage doivent donc se préoccuper des dommages causés aux milieux naturels et à la biodiversité, en rendant compte des effets prévisibles de leur projet et en formalisant des mesures pour éviter, réduire, et le cas échéant, compenser les impacts négatifs causés tout au long des phases d'élaboration, de travaux et d'exploitation (séquence ERC).

Bien qu'il existe un cadre réglementaire qui prévoit la mise en place de mesures compensatoires³, il n'existe pour autant aucune définition juridique qui soit commune à l'ensemble des procédures d'autorisation (étude d'impact ou étude d'incidence thématique i.e. Natura 2000, loi sur l'eau, dérogation à la destruction d'espèces protégées, autorisation de défrichement) (Lucas, 2012). Le Tableau 1 montre la multiplicité des mesures environnementales qui peuvent être définies au titre de plusieurs procédures administratives, pour un même projet. En outre, une confusion entre mesure de réduction, mesure

³ Loi n° 76-629 du 10 Juillet 1976 relative à la protection de la nature et son décret d'application n°77-1141 du 12 Octobre 1977,

Loi n° 2008-757 du 1er août 2008 relative à la responsabilité environnementale et à diverses dispositions d'adaptation au droit communautaire dans le domaine de l'environnement,

Loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement, Décret n°2011-2019 du 29 décembre 2011 portant réforme des études d'impacts des projets de travaux, d'ouvrages ou d'aménagements

compensatoire ou d'accompagnement a été fréquemment relevée dans les avis émis par l'Autorité environnementale (Vanpeene-Bruhier *et al.*, 2013a).

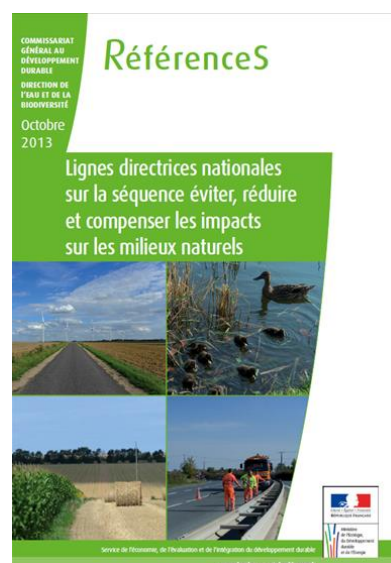
Tableau 1. Des procédures d'autorisation concernées par la séquence ERC en France: cadre réglementaire et objectifs des mesures environnementales

Politiques sectorielles	Natura 2000	Protection stricte des espèces de faune et de flore sauvage	Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques	Défrichement des espaces boisés
Textes réglementaires	L. 414-4	L. 411-2 / R. 411-1 à R. 411-14 (Code de l'environnement) + Arrêté du 19 Février 2007	L. 214-1 à L. 214-11 / R. 214-6 à R. 214-56 (Code de l'environnement)	L. 341-6 (Code forestier ⁴)
Procédures d'autorisation	Evaluation d'incidences	Demande de dérogation à la protection stricte	Evaluation des incidences Régime d'autorisation / déclaration	Etude d'impact pour autorisation de défrichement
Objectifs des mesures environnementales	Maintien de l'état de conservation favorable des habitats naturels et des espèces qui ont justifié la désignation du site + maintien de la cohérence globale du réseau	Bon état de conservation des espèces protégées	Bon état écologique et chimique des masses d'eau (cours d'eau, zones humides, etc) + maintien du fonctionnement écologique	Conservation des bois ou massifs et maintien de la destination forestière des sols

2. La doctrine ERC

Il convient donc de préciser la déclinaison de la séquence « Eviter, Réduire, Compenser (ERC) » et particulièrement les objectifs des mesures compensatoires qui font l'objet de notre attention dans ce rapport. Pour plus de précisions, nous conseillons au lecteur de se référer aux lignes directrices nationales sur la séquence éviter, réduire et

⁴ Code forestier (nouveau). Version consolidée au 31 mars 2014.



compenser les impacts sur les milieux naturels, publiées par le ministère de l'écologie le 3 octobre 2013⁵.

- L'évitement des impacts (ou suppression) implique des choix techniques ou géographiques qui ajustent le projet initial de manière à supprimer le plus grand nombre d'impacts sur les zones naturelles et les espèces sensibles (Figure 3 ; Photo 1). « *Un bon projet est celui qui, dans la mesure du possible, évite de recourir aux mesures compensatoires* » (Y. Meinier, comm. pers., 6 Juin 2013⁶).

Exemples: changement de site d'implantation, choix privilégié d'une saison pour réaliser les travaux de façon à ne pas occasionner de dérangement pendant la période de reproduction ou de nidification des espèces présentes, réduction d'une zone AU d'un PLU (i.e. à urbaniser) pour éviter la coupure d'un corridor écologique.

- Tout au long des différentes phases du projet (planification, chantier, exploitation), dès la phase amont des choix de solution, le maître d'ouvrage s'efforce, par des mesures de conception, des opérations de génie civil ou des préconisations particulières, de réduire au maximum les impacts négatifs du projet qui n'ont pu être pleinement évités.

Exemples: réduction des nuisances sonores, mise en place de dispositifs temporaires de traitement des eaux de ruissellement, aide au franchissement des ouvrages par des passages à faune pour rétablir les continuités écologiques (Photo 2).

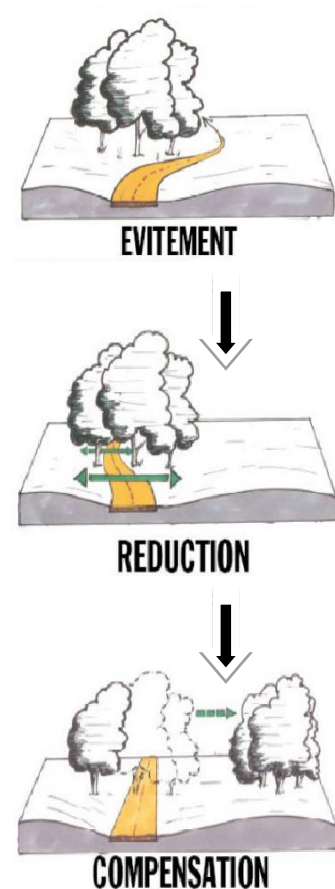


Figure 3. Séquence ERC: mesures d'évitement, de réduction et de compensation des impacts. D'après le CETE.

⁵ URL: http://www.developpement-durable.gouv.fr/spip.php?page=article&id_article=34271

Pour des définitions précises, consulter les fiches 12 et 13 des lignes directrices nationales.

⁶ Yves Meinier (DREAL Rhône-Alpes). Journée technique COTITA Centre-Est « Eviter Réduire Compenser les impacts sur les milieux naturels: de la théorie à la pratique », 6 Juin 2013, Lyon.

- Lorsque le projet n'a pas pu éviter les enjeux environnementaux majeurs et lorsque les impacts n'ont pas été suffisamment réduits, la mise en œuvre de mesures compensatoires, sous la responsabilité du maître d'ouvrage, a pour objet d'apporter une contrepartie aux impacts résiduels négatifs du projet (y compris les impacts résultant d'un cumul avec d'autres projets).

Exemples: Achats de crédits à un opérateur d'une banque de compensation dont la mission est d'acquérir des terrains, afin d'y restaurer, améliorer, créer ou dans certains cas conserver des habitats (Photo 3).



Photo 1: A65 Langon-Pau: le viaduc du Gabas.

L'emprise du chantier est optimisée par rapport aux contraintes environnementales.



Photo 2. A89 Balbigny – La Tour de Salvagny: un passage pour la faune sauvage



Photo 3. Expérimentation d'opérations de réhabilitation sur le site de Cossure (ancien verger industriel) – Réserve d'actifs naturels

Vue aérienne et plan de réaménagement du site, en cours d'exécution.

Ganga Cata, espèce endémique à la Crau (photo J. Boutin)

Pour répondre à l'objectif de non perte nette de biodiversité, les mesures compensatoires doivent, à minima, apporter une plus-value écologique équivalente aux pertes occasionnées par le projet (Regnery *et al.*, 2013b). Si dans certains pays le dédommagement financier est toléré (Inde, Brésil, Etats-Unis, Russie, etc), cette contrepartie doit être prioritairement réalisée « en nature » de manière à maintenir voire améliorer l'état écologique du site impacté, qui dépend des espèces présentes, des surfaces d'habitat disponibles et des fonctionnalités écologiques. A ce titre, les opérations de réhabilitation ou de restauration des milieux, au plus près possible du lieu de l'impact (art R122-14 code de l'environnement), sont souvent privilégiées, bien qu'elles présentent certaines difficultés techniques et incertitudes de résultats (Suding, 2011). La mise en œuvre d'actions de gestion écologique conservatoire, qui reposent sur la contractualisation avec un propriétaire ou un exploitant, est également proposée à titre compensatoire. Les lignes directrices nationales sur la séquence éviter, réduire, et compenser les impacts sur les milieux naturels précisent notamment que les mesures compensatoires dans un projet doivent être complémentaires et additionnelles aux actions publiques existantes ou prévues, dont la TVB. Dans un contexte de forte pression foncière, la protection réglementaire, la maîtrise foncière, la contribution au financement d'un plan national de préservation d'une espèce ou encore le maintien d'une vocation naturelle ou agricole des sols dans les documents d'urbanisme, relèvent de mesures d'accompagnement qui ne sont pas suffisantes, à elles-seules, mais qui peuvent garantir la pérennité des sites de compensation (MEDDTL, 2012).

3. Vers l'intégration de la fonctionnalité des continuités écologiques dans la séquence ERC

Dans la pratique, la mise en œuvre opérationnelle des mesures compensatoires reste encore trop limitée et montre une faible efficacité au regard de leur objectif de non perte de biodiversité. A ce titre, elles sont parfois dénoncées comme un « droit à détruire », ne devant pas être considérées comme une fin en soi (S. Hubert, comm. pers., 6 Juin 2013⁷), mais bien comme un dernier recours suite à l'évitement et à la réduction optimisés des impacts (doctrine nationale ; P. Chavaren, comm. pers., 29 Mars 2011⁸).

⁷ Séverine Hubert (CETE Lyon). Journée technique COTITA Centre-Est « Eviter Réduire Compenser les impacts sur les milieux naturels: de la théorie à la pratique », 6 Juin 2013, Lyon.

⁸ Philippe Chavaren (Chargé de mission environnement A89 EST, Expert Nature, Paysages et dépendances vertes, Autoroutes du Sud de la France, groupe Vinci). Colloque « Mesures compensatoires dans un projet d'infrastructure de transport terrestre », 29 et 30 mars 2011, Aix-en-Provence.

Comme le soulignent la loi française du 1^{er} août 2008 relative à la responsabilité environnementale et la réforme récente des études d'impacts (décret n°2011-2019 du 29 décembre 2011), la définition des mesures compensatoires doit à présent dépasser l'objectif de compensation surfacique pour s'appuyer sur une caractérisation des écosystèmes d'un point de vue de leurs fonctionnalités et des services écologiques associés, à l'échelle du territoire (Quétier & Lavorel, 2011 ; Burylo & Julliard, 2012 ; Regnery *et al.*, 2013b). Cependant, penser la fonctionnalité et la dynamique des écosystèmes n'est pas chose courante dans les pratiques actuelles françaises de l'évaluation environnementale des projets et dans la mise en œuvre des mesures d'évitement, de réduction et de compensation de leurs impacts écologiques. Les impacts sont souvent évalués, de manière ciblée, pour les destructions d'habitats ou d'espèces protégées pour lesquels une demande de dérogation à destruction doit être présentée au CNPN (Conseil National de Protection de la Nature). L'analyse devrait aussi porter sur la biodiversité « ordinaire » associée (forêts, bocage, etc) mais cet enjeu a été jusqu'à présent relativement peu pris en compte dans les études d'impacts. Le recueil de cas réalisé par le CGDD *et al.* (2010), l'étude de Regnery *et al.* (2013b) et les avis de l'autorité environnementale en 2010 et 2011 montrent que la nécessité de compenser les impacts résiduels portant sur des processus de fonctionnement écologique, dans et au-delà du site impacté, est rarement envisagée même lorsqu'ils sont liés à la préservation des éléments de biodiversité patrimoniale majeurs ou protégés.

Si la prise en compte des continuités écologiques fait aujourd'hui l'objet de la politique environnementale « trame verte et bleue », elle reste à intégrer pleinement dans la planification des projets d'aménagement. Portant l'ambition de contribuer à enrayer le déclin de la biodiversité par la réduction de la fragmentation, la trame verte et bleue s'invite d'ores et déjà au cœur des réglementations sur la compensation des impacts écologiques. Avec la réforme des études d'impacts⁹, la mise en œuvre des mesures compensatoires, jusqu'alors limitées, dans la pratique, aux espèces et habitats remarquables ou protégés, s'étend désormais aux enjeux des continuités écologiques. Depuis le Grenelle de l'environnement, les enjeux de continuités écologiques sont à intégrer, comme d'autres enjeux de biodiversité, dans les études d'impacts et dans la mise en œuvre de la séquence « éviter, réduire, compenser » (Encart 3), pour tout projet d'aménagement ou d'infrastructure public comme privé (application de l'article R. 122-5 du code de l'environnement). Le décret n° 2012-1492 du 27

⁹ Décret n°2011-2019 du 29 décembre 2011 portant réforme des études d'impact des projets de travaux, d'ouvrages ou d'aménagements.

décembre 2012 relatif à la trame verte et bleue (Art. R. 371-20 et R. 371-21) précise que « la remise en bon état des milieux nécessaires aux continuités écologiques consiste dans le rétablissement ou l'amélioration de leur fonctionnalité », celle-ci « s'appréciant notamment au regard: de la diversité et de la structure des milieux qui leur sont nécessaires et de leur niveau de fragmentation ; des interactions entre milieux, entre espèces et entre espèces et milieux ; de la densité nécessaire à l'échelle du territoire concerné ». Du fait de leur introduction récente dans le cadre juridique, les enjeux associés au maintien des continuités écologiques sont pour le moment très peu abordés dans l'évaluation des impacts des projets et dans la mise en œuvre de la séquence ERC. S'ils sont parfois mentionnés dans les études d'impacts (e.g. écoulement des eaux, axe migratoire pour l'avifaune, espèces faunistiques peu mobiles), ils ne font encore pas pour autant l'objet de mesures visant à restaurer les fonctionnalités altérées (Regnery *et al.*, 2013).

Encart 3. Extrait de l'article 23 de la loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement (1)

Pour stopper la perte de biodiversité sauvage et domestique, restaurer et maintenir ses capacités d'évolution, l'Etat se fixe comme objectifs :

- la constitution, d'ici à 2012, d'une trame verte et bleue, outil d'aménagement du territoire qui permettra de créer des continuités territoriales ;
- la mise en œuvre de **mesures de protection, de valorisation, de réparation** des milieux et espèces naturels et **de compensation** des dommages causés à ceux-ci, tenant compte des spécificités des territoires ruraux, insulaires et de montagne et s'articulant de manière cohérente avec les dispositifs existants de protection ; sans préjudice des dispositifs de compensation et d'évaluation en vigueur, lorsqu'il n'existe pas d'autre solution que la réalisation d'un projet ou d'un programme susceptible de nuire à la biodiversité, des **mesures de compensation proportionnées aux atteintes portées aux continuités écologiques** dans le cadre de la trame verte et bleue seront rendues obligatoires selon des modalités définies par le code de l'environnement en concertation avec les élus locaux et les acteurs de terrain.

Depuis 2006¹⁰, l'évaluation environnementale concerne aussi les documents de planification et de programmation des collectivités. Elle se veut stratégique puisqu'elle vise à évaluer les incidences des orientations d'aménagement du territoire (Thiollière *et al.*, 2011). La loi Grenelle 2 introduit en 2010 les objectifs de préservation et de restauration des continuités écologiques dans les documents d'urbanisme (PLU, SCoT). Ils doivent, dès lors, évaluer les impacts prévisibles sur les enjeux de continuités écologiques identifiées au titre du Schéma Régional de Cohérence Ecologique et de la trame verte et bleue locale (articles L.371-3 du Code de l'Environnement et L.121-1 du Code de l'Urbanisme).

Les lignes directrices nationales apportent un cadre méthodologique explicite et des outils pour aider les aménageurs et les collectivités dans la mise en œuvre de la séquence ERC élargie à toutes les composantes de la biodiversité, y compris les continuités écologiques (MEDDE & CETE, 2013).

3. Objectifs et cadre méthodologique de la synthèse bibliographique

1. Prospective convention cadre Irstea-MEDDE DEB (2012-2014)

Dans le cadre d'une démarche prospective menée par le Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie sur les thèmes majeurs liés aux continuités écologiques, il est apparu opportun pour la Direction Eau Biodiversité (DEB/MEDDE) de réaliser un état des connaissances sur la question de la compensation des impacts liés au développement des aménagements sur la fonctionnalité des continuités écologiques. Pour répondre à la commande de la DEB et faire suite aux réflexions engagées par le groupe d'échange national TVB (5 avril 2012, Paris), ce rapport propose une synthèse de la bibliographie existante, en France et à l'international, sur ce sujet. Cette thématique de recherche étant encore à ses balbutiements, le propos porte peu sur la compensation en tant que telle mais surtout sur les différentes problématiques que sous-entend l'intégration de la notion de « fonctionnalité des continuités écologiques » dans la mise en œuvre de la séquence « éviter, réduire, compenser » les atteintes à la biodiversité:

- l'identification des continuités écologiques sur un territoire et l'analyse de leur fonctionnalité au regard des espèces cibles,

¹⁰ Traduction en droit français de la directive communautaire n° 2001/42/CE du 27 Juin 2001 par l'ordonnance du 3 juin 2004 et le décret du 27 mai 2005, accompagnée d'une circulaire du Ministère en charge de l'équipement du 6 mars 2006.

- leur prise en compte dans l'évaluation des impacts liés à un projet d'infrastructure,
- la mise en œuvre de mesures pour restaurer la connectivité et donc contribuer à la préservation de réseaux écologiques fonctionnels.

Les éléments bibliographiques présentés ont pour objet de mettre en avant les connaissances et pratiques qui se tournent vers une meilleure prise en compte des fonctionnalités écologiques, de l'évaluation des impacts à l'évitement, la réduction et le dimensionnement des mesures compensatoires.

In fine, cet état de l'art met en évidence de possibles applications dans le contexte français et les améliorations nécessaires. Ce travail pourra alimenter les réflexions conduites par le centre de ressources TVB (partenaires: DEB, Irstea, ATEN, fédération des PNR, MNHN, ONEMA) et orienter les propositions futures d'appels à projet de recherche ou d'expérimentation de manière à combler les lacunes scientifiques et techniques.

2. Recherche bibliographique et analyse des données bibliométriques

La recherche bibliographique a porté sur des articles de revues scientifiques, thèses, ouvrages, rapports, actes de colloque, etc, publiés sur le sujet de la compensation écologique¹¹. Elle s'est appuyée sur les bases de données documentaires principales (Web of Science, JSTOR, OpenEdition, serveur TEL, Cemadoc - ressources d'Irstea), moteur de recherche (Google Scholar), bases de revues d'éditeurs (Science Direct, Springer Link, etc) et autres contenus pertinents du web.

Compte tenu de la diversité des terminologies utilisées pour qualifier le dispositif de compensation écologique, il a été choisi de combiner plusieurs mots-clés pour couvrir l'ensemble de la production scientifique internationale existant sur ce sujet: *compensatory mitigation*, *ecological compensation*, *biodiversity offset*, etc. Ces mots-clés ont été couplés à un ensemble d'expressions portant sur les continuités écologiques, la fragmentation des habitats, le fonctionnement des écosystèmes ou la biodiversité ordinaire (Tableau 2). La multiplicité des mots-clés couplée à l'utilisation d'opérateurs booléens permet de limiter les

¹¹ Il existe une pluralité de termes pour parler de la compensation écologique. Le terme « *mitigation* », largement employé dans la littérature anglo-saxonne, fait partie des mots-clés utilisés dans la requête bibliographique. Or, ce terme fait parfois référence à l'ensemble de la séquence (« *mitigation sequence* »), aux mesures de réduction (« *mitigation measures* », e.g. équipements de perméabilité ou de franchissement) et aux mesures compensatoires (« *compensatory mitigation* »).

perles d'articles dans une recherche par « topic » (titre, résumé, mots-clés). Les articles portant précisément sur la compensation des continuités écologiques étant très rares, cette requête élargie cherche également à identifier les publications qui abordent conjointement les thèmes de la compensation et des fonctionnalités écologiques et à cerner la nature des liens entre ces deux problématiques.

Tableau 2. Mots clés utilisés pour la recherche bibliographique

Compensation écologique AND	Continuités écologiques OR	Biodiversité ordinaire
compensatory mitigation	connectivity	common specie
ecological compensation	corridor	ordinary specie
biodiversity offset	ecological network	common biodiversity
compensatory measure	ecological functionality	ordinary biodiversity
offset measure	ecological continuity	
ecological mitigation ¹²	landscape scale	
environmental impact mitigation	landscape planning	
	habitat fragmentation	

La requête complète a été la suivante: (“compensatory mitigation” OR “compensatory measure*” OR “offset* measure” OR “biodiversity offset*” OR “ecological compensation” OR “ecological mitigation” OR “environmental impact mitigation”) AND [(corridor OR connectivity OR “ecological network*” OR “eco* function*” OR “eco* continuity” OR “landscape scale” OR “landscape plan*” OR “habitat fragmentation”) OR (“common specie*” OR “common biodiversity” OR “ordinary specie*” OR “ordinary biodiversity”)].

Sur la base de ces mots-clés, une analyse bibliométrique (date de référence: avril 2013) a été réalisée à partir des publications référencées dans la base de données internationale Web of Science, qui est une base multi-éditeurs et multidisciplinaire rassemblant de nombreuses références reconnues par la communauté scientifique. Nous nous sommes intéressés à l'évolution du nombre de publications parues, à la distribution des publications par revue, ainsi qu'à la répartition géographique des auteurs de ces publications.

¹² Ce mot-clé concerne parfois l'ensemble de la séquence ERC parfois seulement les mesures de réduction.

4. Résultats de l'analyse bibliométrique

1. La compensation de la biodiversité: un thème de recherche en plein essor

A partir de l'agrégation de plusieurs mots-clés anglophones, traduisant la pluralité des terminologies utilisées pour parler de la compensation écologique, la recherche bibliographique réalisée dans la base de données Web of Science a recensé 384 références scientifiques, abordant de manière directe ou indirecte ce sujet, sur la période 1980-2012. Pionniers dans ce domaine, les responsables de la politique de l'eau aux Etats-Unis ont introduit, dès 1972, des exigences en matière de compensation des ressources aquatiques, en vertu de la section 404 de la US Clean Water Act. Ainsi, les premiers articles scientifiques référencés dans le Web of Science ont été publiés dans les années 1980 et concernent principalement la gestion environnementale des milieux aquatiques marins-côtiers et des zones humides aux Etats-Unis. Jusqu'en 2010, le nombre de publications n'a cessé de croître à l'international (Figure 4) et l'on peut dire aujourd'hui que la réparation des atteintes à la biodiversité constitue un véritable front de recherche, qui suscite d'ailleurs de nombreux échanges au sein de la communauté scientifique. Malgré une certaine diminution du nombre de publications ces deux dernières années, 60 % des publications recensées ont été publiées depuis 2007 et près d'un quart d'entre elles sont des actes de colloque. Les recherches sur la compensation écologique étant très appliquées et souvent en lien avec des expériences concrètes de projet, il s'agit donc principalement de colloques mixtes chercheurs-acteurs (Encart 4).

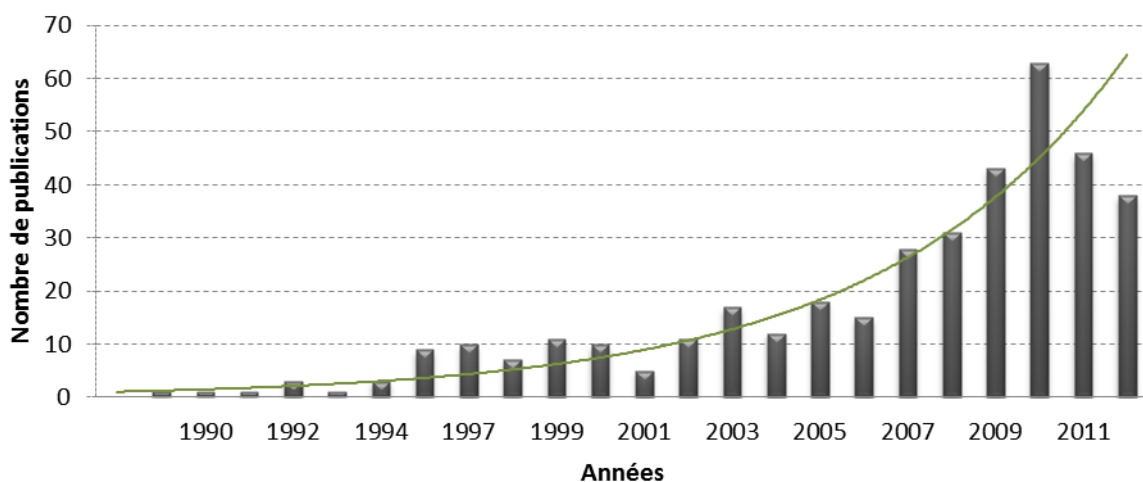


Figure 4. Evolution du nombre de publications abordant le thème de la compensation écologique. La courbe représente une tendance exponentielle. Il est à noter que ces résultats ne sont pas exhaustifs et doivent donc être considérés avec précaution en termes de chiffres absolus.

Encart 4. Liste non exhaustive des colloques récents, en France, ayant traité des mesures compensatoires

« Les mesures compensatoires pour la biodiversité », 3 juin 2009, Saint-Martin-de-Crau, Réseau Régional des gestionnaires d'Espaces Naturels protégés.

« Mesures compensatoires dans un projet d'infrastructure de transport terrestre », 29 - 30 mars 2011, Aix-en-Provence, CEMAGREF – CETE Méditerranée dans le cadre d'INTERMOPES (programme de recherche ITTECOP).

« Espèces protégées et infrastructures: enjeux et procédures de dérogation », 26 octobre 2011, Paris, CETE de l'Est, COTITA-EST.

« Les mesures compensatoires en zones humides: aspects réglementaires, mise en œuvre et retours d'expériences... » 16 février 2012, Paris, Rencontre du Groupe d'échange "Mares, zones humides intérieures, vallées alluviales", Fédération Nationale des PNR.

« Restauration écologique: quand conserver ne suffit plus », 3-4 avril 2012, Paris, Natureparif.

« Continuité écologique, trame bleue, mesures compensatoires », 26 octobre 2012, Montpellier, Comité Inter-MISE Languedoc-Roussillon.

« Séquence Eviter Réduire Compenser », 6 juin 2013, Bron, journée COTITA-EST.

« Concilier restauration écologique et développement économique, une utopie ? Eviter-réduire-compenser sur l'estuaire de la vallée de la Seine », 1^{er} octobre 2013, Caudebec-en-Caux, Fédération des PNR et les ports de Rouen et du Havre.

Les revues scientifiques ayant publié au moins 5 articles abordant la notion de compensation relèvent principalement des domaines de l'écologie générale et appliquée (Environmental Management, Frontiers in Ecology and the Environment, Journal of Applied Ecology, etc) et de l'écologie/biologie de la conservation (Biological Conservation, etc) (Figure 5). Il est à noter que la revue Wetlands figure en tête puisqu'elle a publié à elle seule, depuis 1997, 16 % des articles recensés dans le Web of Science. La compensation au titre des atteintes portées aux zones humides apparaît donc comme un sujet d'étude privilégié, notamment pour les Etats-Unis qui apparaissent au premier rang de la recherche internationale sur la compensation écologique ces 40 dernières années (Figure 6). Les revues Ecological Engineering et Restoration Ecology ont publié, quant à elles, 14 % des articles recensés. Ce résultat témoigne d'un intérêt scientifique certain pour le champ d'investigation de l'ingénierie écologique dans le cadre de la mise en œuvre des mesures compensatoires. Quand

conserver ne suffit plus, les opérations de restauration des écosystèmes envisagées par les maîtres d'ouvrage tentent d'améliorer la qualité écologique des zones aménagées.

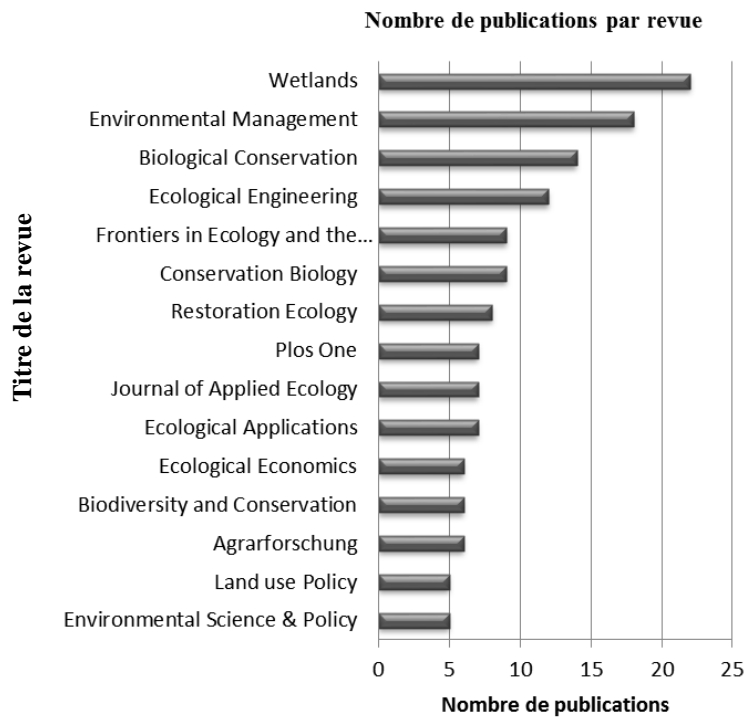


Figure 5. Nombre de publications par revue qui abordent la compensation écologique

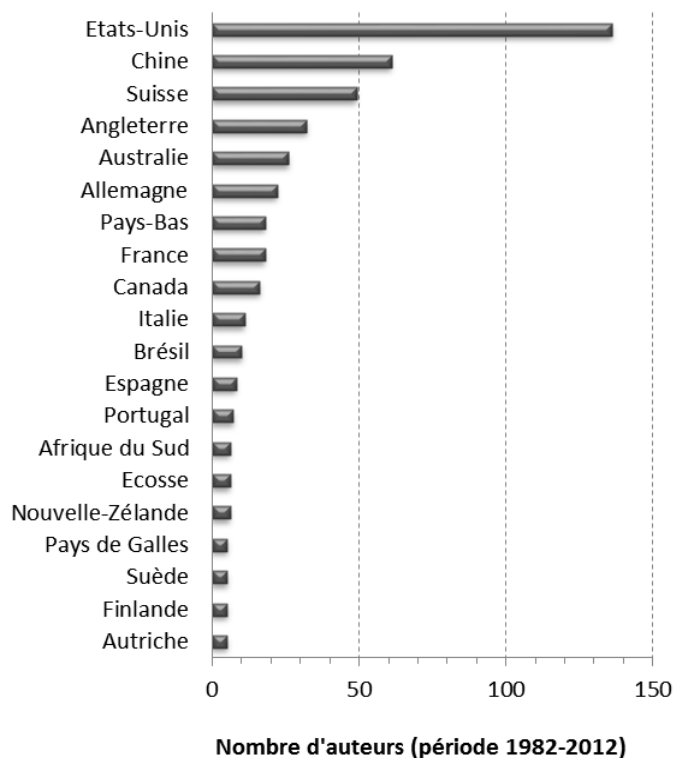


Figure 6. Distribution géographique des acteurs internationaux de la recherche traitant la compensation écologique dans leurs publications

2. Les balbutiements de la recherche sur la compensation des fonctionnalités des écosystèmes

La recherche bibliographique réalisée à partir des thèmes « Compensation » & « Continuités écologiques » (& « Biodiversité ordinaire »), tels qu'ils sont définis par l'association des mots-clés présentés dans le Tableau 2, montre que les publications recensées représentent seulement 12% de l'ensemble des publications s'intéressant à la réparation des dommages causés à la biodiversité. La restauration des fonctionnalités écologiques est une thématique de recherche récente qui connaît un intérêt croissant ces dernières années (Figure 7). La proportion de publications traitant ce sujet augmente clairement depuis 2010. Elle représentait à cette date 6% des publications abordant la compensation alors que 24% des articles publiés en 2012 y font référence. En revanche, la compensation des atteintes portées aux continuités écologiques n'est pas traitée directement dans les publications recensées. Seules 19 d'entre elles (5% des publications sur la compensation écologique) considèrent la fonctionnalité des continuités écologiques (Figure 7). Toutefois, la reconnaissance de leur rôle en tant que facteur favorisant le maintien de la biodiversité, entraîne, à ce titre, leur prise en compte dans la mise en œuvre des mesures compensatoires au titre des incidences négatives des projets d'infrastructures ou de certaines pratiques agricoles.

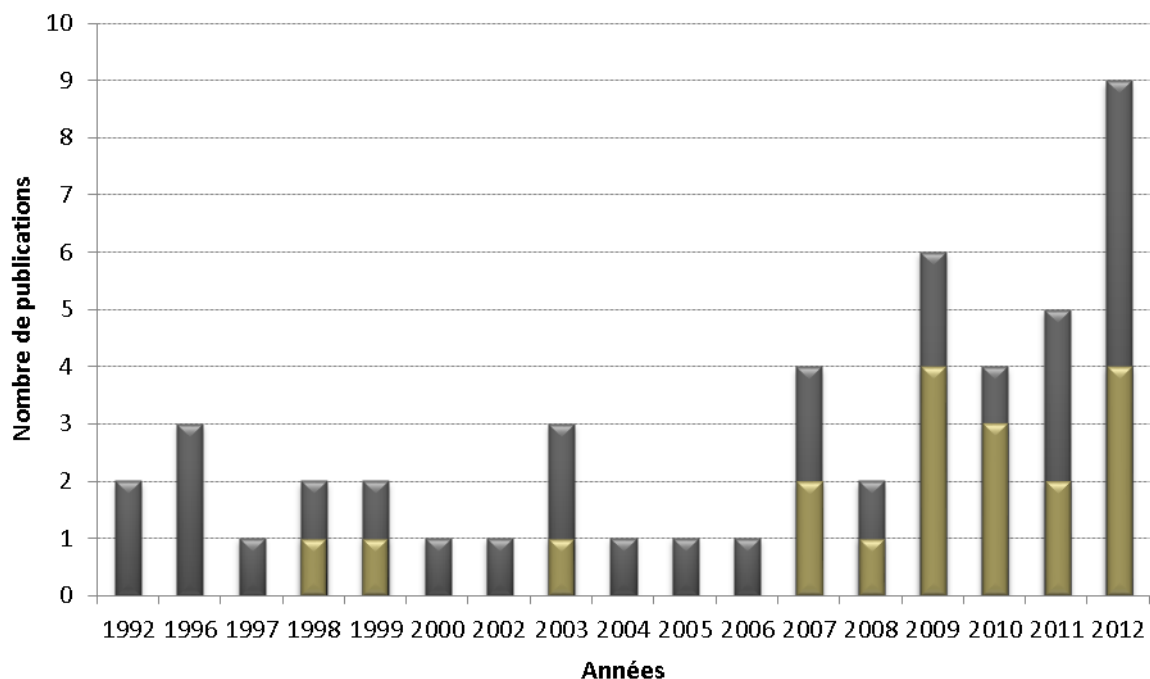


Figure 7. Evolution du nombre de publications abordant conjointement (i) la compensation écologique et la fonctionnalité des écosystèmes (en gris), (ii) la compensation écologique et la fonctionnalité des continuités écologiques, au sens strict (en beige).

Les revues proposant des publications sur la compensation des fonctionnalités écologiques reflètent les principaux types d'écosystèmes étudiés et les différentes problématiques abordées (Figure 8): l'évaluation fonctionnelle des zones humides et cours d'eau, la réparation des impacts liés aux infrastructures routières, la mise en place de surfaces de compensation écologique dans les exploitations agricoles, etc.

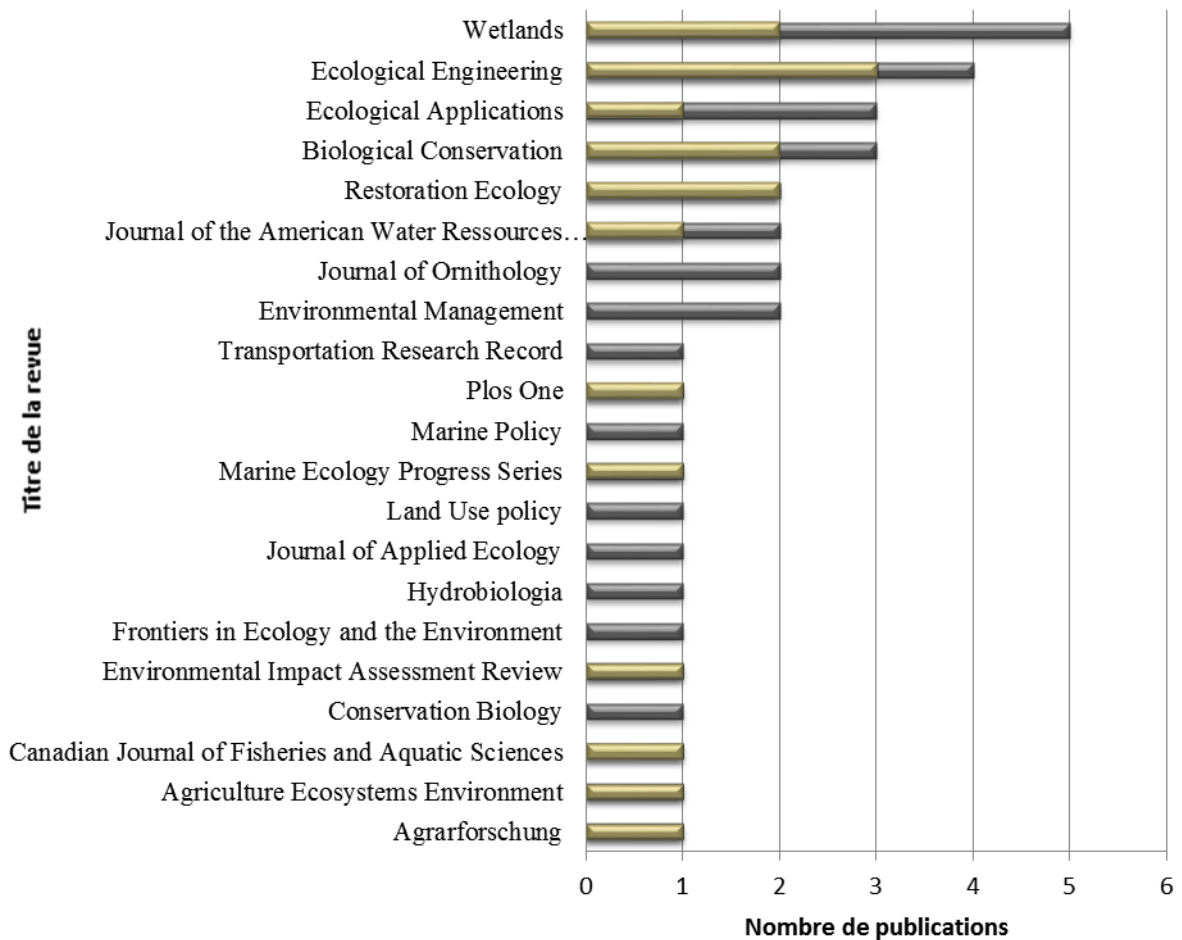


Figure 8. Distribution des publications par revue

En gris: les publications qui traitent de la compensation des fonctionnalités des écosystèmes. Parmi elles, les publications abordant la fonctionnalité des continuités écologiques sont en beige.

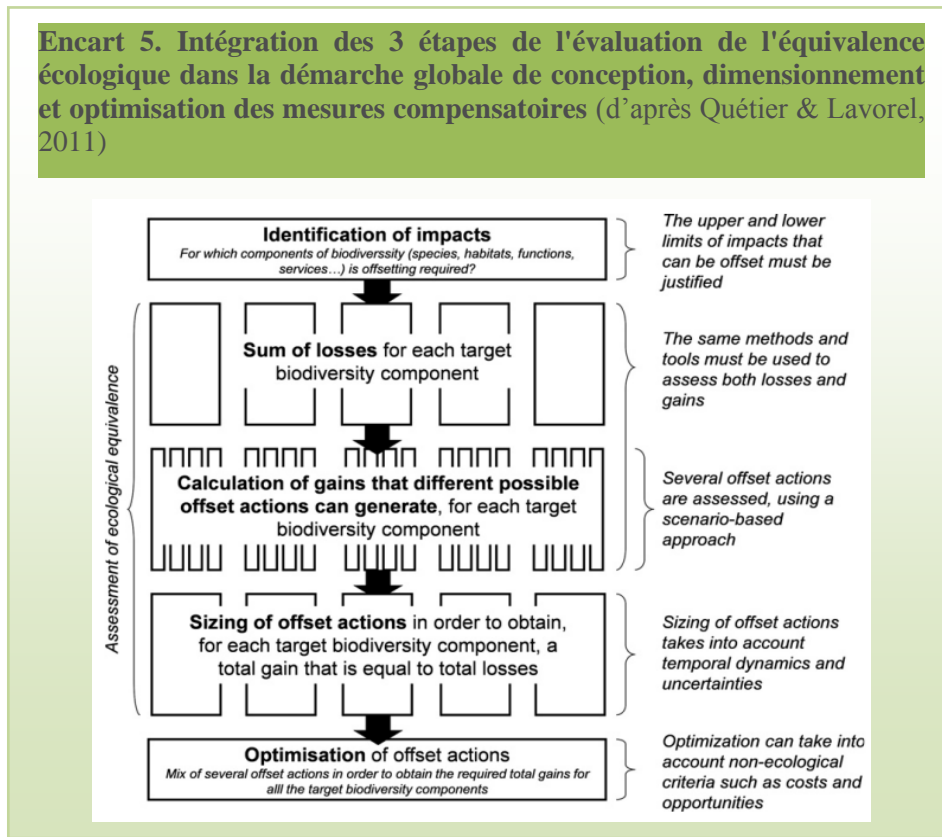
5. Tour d'horizon international des connaissances et pratiques de compensation tournées vers la gestion des fonctionnalités écologiques

Initialement, les initiatives de mesures compensatoires développées dans de nombreux pays (Etats-Unis, Australie, Pays-Bas, Afrique du Sud, Brésil, Royaume-Uni, Suède, etc) ont reposé sur une logique projet-par-projet et un remplacement des ressources à l'identique, au plus près possible du lieu de l'impact (McKenney & Kiesecker, 2010 ; CGDD, 2012). Les pertes et gains écologiques sont souvent évalués à partir des changements dans la composition et la structure des communautés d'espèces animales et végétales remarquables, et sur la base de ratios surfaciques pour le remplacement des surfaces d'habitats naturels détruites par la construction d'infrastructures. Au-delà des incertitudes concernant la justification écologique de leurs valeurs pour différents types d'habitats, de tels ratios de compensation ignorent (1) les variations de la qualité entre l'habitat impacté et l'habitat restauré, créé ou préservé à titre compensatoire, (2) le temps nécessaire pour que la qualité de l'habitat restauré soit proche de l'habitat d'origine, (3) les pertes de fonctions et (4) l'effet de la distribution spatiale des impacts (Quétier & Lavorel, 2011). Aussi, bien que la taille des populations et la richesse en espèces soient des indicateurs couramment utilisés, ils ne reflètent pas la complexité des interactions au sein des communautés animales et végétales et ne permettent qu'une prise en compte partielle des enjeux écologiques (Noss, 1990).

Des rapports récents révèlent les difficultés rencontrées par les maîtres d'ouvrages et leurs prestataires dans le raisonnement de l'équivalence écologique (Encart 5); difficultés qui sont souvent communes à l'ensemble des pays concernés par une politique de compensation de la biodiversité (Morandeau & Vilaysack, 2012). Elles relèvent de la hiérarchisation des enjeux de biodiversité à considérer (listes d'espèces et d'habitats, types d'écosystèmes, fonctionnalités et services écologiques), l'intégration des dimensions spatiales et temporelles pour une prise en compte des impacts cumulés et induits à long terme, l'appréciation des processus et dynamiques écologiques et la détermination, *in fine*, du degré de compensation nécessaire (Burylo & Julliard, 2012).

De nombreuses réflexions scientifiques sont menées pour tenter d'estimer de manière plus fine qu'un ratio standardisé les surfaces et la nature des mesures compensatoires à mettre en œuvre (Vanpeene-Bruhier *et al.*, 2013b), de manière à prendre en considération les différentes composantes de la biodiversité, à tous les niveaux d'organisation biologique et d'échelles

spatiales et temporelles. En associant les aménageurs, les gestionnaires d'espaces naturels, les acteurs socio-économiques et autres parties prenantes concernées par les démarches de compensation, ces réflexions pourraient permettre de définir des mesures compensatoires acceptables d'un point de vue écologique, économique et social.



1. Raisonner l'équivalence des pertes et gains écologique à large échelle

a) L'approche écosystémique pour évaluer la qualité des sites impactés et restaurés

La Convention sur la Diversité Biologique (CDB) rappelle, par le biais de sa Conférence des parties en 2000, l'importance d'adopter une « approche par écosystème » (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2004) impliquant une prise en compte effective de certaines fonctionnalités écologiques et notamment de la connectivité des habitats. Les espèces communes qui participent aux connexions biologiques et au fonctionnement des communautés d'espèces (Gaston & Fuller, 2008 ; Regnery *et al.*, 2013a) se voient associées à la préservation des espèces patrimoniales.

Dans certains pays et, notamment ceux dotés de banques de compensation (Etats-Unis, Australie, Allemagne), les mesures compensatoires tentent d'être définies sur la base d'une analyse croisée de la superficie et de la qualité des habitats impactés et restaurés, reconnaissant d'une part, leurs fonctions biologiques pour les espèces qui y sont inféodées (nourrissage, repos, reproduction, déplacements, etc) et d'autre part, leur rôle dans le fonctionnement des écosystèmes (chaîne trophique, maillage écologique, etc). Les différentes méthodes d'évaluation de l'équivalence écologique sont décrites de manière précise dans une étude comparative réalisée par le CGDD (Morandeau & Vilaysack, 2012) qui illustre la variabilité des dispositifs de compensation dans 29 pays, en termes de cadre légal et de maturité des instruments méthodologiques. A titre d'exemple, l'administration allemande propose de se référer à des listes régionales standardisées de valeurs par biotope pour proposer des sites compensatoires de qualité similaire à ceux qui ont été impactés. Raisonnée à l'échelle du site¹³ (i.e. zone d'influence directe du projet), la mesure de l'équivalence entre les pertes et gains écologiques ignore les patrons d'occupation du sol et les processus écologiques qui contribuent à déterminer le succès ou l'échec des mesures compensatoires (Kentula, 2000). Si les sites de compensation sont proposés à proximité de zones fortement urbanisées, leur fonctionnalité risque d'être contrainte. La faible perméabilité qu'offre le tissu bâti aux déplacements des espèces locales (i.e. filtre à la dispersion) pourrait diminuer la probabilité que les espèces le colonisent et affecter leur succès reproducteur, au point que les objectifs de compensation ne pourraient être soutenus à long-terme (Cristofoli & Mahy, 2010). Cabeza (2003) suggère de choisir des sites de compensation à proximité de zones protégées, sources de biodiversité et reconnues pour leur haute qualité environnementale, de manière à augmenter le succès d'une opération de restauration ou de création d'habitat et à densifier les connexions écologiques au sein du réseau d'aires protégées. D'autre part, compte tenu des changements rapides des usages des sols, il est nécessaire d'envisager d'éventuelles modifications à venir et, notamment le développement d'infrastructures d'envergure, lorsqu'il est question de proposer une action compensatoire sur un site. Ceci est d'autant plus important si le site se voit intégré au réseau d'habitats protégés via une mesure de protection réglementaire. Il serait opportun que les organismes chargés d'évaluer les projets et d'appliquer la séquence ERC s'assurent que les mesures proposées soient réalisables au vu

¹³ Dans les études d'impacts, en France, l'aménageur doit définir et justifier les limites de l'aire d'étude. Celle-ci représente l'emprise physique directe et la zone d'influence du projet. Elle peut être subdivisée en zone d'implantation potentielle, aire d'étude immédiate, aire d'étude rapprochée, aire d'étude éloignée. Le terme « aire d'étude » relève du cadre français. Ce n'est pas le cadre unique de ce qui est discuté ici.

des contraintes imposées par le contexte géographique et socio-économique des potentiels sites de compensation (BBOP, 2012 ; Peterson *et al.*, 2013).

Certaines méthodes de compensation consacrées aux zones humides et aux cours d'eau, aux Etats-Unis, et à la végétation indigène, en Australie, vont au delà d'une simple considération de l'état physique du site (surface et fonctions), en utilisant des valeurs de référence qui correspondent à un état de fonctionnement optimal (Rheinhardt *et al.*, 1997 ; Brinson *et al.*, 2013). Celui-ci tient compte de l'emplacement du site. En s'intéressant à la composition et à l'agencement spatial des taches d'habitats (critères utilisés: habitats voisins, distance aux habitats d'intérêt écologique, continuité linéaire, etc), la mesure de la qualité écologique des sites impactés considère les patrons d'occupation des sols alentour et reconnaît la connectivité structurelle du paysage comme un facteur favorisant la fonctionnalité des écosystèmes (Bouvron *et al.*, 2010). Un site proche d'habitats reconnus d'intérêt écologique ou participant à leur connexion est considéré de meilleure qualité qu'un site isolé.

De la même manière, en Suisse, cette fonction de « mise en réseau » fait partie des indicateurs qualitatifs et quantitatifs utilisés (avec la taille, l'âge, la maturité, la rareté régionale, la vulnérabilité, la diversité des espèces présentes, etc) pour refléter la « valeur écologique » des biotopes impactés, à partir de laquelle l'équivalence écologique peut être évaluée (Kägi *et al.*, 2002). La taille et l'interconnexion d'un biotope ainsi que son importance pour des espèces rares sont les critères les plus importants qui figurent à l'article 14 de l'ordonnance sur la protection de la nature et du paysage (ONP, 1991). La fonction de « mise en réseau » reflète le rôle potentiel du site en tant qu'élément structurant pour le fonctionnement écologique global du territoire. Elle est estimée selon le degré de connexion d'un habitat aux autres éléments de la mosaïque paysagère et non pas nécessairement à un habitat de même valeur (Tableau 3).

Le biotope est très bien interconnecté avec d'autres biotopes proches de l'état naturel des environs. Le plus proche biotope à valeur écologique se trouve à moins de 100 m de distance.	2 points
Le biotope est bien en contact avec d'autres biotopes proches de l'état naturel. Le plus proche biotope à valeur écologique se trouve à moins de 250 m.	1 point
Le biotope est isolé. Le plus proche biotope à valeur écologique se trouve à plus de 250 m.	0 point

Tableau 3. Fonction de mise en réseau: un facteur de la clé d'évaluation des surfaces dignes de protection (tiré de Kägi *et al.*, 2002)

Dès lors, si un projet d'infrastructures ne peut éviter d'impacter des habitats naturels dont l'importance pour la connectivité globale du paysage, à une échelle donnée, a été identifiée, les mesures proposées devraient viser l'amélioration ou la restauration des connexions écologiques pour réduire, et le cas échéant, compenser les effets de la fragmentation. La méthode suisse ne s'applique pas pour les corridors d'importance nationale, considérés comme non remplaçables¹⁴ et ne pouvant donc pas être impactés (Kägi *et al.*, 2002). Cela va dans le sens des propos de Pilgrim *et al.* (2012) qui soulignent que certaines zones fonctionnelles, limitées spatialement (e.g. zones de connexion) et soutenant d'importants processus écologiques et évolutifs, ne peuvent pas facilement être substituées sur la base d'une compensation de même nature.

Les méthodes présentées ci-dessus tentent d'estimer la connectivité des habitats à partir de mesures de distance physique. Si elles témoignent d'une certaine maturité dans le cadre de la définition des mesures compensatoires, elles ignorent cependant la complexité des réponses des organismes à l'hétérogénéité environnementale au sein du paysage, qui peut avoir une influence sur leurs capacités de dispersion et de colonisation (Oliveira Andrade, 2010). Depuis une dizaine d'années, l'utilisation de la théorie des graphes (Urban & Keitt, 2001 ; Pascual-Hortal & Saura, 2006 ; Minor & Urban, 2008 ; Urban *et al.*, 2009), comme un moyen de modéliser spatialement la connectivité des habitats, connaît une popularité importante en écologie et en biologie de la conservation (Rayfield *et al.*, 2011). Cet engouement repose notamment sur le fait qu'il est possible d'incorporer des informations sur la biologie des espèces dans les évaluations de connectivité (Dale & Fortin, 2010) et ce, à différentes échelles spatiales et au sein de paysages complexes. Ce type d'approche fournit donc une meilleure représentation de la réalité écologique que les cartes de réseaux basées uniquement sur les métriques paysagères usuelles (distance inter-patch, taille et forme des patches, longueur des lisières, etc) (Foltete, 2011). Des études récentes montrent d'ailleurs que les mesures de la structure paysagère ne sont pas des indicateurs pertinents de la connectivité fonctionnelle pour plusieurs espèces (Baguette & Van Dyck, 2007). A partir de mesures de la connectivité structurelle du paysage, des renseignements supplémentaires sur la qualité des habitats, la perméabilité de la mosaïque paysagère et les capacités de dispersion des espèces peuvent être utilisés pour produire une représentation de la connectivité fonctionnelle potentielle du

¹⁴ Réglementation des atteintes en droit suisse: (1) Les biotopes de plus 200 ans sont considérés comme non remplaçables et ne doivent pas être touchés. 2) Les corridors d'importance nationale sont considérés comme non remplaçables et ne doivent pas être touchés (Kägi *et al.*, 2002).

paysage pour ces espèces (Hagen *et al.*, 2012 ; Avon & Bergès, 2013). Enfin, si les données d'observation relatives aux habitudes de déplacement réelles des individus entre les parcelles d'habitat sont disponibles, le graphe paysager peut représenter la connectivité fonctionnelle effective du réseau écologique. Concrètement, cet outil peut avoir des implications importantes dans la préservation des continuités écologiques puisqu'il permet d'estimer quels patches d'habitat et quelles connexions entre patches sont importants pour la connectivité globale du réseau. Il est donc possible de prédire les effets des changements paysagers induits notamment par le développement d'infrastructures sur la fonctionnalité des réseaux, et ainsi d'orienter les actions de restauration des habitats et des corridors (cf partie 5.2).

b) Envisager la localisation des mesures compensatoires à l'échelle des paysages et des bassins versants

Considérant qu'un habitat fait partie d'un réseau plus large d'espaces nécessaires aux interactions et flux de populations animales et végétales, plusieurs auteurs mettent en avant l'importance d'évaluer les impacts des projets d'infrastructures (transports, éoliennes, carrières, zones industrielles, etc) à une échelle spatiale supérieure à l'emprise du site impacté, pour mieux tenir compte des dynamiques et du fonctionnement de la biodiversité dans le paysage (Kiesecker *et al.*, 2009 ; Quétier & Lavorel, 2011 ; Regnery *et al.*, 2013b). Une plus grande attention est portée aux modifications de la structure paysagère (diminution de la taille des fragments d'habitat, augmentation de leur isolement) induites notamment par les projets d'infrastructures de transport et à leurs répercussions sur les capacités de dispersion des organismes qui conditionnent la persistance des populations d'espèces sensibles (fonctionnement en métapopulation¹⁵) et leur distribution spatiale (Saunders *et al.*, 1991 ; Cuperus *et al.*, 1999 ; Fahrig, 2003).

Récemment, le « Business and Biodiversity Offsets Program » (BBOP, 2012), partenariat international entre grandes entreprises, organismes gouvernementaux et experts de la conservation, s'est appuyé sur certains principes portés par la CDB pour proposer un cadre partagé de conception et de mise en œuvre des mesures compensatoires. La prise en compte du contexte paysager est mise en avant: « Pour obtenir les résultats de conservation attendus, une mesure de compensation doit être conçue et mise en œuvre dans le contexte paysager, en

¹⁵ Une métapopulation est un système de populations locales liées par la dispersion d'individus entre des taches d'habitat (Hanski, 1991).

prenant en compte l'information disponible sur l'ensemble des valeurs biologiques, sociales et culturelles associées à la biodiversité et en adoptant une approche écosystémique ». A noter aussi que l'Homme est considéré comme partie intégrante des écosystèmes et que l'accent est donc également porté sur l'intégration des préoccupations socio-économiques et culturelles dans les processus décisionnels pour favoriser une gestion durable des ressources biologiques et une meilleure acceptation des démarches de compensation.

Depuis les années 1990, les possibilités de mesures compensatoires s'étendent au sein de la zone d'influence du projet, voire au-delà (mesures « hors-site »). La localisation des sites de compensation commence à être envisagée à l'échelle du paysage et, dans le cas des atteintes aux zones humides et aux cours d'eau, au niveau du bassin versant (Kramer & Carpenedo, 2009). Ces approches nouvelles, qu'elles soient appliquées via une banque de compensation ou de conservation ou d'autres mécanismes compensatoires¹⁶ (e.g. restauration, création, amélioration ou préservation de milieux humides entreprise par un aménageur), cherchent à établir des projets qui permettent d'améliorer l'état général d'une unité hydrologique ou écologique. Ainsi, outre les préoccupations propres à la présence d'espèces remarquables, les atteintes locales peuvent aussi être appréciées au regard des enjeux spatiaux de conservation de la biodiversité (dispersion des espèces).

Peterson & Lipcius (2003) proposent d'intégrer les considérations à l'échelle du paysage dans la conception des projets de restauration des écosystèmes pour augmenter leurs bénéfices écologiques. Ils soulignent que ces bénéfices pourraient être plus grands si une synergie entre les sites restaurés et les habitats sources de population était recherchée. Ces observations font suite à une étude de Micheli & Peterson (1999), portant sur des écosystèmes marins, qui évoque le rôle de la connectivité entre les habitats intertidaux (récifs d'huitres) et subtidaux (herbiers marins) dans les zones estuariennes pour certains poissons vivant en eaux profondes. Certaines études sur l'effet de la connectivité des habitats restaurés mettent en évidence une diminution du taux de colonisation avec une augmentation de la distance aux habitats sources

¹⁶ Aux Etats-Unis, les mesures compensatoires exigées pour compenser les impacts inévitables sur les milieux humides peuvent être mises en œuvre par trois mécanismes distincts. Par une compensation de type «demandeur-responsable», le détenteur d'un permis demeure responsable de la réalisation et du succès à long terme du site. La banque de compensation et les paiements « en lieu de » sont des formes de compensations de «tierces parties», par lesquelles la responsabilité de la réussite du projet est transférée à l'organisme responsable de la banque de compensation ou du paiement « en lieu de ».

de population (Jacquemyn *et al.*, 2003). Une connectivité suffisante des sites de restauration aux habitats sources est donc attendue pour permettre la colonisation des espèces cibles à partir du pool d'espèces régional.

En eau douce, de nombreux auteurs recommandent également de reconnecter les habitats isolés et de rétablir la transparence hydrologique, par enlèvement de barrage, pour atteindre le « bon état écologique » des cours d'eau et de leurs habitats riverains (objectif de la Directive européenne Cadre sur l'Eau) et pour augmenter l'abondance des poissons locaux (Palmer *et al.*, 2007 ; Roni *et al.*, 2008 ; Doyle & Shields, 2012). C'est pourquoi, la continuité écologique constitue un des éléments principaux d'évaluation de la qualité hydromorphologique des masses d'eau douces et côtières au titre de la DCE¹⁷ ou de la loi fédérale américaine « Clean Water Act ».

La connectivité est une des variables (avec la taille, la profondeur de l'eau, la végétation, la salinité, etc) qui influe aussi sur l'utilisation des zones humides par les oiseaux aquatiques. Ma *et al.* (2010) concluent qu'une gestion intégrée de ces écosystèmes, qui considère la complémentarité des habitats dans la mosaïque paysagère, est nécessaire pour fournir les ressources vitales aux oiseaux aquatiques. Pour répondre aux recommandations scientifiques du Conseil National de la Recherche des Etats-Unis (NRC, 1992) et aux nouvelles exigences fédérales, la réussite des opérations de restauration des zones humides et des cours d'eau, qui a souvent mis l'accent sur le projet individuel, commence alors à être évaluée dans une perspective de maintien de la capacité fonctionnelle globale (BenDor *et al.*, 2009).

La restauration des continuités écologiques fait également l'objet d'une grande attention dans les paysages agricoles, particulièrement en Suisse où la mise en place de surfaces de compensation écologique (SCE)¹⁸ par les agriculteurs doit répondre à des critères de qualité biologique et de mise en réseau (selon l'ordonnance du 4 avril 2001 sur la qualité écologique) (Berthoud *et al.*, 2004). Ceci fait écho à différentes études menées sur des communautés d'oiseaux, d'invertébrés pollinisateurs (papillons) et d'autres taxons (escargots, sauterelles, etc) à partir desquelles les auteurs concluent qu'il est important de promouvoir un réseau connecté de surfaces de compensation (prairies, bandes enherbées, etc) fournissant des

¹⁷ Directive européenne Cadre sur l'Eau 2000/60 du 23 Octobre 2000.

¹⁸ Pour résoudre les conflits entre production et conservation, un programme agro-environnemental national a été lancé en Suisse en 1995 pour améliorer la biodiversité dans les paysages cultivés. Les agriculteurs doivent convertir 7% des terres arables en habitats à faible niveau d'intrant, appelés surfaces de compensation écologique (SCE).

habitats pour un grand nombre d'espèces, bénéficiant d'une gestion extensive et pouvant jouer un rôle de corridor écologique (Albrecht *et al.*, 2007 ; Aviron *et al.*, 2007 ; Birrer *et al.*, 2007 ; Knop *et al.*, 2011). Il s'agit d'une des mesures les plus importantes pour soutenir la biodiversité dans les paysages agricoles.

L'étude de Jones *et al.* (2003) présente un exemple concret de mesure mise en place pour compenser la perte d'habitats aquatiques liée à un projet d'extraction minière au nord-ouest du Canada (Encart 6). Pour atteindre l'objectif de non perte nette de capacité productive, la création d'un cours d'eau artificiel et d'un ouvrage de franchissement de type barrage bidirectionnel, a pris soin de rétablir la connectivité du bassin hydrographique pour permettre la migration des poissons. Il est à noter que si l'Ombre arctique a été favorisé, certaines espèces comme le Chabot visqueux et la Lotte, dont la taille des domaines vitaux est plus restreinte, sont apparues incapables de migrer, ce qui suggère que malgré les mesures proposées leurs populations dans le bassin versant sont devenues fragmentées. Si la connectivité structurelle du cours d'eau a été rétablie, sa fonctionnalité au vu des déplacements effectifs des espèces varie selon le comportement de dispersion de l'espèce considérée.

Calabrese & Fagan (2004) rappellent que la connectivité ne peut être définie qu'espèce par espèce car elle résulte de l'interaction entre une espèce et le paysage qu'elle occupe. Dès lors, la question suivante se pose lorsque l'on cherche à restaurer la connectivité des habitats: faut-il viser la présence d'espèces cibles ou de groupes fonctionnels ou évaluer la biodiversité potentielle non exprimée¹⁹ (Burylo & Julliard, 2012) qui permet, entre autres, de s'affranchir du manque de données naturalistes ?

¹⁹ La biodiversité potentielle correspond à la capacité d'accueil actuelle d'un milieu en termes de pool d'espèces, ou à sa capacité future, en cas d'évolution spontanée ou pilotée (Pärtel *et al.*, 2011).

Encart 6. Variation d'appréciation de la notion de compensation – comparaison Canada / France

Dans le cadre des lignes directrices françaises sur la séquence « éviter, réduire, compenser » les impacts aux milieux naturels, la création d'un cours d'eau artificiel devrait relever d'une mesure de réduction de la perte d'habitats aquatiques (CGDD, comm. pers., 21 janvier 2014^a). Au Canada, selon la législation sur la conservation et la gestion des pêches et des habitats aquatiques (Fisheries Act), il s'agit d'une mesure compensatoire.

D'après un avis du secrétariat canadien de consultation scientifique: « Le Programme de gestion de l'habitat, de Pêches et Océans Canada (MPO) définit la compensation de la perte de l'habitat du poisson comme étant « le remplacement de l'habitat naturel, l'augmentation de la capacité de production d'un habitat existant ou le maintien de la production de poisson par des moyens artificiels ». La compensation constitue une option de gestion seulement s'il n'est pas possible de relocaliser, de modifier ou de restructurer des projets proposés qui affectent un habitat, ou d'en atténuer les répercussions potentielles. Le principal objectif de toute activité de compensation est de compenser la perte de la capacité de production telle qu'elle est décrite selon le principe directeur d'aucune perte nette » (MPO, 2012).

Ce type de mesure s'apparente à ce qui est proposé dans le cadre de la compensation des impacts aux zones humides, en France: « Après étude des impacts environnementaux, lorsque la réalisation d'un projet conduit à la disparition d'une surface de zones humides, le SDAGE préconise que les mesures compensatoires prévoient dans le même bassin versant, soit la création de zones humides équivalentes sur le plan fonctionnel et de la biodiversité, soit la remise en état d'une surface de zones humides existantes, et ce à hauteur d'une valeur guide de l'ordre de 200 % de la surface perdue » (disposition 6B-06 du SDAGE bassin-Rhône dans MEDDE, 2011).

^a CGDD. Réunion du centre de ressources TVB élargie aux services du MEDDE (CGDD/DRI/SEIDD et DEB/PEM/EN), 21 Janvier 2014, Paris.

Source: MPO, 2012, *Evaluation de l'efficacité des activités de compensation de l'habitat du poisson au Canada: conception et paramètres des programmes de surveillance*. Secrétariat canadien de consultation scientifique du MPO, Avis scientifique 2012/060.

Dans une tentative pour orienter les efforts de restauration des populations animales et végétales, Lambeck (1997) propose une approche par « espèces focales » (ou « espèces parapluies ») qui implique l'identification d'espèces cibles exigeantes d'un point de vue écologique. Si l'approche espèce par espèce est pertinente pour la conservation d'espèces à forts enjeux patrimoniaux, il pourrait être préférable, pour répondre aux objectifs de restauration de la fonctionnalité des continuités écologiques pour plusieurs espèces, de s'intéresser plutôt à quelques espèces indicatrices pour approcher une diversité d'espèces

(Cuperus *et al.*, 1999; Peterson & Lipcius, 2003). En effet, la protection d'espèces exigeantes en matière de déplacements peut permettre a priori d'assurer les déplacements de tout un cortège d'espèces moins exigeantes (Sordello *et al.*, 2012). Cela resterait à démontrer notamment par le développement de suivi d'espèces aux exigences différentes. Dans le cadre de l'identification des trames vertes et bleues, une approche par cortèges d'espèces partageant les mêmes exigences écologiques est souvent retenue pour chaque sous trame de milieux identifiée (milieux ouverts, boisés, aquatiques, etc). Ces approches sont parfois critiquées car elles n'incluent pas une analyse détaillée de chacune des espèces et de leurs interactions (Lindenmayer *et al.*, 2002). Selon Quétier & Lavorel (2011), les pertes écologiques et gains induits par les mesures compensatoires devraient être évalués pour chaque enjeu de biodiversité concerné (populations d'une espèce, groupes d'espèces, habitat d'espèce, milieu naturel, fonctionnalités écologiques ou encore services écosystémiques).

Pour contrer les effets de la fragmentation induits par les projets d'infrastructures de transport, certains organismes gouvernementaux, notamment aux Pays-Bas et aux Etats-Unis, ont développé des lignes directrices pour mettre en œuvre la séquence ERC dans le cadre du développement des réseaux routiers (Cuperus & Bakermans, 2001). Il est préconisé d'adopter une approche basée sur le fonctionnement des écosystèmes dans la prise de décision lors de la planification des réseaux, l'évaluation de leurs impacts environnementaux et les procédures d'autorisation (Janice W, 2006 ; Institute For Natural Resources *et al.*, 2012). Ce type d'approche est également mis en avant dans le cadre du développement de projets éoliens en Belgique (Peeters & Robert, 2012). La compensation des effets de l'isolement des habitats liés à de tels projets devrait viser à compenser la diminution des taux de dispersion des espèces concernées et l'augmentation de leurs taux de mortalité (Cuperus *et al.*, 1999). Il s'agit donc de restaurer la connectivité au sein de leurs domaines vitaux en s'attachant à la configuration spatiale des sites de compensation, pour rétablir l'interconnexion entre les habitats qui ont été isolés.

Cuperus *et al.* (1999) proposent des lignes directrices pour compenser les changements des conditions d'habitat (i.e. perte, dégradation et isolement) liés au développement de projets autoroutiers, aux Pays-Bas. Ils suggèrent qu'une combinaison de différentes mesures serait appropriée pour compenser les effets de l'isolement des habitats (Figure 9): (1) élargir la taille des zones naturelles existantes sources de populations (figure 9B a) et (2) améliorer leur

qualité (figure 9B b), et/ou (3) augmenter la connectivité des taches d'habitats isolées via la création d'espaces relais (corridors en pas japonais ou linéaires) (figure 9B c). Ainsi, si l'infrastructure est rendue perméable aux déplacements de la faune par des ouvrages de franchissement tels que les écoducs (mesures de réduction d'impact), les mesures de compensation peuvent viser l'amélioration de la connectivité des habitats de chaque côté de l'infrastructure, au sein de la zone d'influence et au-delà (Figure 9B). Une telle stratégie exige une atténuation efficace. Cependant, si tel n'est pas le cas ou pour éviter les risques de mesure de réduction inefficace, restaurer ou créer des patches d'habitats sur un seul côté de la route, peut parfois être plus bénéfique pour le fonctionnement des populations (figure 9C).

Ces observations sont en accord avec les règles de bases proposées par Etienne (2004) pour une bonne gestion des métapopulations: (1A) agrandir le plus grand patch si un seul doit être choisi pour augmenter la taille des habitats d'un pourcentage fixé (changement relatif), (1B) agrandir le plus petit patch si un seul doit être choisi pour augmenter la taille des

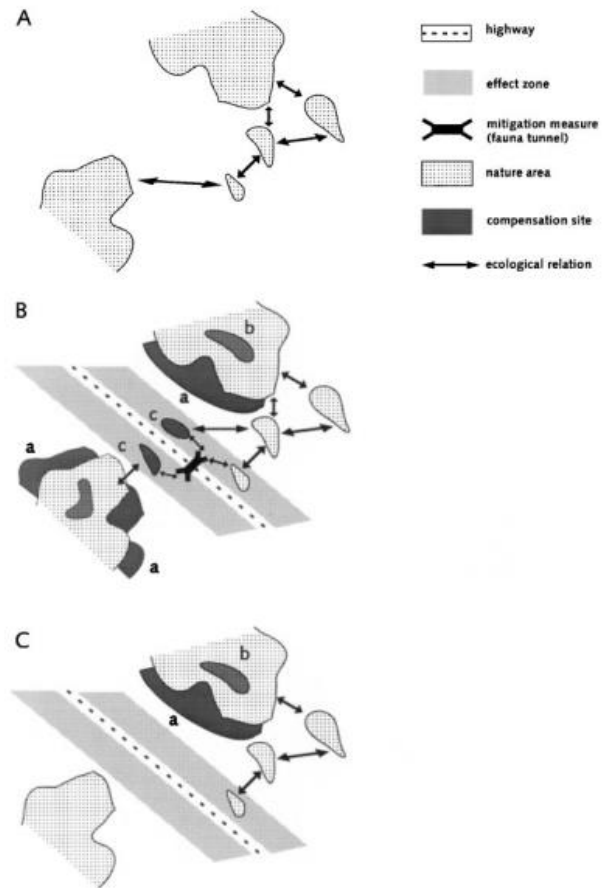


Figure 9. Compensation des effets de l'isolement des habitats (tiré de Cuperus *et al.*, 1999)

A. La situation de référence (sans autoroute).

B. Combinaison de compensation sur-site et hors-site par l'agrandissement (a), l'amélioration de la qualité (b) et la connexion (c) des habitats nécessitant, au préalable, des mesures de réduction des impacts efficaces.

C. Compensation hors-site par l'élargissement et l'amélioration des habitats. Les sites de compensation sont situés d'un seul côté de la route. Dans ce cas, il n'y a pas de mesure de réduction.

habitats d'une certaine surface fixée (changement absolu), (2) réduire la distance effective entre les deux plus grands patchs si un seul lien peut être amélioré. D'autre part, puisque la probabilité de survie des populations est améliorée par la migration des individus entre les patchs d'habitat, augmenter la perméabilité de la mosaïque paysagère est une mesure importante. En effet, les taux de colonisation dépendent des capacités de dispersion des organismes mais aussi de leurs capacités à utiliser cette mosaïque pour disperser entre les fragments d'habitats (Baguette & Van Dyck, 2007). La gestion de la mosaïque paysagère, qui repose souvent sur des espaces agricoles, est dans certains cas une alternative de compensation pertinente à la restauration ou la création de patchs d'habitats, qui pourrait protéger la biodiversité commune et optimiser le rapport coût-efficacité des mesures compensatoires (Dalang & Hersperger, 2012). Le choix de l'une ou l'autre de ces alternatives dépend de la structure du réseau (taille, compacité, position des patchs, etc) et des caractéristiques écologiques des espèces (taille minimum d'habitat, besoin de connectivité) (Ewers & Didham, 2006). Il est donc nécessaire d'identifier les processus clés qui menacent les espèces (perte d'habitat et/ou isolement) pour élaborer des mesures compensatoires pertinentes (B. Reinekin, comm. pers., 20 juin 2013²⁰). A titre d'exemple, si la principale menace est la perte d'habitat, augmenter la taille des patchs restant pourrait être l'option la plus efficace pour renforcer les effectifs des populations et minimiser leur risque d'extinction. En revanche, des stratégies pour densifier le maillage écologique via des corridors pourraient être plus appropriées pour favoriser les espèces à faible capacité de dispersion. Le débat SLOSS « simple large or several small habitats » est encore au cœur des réflexions scientifiques: vaut-il mieux investir sur la surface des patchs ou leur connectivité, dans quelle proportion des deux, et dans quelle localité ?

Plusieurs chercheurs font valoir que les efforts visant à accroître la connectivité ne doivent être réalisés qu'après des tentatives pour augmenter la taille et la qualité des habitats ou des zones protégées (Yu *et al.*, 2012). La position des fragments d'habitats dans les paysages est importante pour la persistance des populations à long terme, mais l'ampleur de cet effet est moindre que les effets de la quantité et de la qualité, principalement parce que la production de nouveaux individus a lieu dans les habitats, indépendamment de leur emplacement (Hodgson *et al.*, 2011). Cette position s'appuie sur l'hypothèse que la configuration spatiale des patchs d'habitat devient un facteur important à partir d'un certain seuil critique de perte

²⁰ Bjoern Reineking (EMGR, Grenoble). Séminaire Irstea Trame verte et bleue, 20-21 Juin 2013, Antony.

d'habitat (moins de 30% d'habitats disponibles) (Andren, 1994; Fahrig, 2003, cités dans Sordello *et al.*, 2012). D'autres auteurs proposent d'utiliser des habitats de plus ou moins bonne qualité pour établir des connexions au sein des réseaux d'aires protégées, de façon à minimiser les conséquences de leur petite taille (Fuller *et al.*, 2006). Une étude récente de Dalang & Hersperger (2012), menée sur le réseau de prairies calcaires en Suisse (habitat difficilement restaurable), montre que l'amélioration de la connectivité entre habitats non impactés apparaît comme une approche intéressante pour compenser la perte de surface ou de qualité d'un habitat, en plus des effets de l'isolement²¹. Dans certaines circonstances, et particulièrement lorsqu'un habitat ne peut être remplacé ou compensé de manière équivalente (par exemple, les forêts matures, tourbières, habitats de grande qualité), réfléchir à la compensation en améliorant la connectivité tant à une échelle spatialement localisée qu'à l'échelle globale de la mosaïque paysagère pourrait être étudié. Ce type d'approche pourrait permettre d'axer les actions de compensation au service de la préservation et de la restauration des continuités écologiques, mais leur généralisation à d'autres milieux reste à étudier.

Cuperus *et al.* (1999) recommandent de ne pas exclure les mesures compensatoires « hors site » qui sont, dans certains cas, plus efficaces que les compensations « sur-site ». Celles-ci se traduisent souvent par des mesures éparpillées sur de faibles surfaces et ne permettent pas le maintien des populations d'espèces concernées à long-terme. Cependant, la possibilité de compenser au-delà de la zone d'influence du projet n'est pour l'instant pas largement adoptée à l'international. Elle est tout de même autorisée, au Royaume-Uni, en Afrique du Sud (Stratégie nationale de la Biodiversité, 2005), en Australie (Loi sur le Végétation Native, 2003) et dans le cadre des banques de compensation. Si le succès des mesures locales est compromis, celles-ci peuvent être dirigées vers des zones qui relèvent d'enjeux de conservation forts, même si les ressources sont éloignées du site impacté et/ou concernent un autre biotope (Morandau & Vilaysack, 2012). L'alternative « hors-site » peut être particulièrement pertinente lorsqu'il est question de rétablir la fonctionnalité des continuités écologiques à l'échelle locale entre les patches d'habitats ou à l'échelle régionale entre les principaux réservoirs de biodiversité. Une évaluation multi-site est nécessaire pour évaluer les

²¹ La loi Suisse sur la compensation de la perte d'habitat permet dans certains cas de compenser par l'amélioration de la connectivité. Il est à noter que ce type de mesure ne s'apparente pas aux mesures mise en œuvre dans le cadre de la séquence ERC pour les projets d'infrastructures, en France. Une analyse en français de l'article de Dalang & Hersperger (2012) est disponible sur le site internet du Centre de ressources Trame verte et bleue (www.trameverteetbleue.fr).

enjeux de fonctionnement de la biodiversité (Regnery *et al.*, 2012²²). La désignation de sites de compensation à l'échelle du paysage est une opportunité de préserver la biodiversité sur de larges surfaces et sur le long terme (BBOP, 2012). Les services instructeurs, sensibles à ce que les mesures compensatoires soient le plus proche possible du projet, devraient offrir une plus grande flexibilité aux aménageurs, dans l'évaluation de l'équivalence pertes-gains écologiques, pour trouver les solutions adéquates à leurs objectifs de compensation (Robertson, 2004 ; Y. Le Gallic, comm. pers, 29 mars 2011²³). Certains bureaux d'étude, comme SETEC, tentent de proposer des mesures privilégiant la restauration de milieux qui font sens comme corridors en pas japonais (e.g pour la LGV Est dans la vallée de la Zorn, un chapelet de Zones humides a été recherché) (Y. Le Gallic, comm. pers, 29 mars 2011).

2. Vers une planification territoriale des mesures compensatoires au service de la préservation des continuités écologiques

Malgré quelques succès localisés, l'efficacité des politiques de compensation actuelles reste globalement limitée (Morandau & Vilaysack, 2012). Pour atténuer les effets du développement sur la biodiversité et atteindre l'objectif de non perte écologique, la séquence « Eviter, Réduire, Compenser (ERC) » doit être pensée dans un effort de cohérence écologique globale, en considérant les enjeux propres à chaque projet d'aménagement et de compensation et en les intégrant dans une réflexion à l'échelle du territoire (Regnery *et al.*, 2013b). Certains auteurs, et notamment Kiesecker *et al.* (2010) montrent qu'intégrer l'évaluation des pertes et gains écologiques dans la planification spatiale à l'échelle des paysages peut offrir certains avantages, par rapport à une approche projet par projet, pour le maintien et la restauration des systèmes écologiques et de leur fonctionnement. Cela permet de considérer, en amont des décisions, les impacts cumulés des multiples projets d'infrastructures actuels et projetés (Stein & Ambrose, 2001) et d'évaluer la vulnérabilité des différentes composantes de la biodiversité face à ces impacts (perte d'espèces, d'habitats, de connectivité, altération du fonctionnement écologique, etc). Les systèmes de compensation par l'offre (banque de compensation), qui constituent une alternative à la compensation au cas

²² Regnery B., Quétier F., Burylo M., Couvet D., Julliard R., Kerbiriou C. Quelles échelles spatiales pour l'évaluation des mesures compensatoires des projets d'aménagements?, 4ème édition des journées REVER, 6-7 novembre 2012, Lyon

²³ Yann Le Gallic (Ingénieur Environnement SETEC Inter). Privilégier la reconquête des corridors écologiques, Colloque « Mesures compensatoires dans un projet d'infrastructure de transport terrestre », 29 et 30 mars 2011, Aix-en-Provence.

par cas, pourraient permettre de mutualiser les bénéfices écologiques et d'accroître les chances de succès des opérations de compensation via une meilleure coordination des mesures compensatoires proposées au titre de plusieurs projets. Ils semblent devenir un mode de compensation privilégié du fait d'un meilleur rapport coût-efficacité lié à certains avantages: facilité du processus, actions de compensation effectives avant que les pertes n'apparaissent, garantie de pérennité, meilleure persistance des populations animales et végétales en raison de la taille importante du site de compensation (par rapport à des sites diffus dans le paysage) (Burgin, 2008). Ces arguments et les difficultés liées aux disponibilités du foncier rendent intéressantes l'application des opérations de banques d'habitats qui sont d'ailleurs développées, à titre expérimental, en France (CDC Biodiversité), aux Pays-Bas et au Canada. Cependant, elles posent entre autres le problème de l'acceptabilité sociale car, pour les usagers, ceux qui ont supporté les coûts et dérangements liés à l'implantation d'un projet ne sont pas forcément ceux qui retirent les bénéfices des actions de compensation.

Selon Margules & Pressey (2000), les zones caractérisées par de fortes valeurs d'irremplaçabilité (quand la perte de cette zone risque de compromettre les objectifs de conservation régionaux) et de vulnérabilité (le risque que la zone soit transformée par les activités humaines) contribuent fortement à la biodiversité régionale et devraient être prioritaires en matière d'action de conservation. Les chercheurs modélisent souvent les réseaux écologiques par la théorie des graphes. Cette approche permet d'identifier les éléments des réseaux les plus sensibles (Saura & Pascual-Hortal, 2007) c'est-à-dire les tâches d'habitat et leurs connexions qui sont à protéger en priorité si l'on veut préserver la connectivité globale. C'est donc un outil intéressant pour mieux comprendre le fonctionnement des réseaux écologiques et prédire les effets des changements affectant la structure des paysages. Cet outil est encore principalement utilisé dans le domaine de la recherche. Toutefois, il a été utilisé lors du diagnostic du SRCE de Franche-Comté. Certains bureaux d'études commencent à s'en saisir.

Regnery *et al.*, (2013b) soulignent qu'il est essentiel de se tourner vers une gestion proactive des sites de compensation, basée sur une anticipation et une spatialisation des pertes et gains écologiques à l'échelle des territoires, pour assurer leur contribution à long-terme aux objectifs de conservation de la biodiversité. Cette approche est d'autant plus intéressante

qu'elle est basée sur le fonctionnement en réseau des espaces naturels du territoire. Elle peut permettre d'intégrer les pratiques de compensation dans une stratégie globale d'amélioration de la fonctionnalité des continuités écologiques (Figure 10).

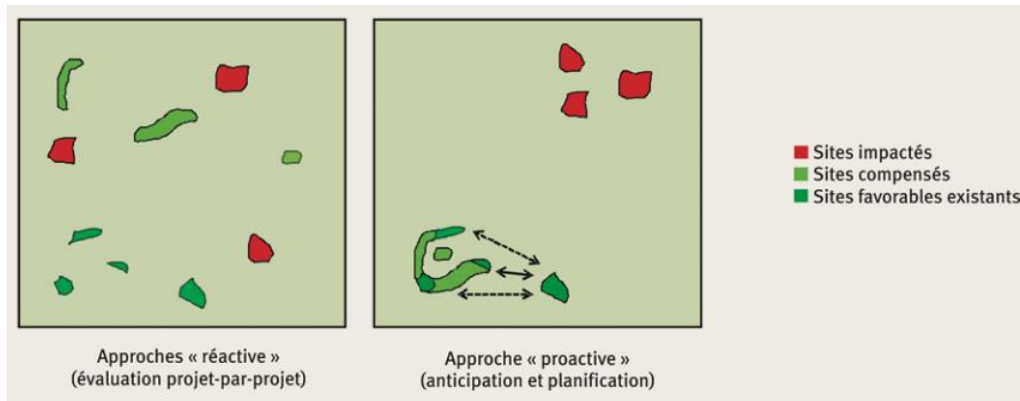


Figure 10. Comparaison des approches « réactive » et « proactive » dans l'évaluation de l'équivalence écologique (tiré de Regnery *et al.*, 2013b).

L'approche réactive, projet par projet, est prépondérante à l'heure actuelle. Dans l'approche proactive, les mesures compensatoires sont conçues pour contribuer aux objectifs de conservation de la biodiversité.

Ceci est particulièrement important face à l'évolution des aires biogéographiques, en raison du changement climatique, qui nécessite la définition d'une trame verte et bleue prospective visant à faciliter la colonisation des habitats par les espèces. La question principale qui se pose est de savoir où les mesures compensatoires doivent être localisées pour améliorer la fonctionnalité des sites existants, en rétablissant des connexions entre eux, et pour préserver au mieux les populations animales et végétales.

L'étude de Saura *et al.* (2011) menée sur différents paysages de la région de Castilla y León (Espagne) a permis d'estimer, à partir du logiciel CONEFOR, dans quelles mesures les nouvelles zones boisées apparues entre 1956 et 2006 sont efficaces en tant qu'éléments connecteurs participant à la connectivité forestière globale (pour une certaine gamme de dispersion) (Figure 11). Les résultats montrent que si ces nouvelles zones sont isolées ou en marge des patches existants, l'augmentation de la superficie d'habitat (dA) n'est pas efficace en termes de connectivité intra et inter patches ($dACE < dA < 0$).

Elle l'est bien plus, si les nouveaux îlots ont une situation stratégique au sein de la mosaïque paysagère, de manière à ce qu'ils agissent comme des éléments connecteurs (corridors continus ou discontinus) entre d'autre îlots ($dACE > dA > 0$). Lorsque le mitage des habitats est trop important, les nouveaux îlots compensent la perte de surface en augmentant la taille des cœurs d'îlot et en limitant l'effet de lisière ($dA < dACE < 0$).

Il est évident que ce type de travaux peut avoir des implications importantes dans la définition et le dimensionnement de mesures compensatoires tournées vers la gestion des fonctionnalités écologiques, en permettant d'identifier de manière stratégique les cœurs d'habitat et les sites charnières dont dépend la connectivité globale du réseau. La modélisation des réseaux écologiques par la théorie des graphes apparaît comme un outil très utile d'aide à la décision (Avon & Bergès, 2013) car il permet de produire des documents cartographiques qui peuvent orienter les choix d'aménagement et les priorités en matière de maintien ou de restauration des continuités écologiques. Si ce type de modélisation cherche à établir la connectivité entre tâches d'habitat en utilisant le moins de sites possible, les planificateurs pourraient souhaiter établir des connexions multiples comme une garantie contre de futures perturbations (Villers-Ruiz & Trejo-Vázquez, 1998).

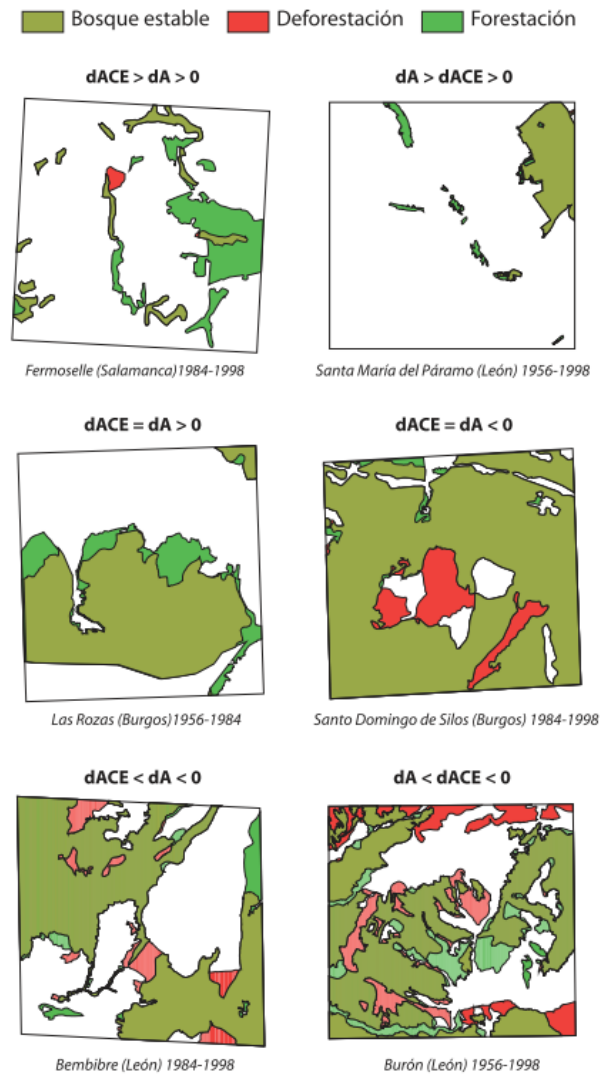
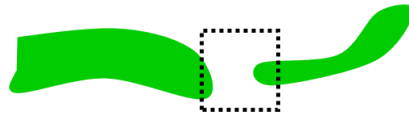


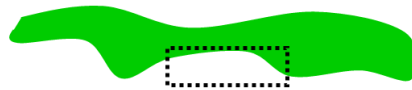
Figure 11. Cas les plus représentatifs de l'évolution de la superficie forestière (dA) et de la connectivité (dACE), illustrés par des transformations réelles qui ont eu lieu dans certains paysages de la région de Castilla y Leon (tiré de Saura et al., 2011). $dACE > dA > 0$: augmentation de la connectivité supérieure à l'augmentation de la superficie, $dA > dACE > 0$: augmentation de la connectivité inférieure à l'augmentation de la superficie, $dACE = dA > 0$: augmentation de la connectivité égale à l'augmentation de la superficie, $dACE = dA < 0$: perte de connectivité égale à la perte de superficie, $dACE < dA < 0$: perte de connectivité supérieure à la perte de superficie, $dA < dACE < 0$: perte de connectivité inférieure à la perte de superficie. A noter, les valeurs de dA et dACE ont tendance à être plus proches pour des distances de dispersion plus grandes.

Dans le cadre de la compensation, les mesures pourraient être mobilisées pour « protéger, étendre et connecter les cœurs de nature » (Regnery *et al.*, 2013b) en dépit des pertes occasionnées par les aménagements. Dans le contexte français, Marthe Lucas²⁴ met en évidence certaines articulations possibles entre la préservation des éléments de la trame verte et bleue et la compensation écologique (Figure 12). Elle questionne la trame verte et bleue en tant que nouvelle localisation des mesures compensatoires.

Compensation permettant la création d'un corridor écologique donc l'extension d'une trame



Compensation en renforcement d'une trame existante



Compensation réalisée à l'intérieur d'une trame existante



Figure 12. Articulations entre trame verte et bleue et compensation écologique: réalisation de la compensation au sein de la trame verte et bleue (d'après M. Lucas)

Les processus de compensation requièrent des décisions qui tiennent compte des conséquences aux différentes échelles écologiques et administratives qui résultent de décisions économiques locales (Scolozzi & Geneletti, 2012). Penser la compensation dans une perspective régionale fournit une opportunité pour identifier les situations pour lesquelles les mesures compensatoires hors sites et portées sur le remplacement d'autres ressources peuvent offrir des alternatives intéressantes. Les SRCE permettent d'éclairer les porteurs de projet sur les enjeux de continuités écologiques de niveau régional. Dans les territoires où des projets sont envisagés, ils peuvent constituer une feuille de route pour planifier des mesures de compensation et d'accompagnement destinées à favoriser la préservation des corridors identifiés. Ils constituent un levier pour engager les acteurs institutionnels sur le plan du

²⁴ Marthe Lucas (Centre de droit de l'environnement de Strasbourg). Colloque « Mesures compensatoires dans un projet d'infrastructure de transport terrestre », 29 et 30 mars 2011, Aix-en-Provence

financement de la remise en bon état des continuités écologiques. Afin d'éviter la multiplication de mesures compensatoires ponctuelles sans cohérence écologique, les secteurs prioritaires où réaliser les mesures de compensation des atteintes portées aux continuités écologiques pourraient être choisis de manière proactive à partir d'une analyse spatiale croisée des projets d'infrastructures et de leurs impacts avec les enjeux régionaux de conservation des continuités écologiques (cartographies SRCE).

6. Synthèse et discussion

Se tourner vers la mise en œuvre d'une approche écosystémique pour compenser de manière acceptable et efficace les effets de la fragmentation induits par les projets d'infrastructure est un nouveau défi. Il est nécessaire de le relever si nous voulons répondre à la réforme des études d'impacts et aux recommandations de la CDB et du Business and Biodiversity Offset Programme (BBOP, 2012), auquel le Ministère de l'Ecologie (MEDDE), via le Service de l'Economie, de l'Evaluation et de l'Intégration du Développement Durable a participé depuis 2005.

3. Intégration de la notion de continuités écologiques dans la séquence ERC

Ce rapport apporte un regard objectif sur l'intégration de la notion de continuités écologiques dans la mise en œuvre de la séquence ERC, à l'international. Les connaissances (non exhaustives) dont nous faisons état pourraient enrichir les réflexions nationales menées sur la TVB en matière de préservation des fonctionnalités des continuités écologiques.

En intégrant la notion de connectivité des habitats, les objectifs de compensation des atteintes à la biodiversité se tournent vers la restauration des processus naturels participant au maintien du bon état des écosystèmes. Le maintien de la connectivité apparaît comme un nouvel enjeu essentiel pour atteindre l'objectif « no net loss », pas de perte nette de biodiversité, et pour maintenir l'intégrité écologique des territoires. Considérer la connectivité dans les pratiques de compensation apporte des opportunités nouvelles pour compenser à large échelle (au-delà du site impacté) et maintenir des réseaux écologiques fonctionnels. Si, à l'international, très peu de projets de compensation ciblent directement les atteintes portées aux continuités écologiques, des mesures pour compenser la perte d'habitats et les fonctions associées commencent à être envisagées à l'échelle des paysages en considérant la configuration

spatiale des patchs d'habitat et donc en restaurant potentiellement des fonctionnalités écologiques comme la connectivité. L'évaluation de l'équivalence entre les pertes et gains écologiques, qui permet la désignation des sites de compensation, n'est plus seulement basée sur les surfaces d'habitats altérées, mais aussi sur leur qualité et leur rôle d'habitat connecteur dans le fonctionnement des réseaux écologiques (exemple Suisse). Néanmoins, les méthodes fondées sur les mesures de fonctionnalité restent beaucoup moins utilisées que les méthodes surfaciques qui nécessitent un niveau d'expertise écologique moindre et qui sont généralement privilégiées par les maîtres d'ouvrage de manière à réduire les coûts, plutôt que de maximiser les résultats environnementaux. Aux Etats-Unis, la méthode d'évaluation des fonctions est préconisée, notamment pour la compensation des zones humides (cf partie 5.1), mais 60 % des banques de compensation appliquent la méthode surfacique. La théorie des graphes paysagers qui vise à identifier les éléments importants d'un réseau écologique pour les espèces considérées peut permettre d'orienter, de manière pertinente, les actions de compensation (augmentation de surface et/ou de connectivité, localisation des mesures). Néanmoins, si l'on s'en tient aux éléments bibliographiques traités dans cette synthèse, aucune expérience de définition des mesures compensatoires, au sens de la séquence ERC, ne s'appuie, pour l'instant, sur cet outil. D'autre part, les continuités structurelles (i.e. contiguités physiques continues ou discontinues) qui cherchent parfois à être établies entre les sites de compensation et les autres habitats de la mosaïque paysagère ne font pour le moment pas l'objet de mesures de leur fonctionnalité vis-à-vis des déplacements effectifs des espèces.

En France, les mesures compensatoires doivent être mises en œuvre « en priorité sur le site endommagé ou à proximité de celui-ci » (art R122-14 code de l'environnement). En se concentrant sur la satisfaction de ces exigences réglementaires, elles ne sont pas forcément conçues au service des besoins écologiques les plus importants dans une zone donnée. En pratique, les impacts sont souvent évalués, de manière ciblée, pour les destructions d'habitats ou d'espèces protégées pour lesquels une demande de dérogation à destruction doit être présentée au CNPN. Certains acteurs industriels comme l'Union Nationale des Industries de Carrières et Matériaux de Construction mettent l'accent sur le fait que la seule reconnaissance juridique de la valeur patrimoniale de la biodiversité est un frein à la prise en compte d'autres composantes de la biodiversité (Guiral, 2013). Dans ses recommandations pour la prise en compte des enjeux liées aux espèces protégées, le CNPN indique que « les mesures compensatoires devront ainsi être définies en fonction des espèces protégées impactées et de

leurs habitats et serviront aussi, indirectement, à conserver l'ensemble de la faune et de la flore locale, y compris la biodiversité dite ordinaire » (UICN France, 2011, p.20). Mais au titre des atteintes aux continuités écologiques, ne doit-on pas plutôt chercher à conserver également la biodiversité ordinaire, sur laquelle repose de nombreuses fonctionnalités écologiques, de manière à mieux préserver sur le long terme les espèces protégées qui en dépendent?

Les lignes directrices nationales ont récemment élargi largement le champ d'application de la séquence ERC à toutes les composantes de la biodiversité en définissant les milieux naturels, aquatiques et marins comme « habitats naturels (qui peuvent le cas échéant faire l'objet d'une exploitation agricole ou forestière), espèces animales et végétales, continuités écologiques, équilibres biologiques, fonctionnalités écologiques, éléments physiques et biologiques qui en sont le support et services rendus par les écosystèmes ». Cependant, si la définition se veut intégratrice et transversale à toutes les procédures d'autorisation (Tableau 1), elle pose des questions en termes de facilité d'application. Décomposer les impacts d'un projet sur les composantes spécifiques des écosystèmes affectés (e.g. espèces, types d'habitats, fonctions des écosystèmes, services rendus) conduit à multiplier les mesures, générant de la complexité et de potentiels coûts additionnels pour la mise en œuvre de la séquence ERC (Quétier *et al.*, 2014). De plus, les différents écosystèmes et leurs composantes sont généralement étroitement liés par des processus écologiques. La doctrine ERC propose des directives et un cadre méthodologique pour concevoir et dimensionner les mesures compensatoires, mais il n'existe pas de méthodes obligatoires (Quétier *et al.*, 2014).

Selon les orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques, « les études devront permettre de prendre en compte l'ensemble des effets directs, indirects et induits de la création de l'infrastructure, en cohérence avec les enjeux de la Trame verte et bleue, avant que soient définies les mesures nécessaires pour éviter, réduire et le cas échéant, compenser les conséquences dommageables pour la fonctionnalité des continuités écologiques. Ces études et mesures sont proportionnées au niveau d'avancement du projet et se rapportent à des périmètres ou des fuseaux suffisants au regard des continuités écologiques concernées et de leur fonctionnalité ». Les lignes directrices de la séquence ERC proposent un focus méthodologique sur l'évaluation des impacts portant sur les continuités écologiques (cf fiche 11). Ces éléments font partis des enjeux écologiques à intégrer

obligatoirement dans les procédures d'autorisation des projets (cf article R122-5 du code de l'environnement). Mais l'étude récente de Regnery *et al.*, 2013 montre que très peu de dossiers de demande de dérogation contenant des mesures compensatoires mettent en évidence une recherche de connexions écologiques entre les sites de compensation et d'autres habitats de la matrice paysagère. En France, le MEDDE et ses services sont chargés d'évaluer la prise en compte des continuités écologiques dans les études d'impacts et la séquence ERC. D'autres pays ont choisi de charger une agence de cette mission. A titre d'exemple, aux Etats-Unis, une agence de protection environnementale est chargée du développement et de l'application des critères environnementaux alors qu'une agence fédérale évalue les demandes d'autorisation. En Grande Bretagne, l'Agence de l'environnement et Natural England font cette évaluation.

2. Perspectives pour la France et propositions

L'intégration de la séquence ERC dans la planification spatiale au moyen des schémas d'aménagement du territoire (SRCE, documents d'urbanisme) offre la possibilité de concevoir des mesures compensatoires qui soient en accord avec les objectifs de développement économique et de conservation de la biodiversité. Regnery *et al.* (2013b) suggèrent qu'il s'agit donc d'évaluer les enjeux écologiques à une échelle supérieure au site tout en intégrant un cadre de réflexion participatif des enjeux socio-économiques dans une perspective d'efficacité dans les territoires. La désignation a priori de zones prioritaires pour la conservation des espèces et pour le maintien de la connectivité entre espaces naturels, de zones de développement et de zones nécessaires et pertinentes pour mettre en œuvre des mesures compensatoires pourrait permettre d'éviter les conflits d'usages des sols. De plus en plus de collectivités se préoccupent d'identifier et cartographier les espaces pouvant à l'avenir servir d'espaces pour la compensation (M. Coriton, comm. pers., 1^{er} octobre 2013²⁵). A l'image de la Suisse, il serait souhaitable que les dispositions juridiques évoluent notamment vers une reconnaissance de certains biotopes et corridors jugés « irremplaçables » pour le fonctionnement écologique global, de manière à ce qu'ils ne puissent pas être impactés par les projets d'aménagement à venir. Des orientations nationales pourraient aussi préciser des seuils pour déterminer quand les mesures compensatoires sont un outil approprié en

²⁵ M. Coriton (maire de la commune de Caudebec-en-caux). Colloque « Concilier restauration écologique et développement économique, une utopie ? Eviter-réduire-compenser sur l'estuaire de la vallée de la Seine, 1er octobre 2013, Caudebec-en-Caux, Fédération des PNR et les ports de Rouen et du Havre.

conformité avec la séquence ERC et quand elles devraient être rejetées en faveur d'efforts supplémentaires pour l'évitement et la réduction des impacts.

La sélection des sites de compensation nécessite une approche stratégique au cas par cas qui s'appuie sur une analyse solide d'une série de données spatialisées (écologiques, biologiques, socioéconomiques, foncières, etc) à l'échelle du bassin versant ou du paysage dans lequel le projet de compensation est proposé. La participation de tous les acteurs peut aider à fournir un effort de collecte de données important et à s'entendre sur la localisation des sites de compensation les plus pertinents où les résultats environnementaux seront améliorés et les impacts socio-économiques minimisés. Dans bien des cas, la compensation des atteintes aux continuités écologiques peut reposer sur l'amélioration de la perméabilité de la mosaïque paysagère et particulièrement des terres agricoles. Cependant, les exigences environnementales imposées aux aménageurs sont souvent en conflit avec la préservation de l'espace rural qui représente une ressource foncière importante sollicitée pour l'extension des zones urbaines et l'édification d'ouvrages (Ouvrard & Néouze, 2013). La compensation écologique est à ce titre considérée par les agriculteurs comme une double peine et nécessite une véritable concertation entre les différentes parties prenantes impliquées dans le projet. Ce sont les seules conditions d'une appropriation locale des mesures et de leur pérennité. En mettant l'accent sur la préservation d'éléments connectés et écologiquement fonctionnels, la compensation des atteintes à la trame verte et bleue ouvre la possibilité de fournir des bénéfices mutuels pour la société humaine et la diversité biologique et d'inscrire les interdépendances écologiques, sociales et culturelles au cœur d'un projet de territoire (Thompson *et al.*, 2011).

La compensation de la biodiversité connaît d'importants retentissements tant auprès des scientifiques que des différents acteurs de sa mise en œuvre. Si la connaissance de la démarche progresse, elle fait pourtant l'objet de critiques face au manque de résultats et de suivi des mesures compensatoires. Le renforcement récent des exigences réglementaires en matière de préservation des fonctionnalités des écosystèmes, et notamment des continuités écologiques, impulse des réflexions nouvelles quant à l'évaluation de l'équivalence écologique. Il implique une amélioration des pratiques basée sur un approfondissement des connaissances scientifiques et des méthodologies. La communauté scientifique doit s'attacher à développer des méthodes et outils adaptés aux contraintes temporelles, techniques et

financières auxquelles font face les maîtres d'ouvrage (et leurs prestataires) pour leur permettre de mener des évaluations portant sur des mesures fonctionnelles et non uniquement sur des mesures surfaciques.

Au niveau de la recherche, les questions suivantes devraient être abordées :

- le développement d'étapes méthodologiques ou de méthodes d'évaluation de la fonctionnalité globale d'un territoire et de hiérarchisation des continuités écologiques,
- la transmission de la méthodologie "théorie des graphes" aux bureaux d'études et aménageurs,
- le développement (1) de méthodes, critères et de seuils (fonctions, surfaces, en dehors ou au sein de la trame,...) pour améliorer l'évaluation de l'équivalence écologique et orienter les priorités pour l'emplacement des mesures compensatoires. Ces critères devront être intégrés dans l'évaluation des dossiers d'autorisation de projets, (2) d'indicateurs de suivi pour évaluer l'efficacité des mesures mises en place pour répondre aux objectifs de préservation des continuités écologiques (performance par rapport à un état de référence),
- le développement d'approches par les sciences sociales pour favoriser la gouvernance autour d'un projet territorial qui intègre les mesures compensatoires et la préservation de la qualité environnementale des milieux dans la planification de l'espace. Il serait intéressant de proposer des méthodes participatives d'évaluation multicritères (type AHP, Analytic Hierarchy Process ; Shapira *et al.*, 2013) de l'équivalence écologique qui recherchent un consensus entre les différents experts et prennent en compte les représentations de l'ensemble des parties prenantes concernées par la mise en œuvre des mesures compensatoires.

D'autre part, le MEDDE pourrait piloter:

- la mise en place d'une base de données des sites de compensation réalisés et des sites potentiels. Il serait pertinent de proposer une cartographie dynamique illustrant le développement des infrastructures, les réseaux écologiques identifiés aux différentes échelles et les projets de compensation, de manière à orienter les actions de compensation vers une plus grande cohérence spatiale et écologique.
- le retour d'expériences sur la prise en compte des enjeux de continuités dans des projets opérationnels et le suivi de leur efficacité.

REFERENCES CONSULTEES

- Agreste. 2011.** L'utilisation du territoire en 2010. Les paysages agricoles dominant toujours le territoire français. *Primeur* No 60, 4p.
- Albrecht M, Duelli P, Mueller C, Kleijn D, Schmid B. 2007.** The Swiss agri-environment scheme enhances pollinator diversity and plant reproductive success in nearby intensively managed farmland. *Journal of Applied Ecology* **44**: 813–822.
- Andren H. 1994.** Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review. *Oikos* **71**: 355-366.
- Aviron S, Jeanneret P, Schuepbach B, Herzog F. 2007.** Effects of agri-environmental measures, site and landscape conditions on butterfly diversity of Swiss grassland. *Agriculture Ecosystems & Environment* **122**: 295–304.
- Avon C, Bergès L. 2013.** Outils pour l'analyse de la connectivité des habitats. Irstea, Aix en Provence: *Convention cadre Irstea-MEDDE DEB (2012-2014)*.
- Baguette M, Van Dyck H. 2007.** Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal. *Landscape ecology* **22**: 1117–1129.
- Balmford A, Bond W. 2005.** Trends in the state of nature and their implications for human well-being. *Ecology Letters* **8**: 1218–1234.
- BBOP (Business and Biodiversity Offsets Programme. 2012.** Standard on Biodiversity Offsets. *BBOP*, Washington, D.C.
- Beier P, Noss RF. 1998.** Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* **12**: 1241–1252.
- BenDor T, Sholtes J, Doyle MW. 2009.** Landscape Characteristics of a Stream and Wetland Mitigation Banking Program. *Ecological Applications* **19**: 2078–2092.
- Bennett AF. 2003.** Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. *IUCN*, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Bennett G, Mulongoy KJ. 2006.** Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones. *Secretariat of the Convention on Biological Diversity*, Montréal.
- Bergès L, Roche P, Avon C. 2010.** Corridors écologiques et conservation de la biodiversité, intérêts et limites pour la mise en place de la Trame verte et bleue. *Revue SET*, No 3: 34–39.
- Berthoud G, Lebeau RP, Righetti A. 2004.** Réseau écologique national REN. Rapport final. *Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage*, Berne.
- Birrer S, Spiess M, Herzog F, Jenny M, Kohli L, Lugin B. 2007.** The Swiss agri-environment scheme promotes farmland birds: but only moderately. *Journal of Ornithology* **148**: 295–303.

Bouvron M, Teillac-Deschamps P, Coreau A, Hernandez S, Meignien P, Morandea D, Nuzzo V, Maurel F. 2010. Projet de caractérisation des fonctions écologiques des milieux en France. *Service de l'Economie, de l'Evaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD)*, Paris, France.

Brinson M, Rheinhardt R, Ferrell R, Duncan B, Hobbs L, McNaught D, Phelan J, Rader D. 2013. A rapid watershed assessment approach for assessing the condition of small, coastal watersheds: Protocol and case study. *Ocean & Coastal Management* **71**: 238–255.

Burel F, Baudry J. 1999. Ecologie du paysage : concepts, méthodes et applications. Tec & Doc, Paris.

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

Burylo M, Julliard R. 2012. Regard critique sur la compensation écologique: prendre en compte toutes les composantes de la biodiversité dans les mesures compensatoires. *Regards et débats sur la biodiversité* No 36, URL: <http://www.sfecologie.org/regards/2012/09/26/r36-burylo-et-julliard-2/>

Cabeza M. 2003. Habitat loss and connectivity of reserve networks in probability approaches to reserve design. *Ecology Letters* **6**: 665–672.

Calabrese JM, Fagan WF. 2004. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment* **2**: 529–536.

CGDD (Commissariat Général au Développement Durable) 2012. Compenser les atteintes à la biodiversité: expériences internationales et enseignements pour la France. *Le point sur* No 133.

CGDD Service de l'Economie, de l'Evaluation et de l'Intégration du Développement Durable, Direction Générale de l'Aménagement, du Logement et de la Nature, SOGREA, ENVIROSCOP, IN VIVO, Cabinet d'Etudes et de Recherches en Environnement. 2010. Analyse de mesures compensatoires aux atteintes au patrimoine naturel. Recueil et analyse de cas. *Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer*, Paris, France.

Chevassus-au-Louis B, Salles J-M, Bielsa S, Richard D, Martin G, Pujol J-L. 2009. Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Contribution à la décision publique. *Centre d'analyse stratégique*, Paris, France.

Coffin AW. 2007. From roadkill to road ecology: a review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography* **15**: 396–406.

Commission Mobilité 21. 2013. Pour un schéma national de mobilité durable. Paris, France.

Conseil de l'Europe. 1996. Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe - Résolution n° 3 concernant l'établissement d'un Réseau écologique paneuropéen (adoptée par le Comité permanent le 26 janvier 1996).

- Cristofoli S, Mahy G. 2010.** Restauration écologique: contexte, contraintes et indicateurs de suivi. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement* **14 (1)**: 203-211.
- Crofts R. 2004.** Linking protected areas to the wider world: a review of approaches. *Journal of Environmental Policy & Planning* **6**: 143–156.
- Crooks KR, Sanjayan M. 2006.** Connectivity conservation. Cambridge University Press.
- Cuperus R, Bakermans M. 2001.** Ecological compensation in Dutch highway planning. *Environmental Management* **27**: 75–89.
- Cuperus R, Canters KJ, Udo de Haes HA, Friedman DS. 1999.** Guidelines for ecological compensation associated with highways. *Biological Conservation* **90**: 41–51.
- Czech B, Krausman PR, Devers PK. 2000.** Economic Associations among Causes of Species Endangerment in the United States. *BioScience* **50**: 593–601.
- Dalang T, Hersperger AM. 2012.** Trading connectivity improvement for area loss in patch-based biodiversity reserve networks. *Biological Conservation* **148**: 116–125.
- Dale MRT, Fortin M-J. 2010.** From graphs to spatial graphs. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **41**: 21.
- Direction Générale des Infrastructures, des Transports et de la Mer. 2011.** Projet de Schéma National des Infrastructures de Transport. *Ministère de l'Écologie, du Développement durable, des Transports et du Logement*. Paris, France.
- Doyle MW, Shields FD. 2012.** Compensatory Mitigation for Streams Under the Clean Water Act: Reassessing Science and Redirecting Policy. *Journal of the American Water Resources Association* **48**: 494–509.
- Etienne RS. 2004.** On optimal choices in increase of patch area and reduction of interpatch distance for metapopulation persistence. *Ecological Modelling* **179**: 77–90.
- Ewers RM, Didham RK. 2006.** Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* **81**: 117–142.
- Fahrig L. 2003.** Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*: 487–515.
- Fischer J, Lindenmayer DB. 2007.** Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* **16**: 265–280.
- Foltete J-C. 2011.** GRAPHAB: graphes paysagers et évaluation de l'impact de la ligne à grande vitesse Rhin-Rhône sur la connectivité spatiale des habitats: conséquences sur les distributions d'espèces. Rapport final, programme de recherche ITTECOP.
- Forman RTT, Godron M. 1986.** Landscape ecology. John Wiley & Sons, New York.
- FPNRF (Fédération des Parcs Naturels Régionaux de France). 2008.** Les corridors écologiques et la trame écologique nationale: état d'avancement et perspectives.

Fuller T, Munguía M, Mayfield M, Sánchez-Cordero V, Sarkar S. 2006. Incorporating connectivity into conservation planning: A multi-criteria case study from central Mexico. *Biological Conservation* **133**: 131–142.

Gaston KJ, Fuller RA. 2008. Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends in Ecology & Evolution* **23**: 14–19.

Gilbert-Norton L, Wilson R, Stevens JR, Beard KH. 2010. A Meta-Analytic Review of Corridor Effectiveness. *Conservation Biology* **24**: 660–668.

Guiral C. 2013. Les valeurs de la biodiversité : un regard sur les approches et le positionnement des acteurs. Rapport FRB, série expertise et synthèse, 53p.

Haddad NM, Bowne DR, Cunningham A, Danielson BJ, Levey DJ, Sargent S, Spira T. 2003. Corridor Use by Diverse Taxa. *Ecology* **84**: 609–615.

Hagen M, Kissling WD, Rasmussen C, De Aguiar MA., Brown LE, Carstensen DW, Santos I, Dupont YL, Edwards FK, Genini J, et al. 2012. Biodiversity, species interactions and ecological networks in a fragmented world. *Advances in Ecological Research* **46**: 122.

Hansen AJ, DeFries R. 2007. Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. *Ecological Applications* **17**: 974–988.

Heller NE, Zavaleta ES. 2009. Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations. *Biological conservation* **142**: 14–32.

Hodgson JA, Moilanen A, Wintle BA, Thomas CD. 2011. Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation. *Journal of Applied Ecology* **48**: 148–152.

Institute For Natural Resources, NatureServe, Parametrix Inc., CH2M HILL. 2012. An Ecological Approach to Integrating Conservation and Highway Planning. *Transportation Research Board of the National Academies*, Washington, D.C.

International Energy Agency. 2013. World Energy Outlook 2013.

Jacquemyn H, Butaye J, Hermy M. 2003. Impacts of restored patch density and distance from natural forests on colonization success. *Restoration Ecology* **11**: 417–423.

Janice W B. 2006. Eco-Logical: An Ecosystem Approach to Developing Infrastructure Projects. *National Technical Information Service*, Springfield, Virginia.

Jones NE, Tonn WM, Scrimgeour GJ, Katopodis C. 2003. Productive capacity of an artificial stream in the Canadian Arctic: assessing the effectiveness of fish habitat compensation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **60**: 849–863.

Jongman RH. 1995. Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. *Landscape and urban planning* **32**: 169–183.

Kägi B, Stalder A, Thommen M. 2002. Reconstitution et remplacement en protection de la nature et du paysage. *Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage*, Berne.

- Kentula ME. 2000.** Perspectives on setting success criteria for wetland restoration. *Ecological Engineering* **15**: 99-209.
- Kiesecker JM, Copeland H, Pocerwicz A, McKenney B. 2010.** Development by design: blending landscape-level planning with the mitigation hierarchy. *Frontiers in Ecology and the Environment* **8**: 261–266.
- Kiesecker JM, Copeland H, Pocerwicz A, Nibbelink N, Mckenney B, Dahlke J, Holloran M, Stroud D. 2009.** A Framework for Implementing Biodiversity Offsets: Selecting Sites and Determining Scale. *Bioscience* **59**: 77–84.
- Kindlmann P, Aviron S, Burel F. 2005.** When is landscape matrix important for determining animal fluxes between resource patches? *Ecological Complexity* **2**: 150–158.
- Knop E, Herzog F, Schmid B. 2011.** Effect of Connectivity Between Restoration Meadows on Invertebrates with Contrasting Dispersal Abilities. *Restoration Ecology* **19**: 151–159.
- Kramer EA, Carpenedo S. 2009.** A statewide approach for identifying potential areas for wetland restoration and mitigation banking in Georgia: An ecosystem function approach. *Proceedings of the 2009 Georgia Water Resources Conference, University of Georgia*, 27–29.
- Krosby M, Tewksbury J, Haddad NM, Hoekstra J. 2010.** Ecological connectivity for a changing climate. *Conservation Biology* **24**: 1686–1689.
- Lambeck RJ. 1997.** Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation biology* **11**: 849–856.
- Lepart J, Marty P. 2006.** Des réserves de nature aux territoires de la biodiversité. L'exemple de la France. *Annales de géographie*, 485–507.
- Lindenmayer DB, Manning AD, Smith PL, Possingham HP, Fischer J, Oliver I, McCarthy MA. 2002.** The Focal-Species Approach and Landscape Restoration: a Critique. *Conservation biology* **16**: 338–345.
- Lucas M. 2012.** Etude juridique de la compensation écologique. Thèse de doctorat en Droit public, soutenue le 28-11-2012 à Strasbourg, dans le cadre de École doctorale Droit, science politique et histoire (Strasbourg), en partenariat avec Centre d'études internationales et européennes (Strasbourg).
- Ma Z, Cai Y, Li B, Chen J. 2010.** Managing Wetland Habitats for Waterbirds: An International Perspective. *Wetlands* **30**: 15–27.
- Margules CR, Pressey RL. 2000.** Systematic conservation planning. *Nature* **405**: 243–253.
- Marzluff JM. 2001.** Worldwide urbanization and its effects on birds. *Avian ecology and conservation in an urbanizing world* 19–47.
- McKenney BA, Kiesecker JM. 2010.** Policy Development for Biodiversity Offsets: A Review of Offset Frameworks. *Environmental Management* **45**: 165–176.
- MEDDE, CETE. 2013.** Lignes directrices nationales sur la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur les milieux naturels. *Service de l'Économie, de l'Évaluation et de*

l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD), Paris, France.

MEDDTL (Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement). 2012. Doctrine relative à la séquence éviter, réduire, compenser les impacts sur le milieu naturel, 9p, Paris, France. URL: <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/doctrineERC-vpost-COPIL6mars2012vdef-2.pdf>

Merriam G. 1984. Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. *Proceedings of the International Association for Landscape Ecology* **1**: 5–15.

Metzger MJ, Rounsevell MDA, Acosta-Michlik L, Leemans R, Schröter D. 2006. The vulnerability of ecosystem services to land use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **114**: 69–85.

Micheli F, Peterson CH. 1999. Estuarine vegetated habitats as corridors for predator movements. *Conservation Biology* **13**: 869–881.

Millenium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and human Well-being: Biodiversity Synthesis. *World Resources Institute*, Washington, D.C:

Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie. 2011. Stratégie Nationale pour la Biodiversité 2011-2020, 60p, Paris, France. URL: http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/SNB_03-08-2012.pdf

Minor ES, Urban DL. 2008. A Graph-Theory Framework for Evaluating Landscape Connectivity and Conservation Planning. *Conservation Biology* **22**: 297–307.

Morandeau D, Vilaysack D. 2012. La compensation des atteintes à la biodiversité à l'étranger. Etude de parangonnage. *Service de l'Economie, de l'Evaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD)*, Paris, France.

Mougenot C, Meliïn É. 2000. Entre science et action: le concept de réseau écologique. *Nature Sciences Sociétés* **8**: 20–30.

National Research Council (NRC). 1992. Restoration of aquatic ecosystems. *National Academy Press*, Washigton, D.C.

Noss RF. 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology* **4**: 355–364.

Oliveira Andrade T. 2010. Influence de la connectivité sur la biodiversité. Rapport de Master 2, UMR CNRS 6553 ECOBIO Equipe « PAYSACLIM », Rennes, France.

Palmer M, Allan JD, Meyer J, Bernhardt ES. 2007. River Restoration in the Twenty-First Century: Data and Experiential Knowledge to Inform Future Efforts. *Restoration Ecology* **15**: 472–481.

Pärtel M, Szava-Kovats R, Zobel M. 2011. Dark diversity: shedding light on absent species. *Trends in ecology & evolution* **26**: 124–128.

- Pascual-Hortal L, Saura S. 2006.** Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape ecology* **21**: 959–967.
- Peeters A, Robert H. 2012.** Objectivation des mesures à prendre en faveur de la biodiversité dans le cadre du développement de projets éoliens en Wallonie. *Natural Resources Human Environment And Agronomy*. URL: <http://www.rhea-environment.org/node/35>
- Peterson A, Hill C, Gallagher LA. 2013.** International biodiversity offsets, In T. Koellner (ed.) *Ecosystem Services and Global Trade of Natural Resources: Ecology, Economics and Policies*. Routledge, Oxon, UK.
- Peterson CH, Lipcius RN. 2003.** Conceptual progress towards predicting quantitative ecosystem benefits of ecological restorations. *Marine Ecology Progress Series* **264**: 297–307.
- Pilgrim JD, Browlie S, Ekstrom JMM, Gardner TA, Von Hase A, Ten Kate T, Savy CE, Stephens RTT, Temple HJ, Treweek J, Essher GT, Ward G. 2012.** A process for assessing the offsetability of biodiversity impacts. *Conservation Letters* **00**: 1-9.
- Pressey RL, Cabeza M, Watts ME, Cowling RM, Wilson KA. 2007.** Conservation planning in a changing world. *Trends in Ecology & Evolution* **22**: 583–592.
- Quétier F, Lavorel S. 2011.** Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biological Conservation* **144**: 2991–2999.
- Quétier F, Quenouille B, Schwoertzig E, Gaucherand S, Lavorel S, Thievent P. 2012.** Les enjeux de l'équivalence écologique pour la conception et le dimensionnement de mesures compensatoires d'impacts sur la biodiversité et les milieux naturels. *Revue SET hors-série*, 7p.
- Quétier F, Regnery B, Levrel H. 2014.** No net loss of biodiversity or paper offsets? A critical review of the French no net loss policy. *Environmental Science & Policy* **38**: 120-131.
- Rayfield B, Fortin M-J, Fall A. 2011.** Connectivity for conservation: a framework to classify network measures. *Ecology* **92**: 847–858.
- Regnery B, Kerbiriou C, Julliard R, Vandavelde J-C, Le Viol I, Burylo M, Couvet D. 2013a.** Sustain common species and ecosystem functions through biodiversity offsets: response to Pilgrim *et al.* *Conservation Letters*: 1–2.
- Regnery B, Quétier F, Cozannet N, Gaucherand S, Laroche A, Burylo M, Couvet D, Kerbiriou C. 2013b.** Mesures compensatoires pour la biodiversité: comment améliorer les dossiers environnementaux et la gouvernance? *Revue SET hors-série*, 8p.
- Ress WE, Wackernagel M. 1996.** Ecological footprints and appropriated carrying capacity: Measuring the natural capital requirements of the human economy. *Focus* **6**: 45–60.
- Rheinhardt RD, Brinson MM, Farley PM. 1997.** Applying wetland reference data to functional assessment, mitigation, and restoration. *Wetlands* **17**: 195–215.

- Robertson M. 2004.** The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance. *Geoforum* **35** (3): 361-373.
- Roni P, Hanson K, Beechie T. 2008.** Global Review of the Physical and Biological Effectiveness of Stream Habitat Rehabilitation Techniques. *North American Journal of Fisheries Management* **28**: 856–890.
- Saunders DA, Hobbs RJ, Margules CR. 1991.** Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation biology* **5**: 18–32.
- Saura Martinez de Toda S, Ávila SG, Elena R. 2011.** Evaluación de los cambios en la conectividad de los bosques: el índice del área conexas equivalente y su aplicación a los bosques de Castilla y León. *Revista de ámbito forestal Montes No 106* 15–21.
- Saura S, Pascual-Hortal L. 2007.** A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* **83**: 91–103.
- Scolozzi R, Geneletti D. 2012.** A multi-scale qualitative approach to assess the impact of urbanization on natural habitats and their connectivity. *Environmental Impact Assessment Review* **36**: 9–22.
- Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique. 2004.** Approche Par Ecosystème (Lignes directrices de la CDB), Montréal, 51p.
- Shapira A, Shoshany M, Nir-Goldenberg S. 2013.** Combining Analytical Hierarchy Process and Agglomerative Hierarchical Clustering in Search of Expert Consensus in Green Corridors Development Management. *Environmental management*: 1–13.
- Sordello R, Conruyt-Rogeon G, Touroult R. 2012.** La fonctionnalité des continuités écologiques. *Muséum National d'Histoire Naturelle, Service du Patrimoine Naturel*.
- Stein ED, Ambrose RF. 2001.** Landscape-scale analysis and management of cumulative impacts to riparian ecosystems: Past, present, and future. *Journal of the American Water Resources Association* **37**: 1597–1614.
- Suding KN. 2011.** Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and Opportunities Ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **42**: 465–487.
- Taylor PD, Fahrig L, Henein K, Merriam G. 1993.** Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* **68**: 571–573.
- Thiollière B, Kuhn S, Briot F, Oliveto-Erviti N, Dron D. 2011.** Guide sur l'évaluation environnementale des documents d'urbanisme. *Service de l'Economie, de l'Evaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD)*, Paris, France.
- Thompson JD, Mathevet R, Delanoë O, Gil-Fourrier C, Bonnin M, Cheylan M. 2011.** Ecological solidarity as a conceptual tool for rethinking ecological and social interdependence in conservation policy for protected areas and their surrounding landscape. *Comptes Rendus Biologies* **334**: 412–419.

Turner MG. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual review of ecology and systematics* **20**: 171–197.

UICN France (Union Internationale pour la Conservation de la Nature). 2011. La compensation écologique: Etat des lieux et recommandations. Paris, France.

UNEP (United Nations Environment Programme) 1992. Convention on Biological Diversity, URL: <http://www.cbd.int/>

Urban D, Keitt T. 2001. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology* **82**: 1205–1218.

Urban DL, Minor ES, Treml EA, Schick RS. 2009. Graph models of habitat mosaics. *Ecology letters* **12**: 260–273.

Vanpeene-Bruhier S, Pissard P-A, Bassi C. 2013a. Mesures compensatoires des atteintes à l'environnement dans les projets d'infrastructures: de nouvelles exigences réglementaires pour une amélioration des pratiques? *Revue SET* hors série, 7P

Vanpeene-Bruhier S, Pissard P-A, Kopf M. 2013b. Prise en compte de la biodiversité dans les projets d'aménagement: comment améliorer la commande des études environnementales ? *Développement durable & territoires* [en ligne], vol 4, n°1, URL: <http://developpementdurable.revues.org/9701>

Villers-Ruiz L, Trejo-Vázquez I. 1998. Climate change on Mexican forests and natural protected areas. *Global Environmental Change* **8**: 141–157.

Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J, Melillo JM. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* **277**: 494–499.

Vos CC, Berry P, Opdam P, Baveco H, Nijhof B, O'Hanley J, Bell C, Kuipers H. 2008. Adapting landscapes to climate change: examples of climate-proof ecosystem networks and priority adaptation zones. *Journal of Applied Ecology* **45**: 1722–1731.

World Bank. 2006. Global economic prospects 2007: managing the next wave of globalization. Washington, D.C.

Yu D, Xun B, Shi P, Shao H, Liu Y. 2012. Ecological restoration planning based on connectivity in an urban area. *Ecological Engineering* **46**: 24–33.

RÉSUMÉ:

Penser la fonctionnalité et la dynamique des écosystèmes n'est pas chose courante dans les pratiques actuelles françaises d'évaluation environnementale des projets d'aménagement et de mise en œuvre de la séquence « éviter, réduire, compenser » (séquence ERC) les impacts aux milieux naturels et à la biodiversité. Avec l'évolution récente du cadre législatif et réglementaire (loi Grenelle 1, décret portant réforme des études d'impact), l'obligation de compenser les impacts étend son champ d'application aux atteintes portées aux continuités écologiques et à la biodiversité dite « ordinaire ». De nombreuses réflexions scientifiques sont menées pour tenter d'estimer de manière plus fine qu'un ratio standardisé les surfaces et la nature des mesures compensatoires à mettre en œuvre. Elles visent à dépasser la logique initiale, basée sur des objectifs de compensation uniquement surfacique et espèces par espèces, pour s'appuyer sur les processus de fonctionnement écologique garants de la résilience des écosystèmes et des services qu'ils rendent. Cependant, en pratique, la prise en compte des enjeux de continuité écologique se résume, pour le moment, à une recherche de transparence écologique des infrastructures (logique de réduction) dont il n'est pas aujourd'hui possible de démontrer qu'elle est insuffisante en terme de fonctionnalité pour justifier des mesures compensatoires. Quand de telles mesures sont mises en œuvre, peu d'entre elles montrent une recherche de connexions écologiques entre les sites de compensation et d'autres habitats de la mosaïque paysagère.

L'objectif de cette note est de disposer d'une synthèse analytique de la littérature scientifique internationale sur les éléments de connaissances et les questions essentielles sous-jacentes à l'intégration de la notion de fonctionnalité des continuités écologiques dans la mise en œuvre de la séquence ERC. Ce rapport est le fruit d'une première réflexion exploratoire, basée sur l'analyse d'un corpus de publications scientifiques.

Dans certains pays et, notamment ceux dotés de banques de compensation (Etats-Unis, Australie, Allemagne, etc), la localisation des sites de compensation commence à être envisagée à l'échelle des bassins versants et des paysages pour mieux tenir compte (i) des impacts cumulés et induits à long-terme, (ii) des enjeux spatiaux de biodiversité (connectivité, capacité de dispersion des espèces), (iii) de la structure de l'occupation des sols (habitats voisins, distance aux habitats reconnus d'intérêt écologique, rôle de « mise en réseau », etc) qui conditionne la qualité écologique d'un site et le succès des mesures compensatoires. Les banques de compensation peuvent être un moyen de penser stratégiquement la configuration spatiale, à large échelle, des sites potentiels de compensation.

Des études montrent que l'amélioration de la connectivité des habitats peut être une mesure efficace pour compenser les effets de la fragmentation (isolement et perte d'habitats) et pour renforcer la fonctionnalité des réseaux écologiques. Le choix et la localisation des mesures compensatoires sont analysés selon leur capacité à rétablir des conditions d'habitat favorables pour les populations d'espèces animales et végétales impactées: élargir la taille des habitats, améliorer leur qualité, servir d'espaces relais (corridors en pas japonais), améliorer la perméabilité du paysage. Le choix de l'une ou l'autre de ces solutions dépend de la structure du réseau et des caractéristiques des espèces, mais aussi du foncier disponible. Les connaissances scientifiques disponibles ne permettent pas pour le moment de se prononcer sur l'équivalence écologique ni sur des solutions optimales pour compenser directement les atteintes aux continuités écologiques.

Depuis une dizaine d'années, l'utilisation de la théorie des graphes permet de déterminer quels patches d'habitat et quelles connexions entre patches sont importantes pour la connectivité globale d'un réseau écologique. Elle apparaît comme un outil prometteur pour la mise en œuvre de la séquence ERC, en permettant de (i) tester la localisation d'un site de projet pour éviter d'impacter les habitats essentiels à la fonctionnalité d'un réseau écologique, (ii) tester différents design d'aménagement (ex: localisation des passages à faune) pour maximiser les effets des mesures de réduction, (iii) prédire le(s) type(s) d'action de compensation (restauration d'habitat ou de corridor) et leur localisation pour optimiser le fonctionnement écologique du territoire. Ainsi, les travaux de recherche de modélisation des réseaux écologiques pourraient orienter les choix des sites de compensation vers le rétablissement des connexions entre les habitats isolés par des projets d'aménagement (renforcement ou restauration d'une trame existante).

La Trame verte et bleue, notamment via les Schémas Régionaux de Cohérence Ecologique, est aujourd'hui questionnée en tant que localisation privilégiée de mesures compensatoires. Coupler ces deux dispositifs pourrait être une opportunité intéressante de bénéfices mutuels: amélioration de la TVB par des mesures compensatoires de restauration des continuités écologiques, optimisation du rapport coût-efficacité environnementale de la compensation.