

THÈSE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE LA COMMUNAUTE UNIVERSITE GRENOBLE ALPES

Spécialité : **Modèles, Méthodes et Algorithmes en Biologie**

Arrêté ministériel : 25 mai 2016

Présentée par

Lucie BEZOMBES

Thèse dirigée par **Thomas SPIEGELBERGER**, Directeur de
Recherche à IRSTEA Grenoble
Et **Christian KERBIRIOU**, Directeur de Recherche au Muséum
National d'Histoire Naturelle

Préparée au sein du Laboratoire **IRSTEA**
Dans l'**École Doctorale Ingénierie pour la Santé, la Cognition et
l'Environnement**

Développement d'un Cadre Méthodologique pour l'Evaluation de l'Equivalence Ecologique : Application dans le Contexte de la Séquence « Eviter, Réduire, Compenser » en France

Thèse soutenue publiquement le **07 décembre 2017**,
devant le jury composé de :

Mme Nathalie FRASCARIA-LACOSTE

Professeur, AgroParisTech, Rapporteur

M. John THOMPSON

Directeur de Recherche, CEFÉ, Rapporteur

Mme Sandra LAVOREL

Directrice de Recherche, LECA, Examinatrice, Présidente du jury

M. Baptiste REGNERY

Ingénieur de recherche, Examineur

Mme Agnes BARILLIER

Ingénieure, EDF, Invitée

Mme Stéphanie GAUCHERAND

Ingénieure de Recherche, IRSTEA, Co-encadrante

M. Thomas SPIEGELBERGER

Directeur de Recherche, IRSTEA, Directeur de thèse

M. Christian KERBIRIOU

Directeur de Recherche, MNHN, Co-Directeur de thèse



Sommaire

Sommaire	1
Liste des Figures.....	5
Liste des Tableaux.....	8
Liste des acronymes et abréviations	9
Remerciements	10
Avant-propos	14
Introduction Générale.....	15
1.Contexte pratique des travaux de thèse.....	16
1.1.La biodiversité, un objet d'étude complexe et récent	16
1.2.Une érosion mondiale de la biodiversité qui s'accélère	17
1.3.Des mesures de protection de la biodiversité en évolution.....	19
1.4.La séquence « Eviter Réduire Compenser », un outil de préservation de la biodiversité à l'échelle des projets d'aménagement.....	21
2.Problématique scientifique des travaux de thèse	26
2.1. L'atteinte de l'équivalence écologique : une étape clé.....	26
2.3.Besoin de cadres méthodologiques standardisés pour évaluer l'équivalence écologique	29
3.Objectifs des travaux de thèse	30
Chapitre 1 : Etude des méthodes d'évaluation de l'équivalence écologique comme base pour le développement du cadre méthodologique	33
SECTION I	34
1.Introduction	34
1.1.Les méthodes d'évaluation de l'équivalence dans le monde.....	34
1.2.Compromis entre opérationnalité, bases scientifiques et exhaustivité	35
1.3.Objectifs du chapitre 1	36
2.Méthodologie d'étude des EAM.....	37
2.1.EAM étudiées.....	37
2.2.Analyse des EAM.....	38
3.Résultats et discussion sur l'étude des EAM	42
3.1.Structure commune	42
3.2.Points de divergence.....	43
3.3.Compromis entre opérationnalité, bases scientifiques et exhaustivité	45
3.4.Critères sur lesquels baser le développement du cadre méthodologique.....	47
4.Conclusion.....	53
SECTION II : Ecological Equivalence Assessment Methods: What Trade-Offs between Operationality, Scientific Basis and Comprehensiveness?.....	53

Chapitre 2 : Première étape du développement du cadre méthodologique : formalisation de l'évaluation de la biodiversité au travers d'indicateurs 69

SECTION I.....	70
1.Introduction	70
1.1.Choix de la biodiversité à évaluer	70
1.2.Mesurer la biodiversité.....	72
1.3.Objectifs du chapitre 2.....	73
2.Etape 1 : Conception partagée de la biodiversité et de son évaluation	74
3.Etape 2 : Exigences règlementaires européennes et françaises et recommandations...	76
4.Etape 3 : Cadre concret d'évaluation de la biodiversité.....	77
4.1.Les trois niveaux d'évaluation.....	78
4.2.Les deux échelles spatiales.....	79
4.3.Critères d'évaluation	82
5.Etape 4 : Recherche et sélection d'un lot d'indicateurs pertinents à intégrer à ce cadre concret d'évaluation.....	82
5.1.Recherche	83
5.2.Sélection	84
6.Synthèse.....	87
7.Apports et limites de la démarche.....	90
7.1.Une évaluation « en entonnoir ».....	90
7.2.Perspectives d'amélioration dans la démarche de construction du cadre d'évaluation	91
7.3.Transposition de la démarche à d'autres contextes	93
8.Conclusion.....	94

SECTION II : From conceptual vision to practical evaluation of biodiversity for ecological equivalence assessment in the context of biodiversity offsets 95

Chapitre 3 : Deuxième étape du développement du cadre méthodologique : intégration de la dimension temporelle et des incertitudes pour la prédiction des indicateurs après impacts et mesures compensatoires..... 117

SECTION I.....	118
1.Introduction	118
1.1.Le besoin de prédiction	118
1.2.La dynamique des écosystèmes.....	119
1.3.Objectifs du chapitre 3.....	122
2.Dimension temporelle : prise en compte de la dynamique des écosystèmes	123
2.1.Pas de temps de la prédiction	123
2.2.Eléments à prendre en compte pour la prédiction.....	125
2.3.Exemple théorique de prédiction.....	129
3.Incertitudes associées à la prédiction de la valeur des indicateurs après impacts ou MC.	132
3.1.Retour d'expérience sur le succès des MC (voir section II pour plus de détails)	132

3.2.Associer les facteurs d'incertitude à la prédiction	137
4.Pistes d'amélioration de la prédiction.....	141
4.1.Du dire d'expert à la standardisation.....	141
4.2.Prendre en compte le changement climatique	142
5.Conclusion.....	144
SECTION II : Success of biodiversity offsets: we need more feedbacks to reduce uncertainties.	145
Chapitre 4 : Présentation du cadre méthodologique dans sa globalité	155
SECTION I Dernière étape de la construction du cadre méthodologique : mode de calcul des pertes, des gains et de l'équivalence.....	156
1.Introduction	156
1.1.Règles d'échange entre pertes et gains	156
1.2.Comment calculer les pertes et les gains	157
1.3.Objectifs de la section I.....	158
2.Règles de calcul des pertes et des gains.....	158
2.1.Mode de calcul	158
2.2.Visualisation des résultats	159
2.3.Points de vigilance sur le calcul des pertes et des gains	161
3.Evaluation de l'équivalence.....	162
3.1.Mode de calcul et visualisation	162
3.2.Hiérarchisation des pertes et des gains nets.....	164
4.Synthèse : Version théorique du cadre méthodologique.....	167
5.Conclusion.....	169
SECTION II Test du cadre méthodologique sur deux projets concrets	170
1.Introduction	170
2.Adaptation du cadre méthodologique à un cas simple : projet du barrage de Tignes ..	171
2.1.Description du projet.....	171
2.2.Etat initial du site impacté du projet du barrage de Tignes	172
2.3.Prédiction de l'effet des impacts du projet du barrage de Tignes.....	176
2.4.Calcul des pertes.....	177
2.5.Synthèse	178
3.Test du cadre méthodologique sur un projet de grande ampleur : projet Romanche Gavet	179
3.1.Description du projet de Romanche Gavet.....	179
3.2.Etat initial du site impacté (site de Véna).....	181
3.3.Prédiction de l'effet des impacts sur le projet RG.....	186
3.4.Calcul des pertes pour le projet RG.....	187
3.5.Etat initial du site compensatoire (site de l'Île Falcon)	193
3.6.Prédiction de l'effet des mesures compensatoires	196
3.7.Calcul des gains pour le projet RG.....	197
3.8.Evaluation de l'équivalence du projet RG.....	201
4.Plus-value et pistes d'amélioration du cadre méthodologique.....	207
4.1.Plus-value	207

4.2.Pistes d'amélioration	209
5.Conclusion	212
Discussion Générale.....	213
1.Synthèse des apports des travaux de thèse pour l'évaluation de l'équivalence écologique.....	214
1.1.Une approche innovante	214
1.2.Une évaluation efficace de l'équivalence	216
1.3.Des changements de point de vue.....	217
1.4.Des nuances apportées à l'objectif de <i>No Net Loss</i> (NNL)	218
2.Perspectives d'amélioration de l'évaluation de l'équivalence écologique.....	220
2.1.Perspectives scientifiques	220
2.2.Perspectives pratiques	224
3.La séquence ERC, un outil efficace pour lutter contre l'érosion de la biodiversité ?	228
3.1.Limites de la compensation écologique.....	228
3.2.Vers plus de réduction et d'évitement	233
4.Quelques réflexions plus générales.....	234
Bibliographie.....	237
Annexes.....	249

Liste des Figures

Figure 1 : Représentation schématique de l’aspect multidimensionnel de la biodiversité ainsi que son évolution sous des contraintes anthropiques	17
Figure 2 : Extension de l’artificialisation en France entre 1985 et 2012 au profit des zones agricoles et des milieux naturels.	18
Figure 3 : Augmentation des invasions biologiques	18
Figure 4 : Proportion du nombre global d’espèces d’oiseaux, de mammifères, de poissons et de plantes menacés d’extinction à l’échelle mondiale.	19
Figure 5 : Pays mettant en œuvre la compensation écologique	22
Figure 6 : Représentation schématique de la séquence « Eviter Réduire Compenser » (ERC).	23
Figure 7 : Nombre de publications sur la séquence ERC et la compensation écologique entre 1990 et 2014 par discipline.	25
Figure 8 : Réseau d’acteurs liés à la mise en place de la séquence ERC.	26
Figure 9 : Liens entre le développement du cadre méthodologique et les chapitres de thèse.	32
Figure 10 : Chronologie de développement des EAM étudiées.	38
Figure 11 : Questions relatives à la prise en compte des dimensions de l’équivalence dans les EAM replacées sur le schéma des pertes dues aux impacts et des gains apportés par les mesures compensatoires	40
Figure 12 : Structure commune des EAM	43
Figure 13 : Prise en compte des dimensions de l’équivalence dans les méthodes.	44
Figure 14 : Graphe des variables de l’ACP.	45
Figure 15 : Graphe des individus de l’ACP.	46
Figure 16 : Eléments de la structure commune des EAM conservés pour le développement du cadre méthodologique, non pris en compte et non conservés ou remplacés par d’autres éléments	49
Figure 17 : Proportion des espèces protégées au niveau national, des espèces sur liste rouge France et des espèces à la fois protégées et sur liste rouge.	71
Figure 18 : Etapes du choix des composantes de biodiversité à évaluer et du lot final d’indicateurs utilisés, sur lequel se base le calcul des pertes, des gains et de l’équivalence écologique.	74
Figure 19 : Conception de la biodiversité.	76
Figure 20 : Lien entre les éléments identifiés aux étapes 1 et 2 et la construction du cadre d’évaluation de la biodiversité.	78
Figure 21 : Représentation schématique du cadre d’évaluation de la biodiversité avec les trois niveaux (général, habitat et espèce) et les deux périmètres (site en rouge et élargi en noir).	80
Figure 22 : Application des filtres pour la prospection et la sélection des indicateurs de biodiversité intégrés dans au cadre d’évaluation.	84
Figure 23 : Les 8 sites d’étude.	86
Figure 24 : Représentation cyclique de l’alternance entre succession (flèches bleues) et réorganisation des écosystèmes suite à des perturbations (flèches orange).	120
Figure 25 : Représentation schématique de la résilience (courbe pointillée) et de la résistance (courbe pleine) d’un écosystème à des perturbations (flèches vertes).	121
Figure 26 : Représentation schématique de quelques actions envisageables sur un système qui a été dégradé suite à une perturbation trop importante	122
Figure 27 : A- Représentation schématique des deux prédictions (court terme P_{CT} et long terme P_{LT}) de la valeur des indicateurs après impacts et mesures compensatoires.	124

Figure 28 : Caractérisation des perturbations selon 3 axes : fréquence (ou durée), sévérité (ou intensité), portée spatiale.	126
Figure 29 : Communautés végétales post-culturelles dans la région de Montpellier, âgées de 0 à 40 ans décrites selon 4 indicateurs.....	128
Figure 30 : Localisation des 20 projets étudiés pour le retour d'expérience et localisation par rapport aux corridors écologiques identifiés dans le SRCE.	133
Figure 31 : Exemple de mesures compensatoires étudiées dans le cadre du retour d'expérience.....	134
Figure 32 : Simulation de la diversité d'oiseaux nicheurs européens présente (en 2006) et potentielle.	143
Figure 33 : Sortie graphique standardisée correspondant à un exemple théorique de calcul des « pertes » (effet des impacts sur la biodiversité du site impacté, en haut) et des « gains » (effet des MC sur la biodiversité du site compensatoire, en bas).	160
Figure 34 : Sortie graphique standardisée correspondant à un exemple théorique de calcul de l'équivalence écologique.....	163
Figure 35 : Fonctionnement global du cadre méthodologique d'évaluation de l'équivalence.....	168
Figure 36 : Les deux échelles d'évaluation pour le projet du barrage de Tignes (Niveau Général et Habitat à enjeu).	172
Figure 37 : Espèce à enjeu évaluée sur le projet du barrage de Tignes, la Primevère du Piémont (<i>Primula pedemontana</i>).	175
Figure 38 : Pertes à court (CT) et long termes (LT) observées sur le site impacté pour la Primevère du Piémont (<i>Primula pedemontana</i>).	178
Figure 39 : Localisation des 4 sites impactés et des 2 sites compensatoires du projet de Romanche Gavet dans la vallée de la Romanche (Isère).	181
Figure 40 : Site impacté retenu pour le test du cadre méthodologique sur le projet de Romanche Gavet. .	183
Figure 41 : Cartographie des milieux forestiers (Frênaie à Tilleuls et Erables) présents sur le site impacté de Véna avant le défrichement.	185
Figure 42 : Espèces à enjeu pour le projet de Romanche Gavet. De gauche à droite : Muscardin, Couleuvre verte et jaune et Pie grièche écorcheur	186
Figure 43 : Sorties graphiques représentant les pertes (effet des impacts) au NG sur le site de Véna à court (CT) et long terme (LT).	189
Figure 44 : Sorties graphiques représentant les pertes (effet des impacts) au NH (frênaie à Tilleuls et Erables) sur le site de Véna à CT et LT.	190
Figure 45 : Sorties graphiques représentant les pertes (effet des impacts) au NSp sur le site de Véna à CT et LT	192
Figure 46 : Site compensatoire retenu pour le test du cadre méthodologique sur le projet de Romanche Gavet.	193
Figure 47 : Sorties graphiques représentant les gains (effet des mesures compensatoires) au niveau Général sur le site de l'Île Falcon à CT et LT	198
Figure 48 : Evaluation de l'équivalence au NG à court (CT) et long (LT) terme.	202
Figure 49 : Evaluation de l'équivalence au NH à CT et LT.	204
Figure 50 : Evaluation de l'équivalence au NSp à CT et LT.	206
Figure 51 : Evolution temporelle entre 1898 et 2006 de a) la richesse spécifique et b) l'indice de spécialisation des communautés d'avifaune sur l'île d'Ouessant	219
Figure 52 : Augmentation du nombre d'entreprises affichant publiquement un objectif de « non perte nette » ou de « gain net » entre 2000 et 2011.	229
Figure 53 : Conversion et protection des habitats dans les 13 biomes terrestres.	231

Figure 54 : Estimation du nombre d'espèces par taxon, et pour chaque taxon, proportion du nombre d'espèce décrites (partie claire) 235

Liste des Tableaux

Tableau 1 : Documents étudiés pour chaque EAM	39
Tableau 2 : Modalités associées aux 12 critères liés aux 3 grands défis.....	41
Tableau 3 : Notation du cadre méthodologique à développer selon les trois défis.....	52
Tableau 4 : Procédures spécifiques dans lesquelles la séquence ERC doit être mise en œuvre selon les composantes de biodiversité identifiées dans l'étude d'impact	77
Tableau 5 : Les 7 critères d'évaluation de la biodiversité déclinés des 3 angles d'évaluation.	83
Tableau 6 : Lot final d'indicateurs intégré au cadre d'évaluation pour le Niveau Général	88
Tableau 7 : Lot final d'indicateurs intégré au cadre d'évaluation pour le Niveau Habitat	88
Tableau 8 : Lot final d'indicateurs intégré au cadre d'évaluation pour le Niveau Espèces	89
Tableau 9 : Déclinaison des trois axes caractérisant les perturbations en catégories descriptives des impacts et des MC (en gras), dont la définition retenue dans ces travaux apparaît en police normal.	126
Tableaux 10 et 11 : Exemple théorique de prédiction sur le site impacté et sur le site compensatoire.	130
Tableau 12 : Effet des variables sélectionnées dans le modèle sur le succès des mesures compensatoires, exprimé en tant que présence des espèces ou des habitats cibles.	135
Tableau 13 : Sources d'incertitudes à prendre en compte lors de la prédiction de la valeur des indicateurs après impacts et MC	138
Tableau 14 : Attribution d'un niveau d'incertitude à la prédiction des valeurs des indicateurs après impact et MC à court et long terme (CT et LT) pour l'exemple théorique présenté au 2.3.....	140
Tableau 15 : Identification des enjeux de biodiversité sur le site du barrage de Tignes.....	174
Tableau 16 : Prédiction de la valeur des indicateurs sur lesquels l'effet des impacts est visible pour le projet du barrage de Tignes.....	177
Tableau 17 : Identification des enjeux de biodiversité sur le site de Véna du projet Romanche Gavet.	183

Liste des acronymes et abréviations

Les abréviations spécifiques à ce manuscrit de thèse sont inscrites en bleu.

ACP : Analyse en Composantes Principales	LT : Long Terme
AFB : Agence Nationale pour la biodiversité	MC : Mesure Compensatoire
BBOP : <i>Business of Biodiversity Offset Programme</i>	MNHN : Muséum National d'Histoire Naturelle
BE : Bureau d'Etude	NG : Niveau Général
CEN : Conservatoire d'Espace naturel	NH : Niveau Habitat
CGDD : Commissariat Général du Développement Durable	NNL : <i>No Net Loss</i> , traduit en français par Non Perte Nette
CMS : Cadre Méthodologique Standardisé	NSp : Niveau Espèce
CNPN : Comité National de Protection de la Nature	ONCFS : Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage
CRAM : <i>Californian Rapid Assessment Method</i>	ONEMA : Office National des Eaux et des Milieux Aquatiques
CT : Court Terme	ONF : Office National des Forêts
DDT : Direction Départementale des Territoires	PE : Périmètre Elargi
DEP : Dérogation Espèce Protégée	PS : Périmètre Site
DFFH : Directive Faune Flore Habitat	REA/HEA : <i>Resource/Habitat Equivalency Analysis</i>
DO : Directive Oiseaux	RAM : <i>Rapid Assessment Method</i>
DREAL : Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement	REX : Retour d'Expérience
EAM : <i>Equivalence Assessment Method</i>	RG : Romanche Gavet
EEE : Espèce Exotique Envahissante	SAFER : Sociétés d'Aménagement Foncier et d'Etablissement Rural
EFESE : Evaluation Française des Ecosystèmes et Services Ecosystémiques	SRCE : Schéma Régionaux de Cohérence Ecologique
EI : Etat Initial	SIG : Système d'Information Géographique
ERC : Eviter, Réduire, Compenser	SNB : Stratégie Nationale pour la Biodiversité
EUNIS : <i>European Nature Information System</i>	TVB : Trame Verte et Bleue
GLM : <i>Generalized Linear Model</i>	UICN : Union Internationale pour le Conservation de la Nature
HEP : <i>Habitat Evaluation Procedure</i>	UMAM : <i>Uniform Mitigation Assessment Method</i>
ICPE : Installation Classée pour la Protection de l'Environnement	ZH : zone humide
IPBES : <i>Intergovernmental Platform for Biodiversity and Ecosystem Services</i>	ZNIEFF : Zone Nationale d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique
IQE : Indice de Qualité Ecologique	
LEA : <i>Landscape Equivalency Analysis</i>	
LPO : Ligue pour la Protection des Oiseaux	
LES : Loi Sur l'Eau	

Remerciements

De nombreuses personnes ont été, de manière plus ou moins régulière et sur divers sujets, impliquées dans ces travaux de thèse. Je tiens à les remercier très chaleureusement, en essayant de n'oublier personne.

En premier lieu, je tiens à remercier toutes les structures qui ont financé ou accueilli cette thèse : l'école doctorale « Ingénierie pour la Santé, la Cognition et l'Environnement du collège doctoral de l'Université Grenoble Alpes, pour le suivi administratif et les formations doctorales proposées ; l'Association Nationale Recherche Technologie pour avoir accordé la bourse CIFRE à cette thèse ; EDF pour avoir financé la thèse au sein du projet R&D BIOCENOSE ; Le Centre IRSTEA Grenoble pour m'avoir accueilli dans les locaux et fourni de très bonnes conditions de travail ; le Muséum National d'Histoire Naturelle pour avoir été partenaire scientifique des travaux de thèse ; et enfin la Direction Eau et Biodiversité du Ministère de la Transition Ecologique pour avoir financé les deux stages venant en appui des travaux de thèse.

Toute ma gratitude va à mes encadrants de thèse, qui m'ont accompagné au début, à la fin, ou tout au long de ces trois années. Je les remercie de leur bienveillance à mon égard et de la grande qualité de leur encadrement tant d'un point de vue scientifique qu'humain. Je les remercie des très nombreuses relectures des documents rédigés durant la thèse, en particulier ce manuscrit.

Merci à Thomas Spiegelberger, Directeur de thèse à IRSTEA, pour nos échanges fréquents aussi bien formels qu'informels sur la thèse et sur la suite de ma carrière, qui m'ont beaucoup soutenu, et pour m'avoir intégrée un peu plus au monde de la recherche.

Merci à Christian Kerbirou, co-Directeur de thèse au MNHN, pour avoir su se rendre disponible, même à distance, pour m'aider à développer mes idées ou encore à m'en sortir avec les analyses sur R... en me donnant toujours confiance en moi.

Merci à Stéphanie Gaucherand, encadrante scientifique à IRSTEA, pour avoir partagé son expérience de la compensation avec moi, pour la précision de ses retours sur mon travail et pour sa bonne humeur. Bravo encore à elle pour sa petite Alice, née pendant ces trois ans.

Merci à Françoise Siclet, encadrante à EDF en première partie de thèse, pour m'avoir permis de m'imprégner du sujet et de m'avoir mise sur les rails pour la suite de la thèse, je lui souhaite une excellente retraite. Merci aussi à Véronique Gouraud qui a pris le relai de Françoise, pour sa gentillesse et son investissement sur un sujet moins familier pour elle.

Merci à Marie-Eve Reinert, chef du projet BIOCENOSE jusqu'en janvier 2017, pour son implication dans mes travaux, pour m'avoir fait découvrir EDF et pour m'avoir permis de vivre pleinement ma thèse. Je lui souhaite de s'épanouir dans son nouveau travail.

Je remercie également vivement les membres de mon comité de pilotage, Serge Muller, Sylvain Pioch et Wolfgang Wende, pour les précieux conseils et orientations sur les travaux de thèse qu'ils m'ont donnés lors de nos réunions annuelles.

J'adresse tous mes remerciements à Nathalie Frascaria Lacoste, John Thompson, Sandra Lavorel et Baptiste Regnery, qui ont accepté de faire partie du jury de cette thèse.

Merci à Loraine Roy et Manon Pons, d'avoir facilité mes travaux tout au long de la thèse depuis l'Allemagne (merci la visio et le téléphone !) et de s'être préoccupées de mon avenir d'après thèse. Merci aussi à toute l'équipe d'Eifer pour leur accueil lors de ma venue à Karlsruhe.

Un grand merci à Agnes Barillier et Frederick Jacob du Centre d'Ingénierie Hydraulique d'EDF pour le suivi de mes travaux, pour le transfert des données associées à Kembs et Romanche Gavet, et pour les conseils sur le choix des indicateurs de biodiversité. Merci particulièrement à Agnes pour le tour de canoé sur le bras du Rhin restauré à Kembs.

Mes remerciements vont également à Kevin Pinte et Catherine Turlier de l'Unité de Production Alpes d'EDF, pour les échanges que nous avons eus à propos du site de Combe Madame et globalement sur le fonctionnement de la branche « hydraulique » d'EDF. Merci Kevin pour la randonnée épique dans la rhodoraie de Combe Madame.

Je suis reconnaissante envers Marion Chataigner et Richard Potiron-Briot, les stagiaires que j'ai encadré pendant leur stage de fin d'étude, et qui ont collecté les données sur les mesures compensatoires en Isère nécessaire au retour d'expérience que nous avons mené. Je leur souhaite une bonne continuation dans leur vie personnelle et professionnelle.

J'adresse mes remerciements aux membres du « groupe de partage opérationnel » que nous avons constitué autour des travaux de thèse, pour s'être déplacés lors de nos réunions annuelles et pour avoir partagé leurs expériences de terrain sur la compensation avec moi. Merci donc à Cécile Baudot, Paula Bossard, Marc Châtelain, Véronique De Crespin de Billy, Alain Dindeleux, Guillaume Gayet, Blanche Gomez, Séverine Hubert, Francis Isselin, Jean-François Lesigne, Jean-Louis Michelot, Flora Pelegrin, Marion Periers, Benoit Pleis, Eric Thouvenot et Anne-Laure Wittmann.

Merci aux collègues du projet BIOCENOSE : Julie Charton-Bisseta, Laure Santoni, Pauline Balducci, René Samie et Violaine Brochier, de m'avoir si bien intégré au projet et d'avoir pris le temps d'échanger avec moi sur des sujets divers.

Je remercie également les collègues du LNHE, particulièrement Pascale Polledri, Anthony Maire, Victor Bret et les chefs de groupe, Cécile Delattre et Nicolas Malleron, pour

l'accueil chaleureux qu'ils m'ont fait à Chatou, et les nombreux déplacements réservés par Pascale.

Je remercie beaucoup les collègues d'EDF, spécialement Fabienne Vermorel-freche (DPIT), Claire Varet (DDD), Marine Kuperminc (CIT) et Myriam Comoy (DIPDE) pour l'intérêt qu'elles ont porté sur mes travaux, pour avoir fait remonter les besoins et les réflexions côté opérationnel et pour les conseils qu'elles ont pu me donner pour la thèse.

Tous mes remerciements aux chercheurs d'IRSTEA : Jean-Jacques Brun, Vincent Breton, Thomas Cordonnier, André Evette, Gregory Loucougaray et Renaud Jaunatre, pour avoir accepté de constituer un groupe de travail qui m'a grandement aidé à construire le cadre d'évaluation de la biodiversité. Merci beaucoup également à Frédéric Bray pour son aide très précieuse et le temps passé à résoudre des casse-têtes sur le logiciel QGIS.

Je remercie également les collègues du SPN : Philippe Gourdain et Cindy Fournier, pour m'avoir emmenée avec eux sur le terrain à Kembs et pour les discussions sur la compensation et autres sujets de biodiversité que nous avons eus quelquefois.

Mille mercis à toute l'équipe d'AlterNet : Martin Sharman, Nicolas Dendoncker, Marie Vandewalle, Taru Peltola, Allan Watt, Jean Vancompernelle, Uta Fritsch, André Mascarenhas, Brooke Wilkerson, pour m'avoir fait vivre une expérience fantastique à l'école d'été de Peyresq. Merci tout particulièrement à Nicolas, notre tuteur biodiversité, et un grand merci à tous les alumni pour avoir partagé tous ces bons moments ensemble.

Je salue et remercie les doctorants en thèse ou déjà docteurs, qui travaillent aussi sur le sujet captivant et complexe de la compensation : Adeline Bas, Charlotte Bigard, Kevin Barré, Coralie Calvet, Céline Jacob, Anne Charlotte Vaissière, Agnes Mechin et Simon Tarabon, pour les échanges que nous avons pu avoir sur notre sujet commun et les petits tuyaux que nous nous sommes fait passer.

Merci à mes camarades de l'association de doctorants ELIPSCE : Lisa Guigue, Jean-Marie Mayaudon, Marine Boulade, Jeremy Riffet et Antoine Tacheau, pour nos réunions et nos tentatives plus ou moins réussies d'organisation d'évènements pour les doctorants de l'ED.

J'adresse également mes remerciements aux structures qui m'ont permis de faire partager mon travail de thèse lors de séminaires ou colloques : l'Association Française Interprofessionnelle des Ecologues, la Fédération pour la Recherche sur la Biodiversité, la British Ecological Society, la DDT Isère, les commissaires enquêteurs de l'Isère, le CRERCO et la SAFER Auvergne Rhône Alpes.

Ma reconnaissance va à l'ensemble des personnes du centre IRSTEA de Grenoble qui ont fait de ces trois ans de thèse une période très agréable de ma vie. Merci tout particulièrement à l'équipe des Bzzz : Bertrand Davin, Fanny Dommanget, Laure Vidaud, Gilles Borel, Nathan Daumergue, Baptiste Nettier et Guillaume Evin, pour m'avoir fait découvrir et avoir partagé avec moi l'activité passionnante qu'est l'apiculture. Merci aussi à Nicole Sardat pour les ateliers libres d'art plastique qui m'ont permis de me remettre au dessin.

Plein de mercis à mes collègues et amis d'IRSTEA & Co, pour m'avoir accompagné, au travail et en dehors, dans ces trois ans importants de ma vie et de ma carrière. Merci à Clément Viguiier pour son aide inestimable sur R et pour nos nombreux échanges sur la thèse, le dessin, la photo... Merci à Gaëlle Ronsin d'avoir partagé le bureau avec moi en fin de thèse et pour toutes nos discussions, fou-rires, soutien et encouragement mutuels. Merci à Anouk Glad pour notre complicité et nos balades à cheval. Merci à François Martin pour ses invitations à aller boire des coups et pour sa capacité infinie à débattre, des fois avec Paul Cavaillé dans le bureau en face, qui me fait bien rire. Merci à Etienne Boncourt pour les randos en montagne et la tireuse à bière bien appréciée. Merci à Céline Depas pour les randos, les balades à cheval, les catches d'impro... Merci à tous pour les apéros balcons et toutes les activités que nous avons faites ensemble, de près ou de loin en rapport avec la thèse.

Je remercie tous les amis, anciens et plus récents, qui m'ont soutenu, qui ont pris de mes nouvelles, qui ont essayé de comprendre mon sujet de thèse, qui sont venus aux Spring Party Tours, qui m'ont accueillie chez eux pour des déplacements professionnels ou pour des vacances, qui m'ont fait faire du parapente et des attractions à Europapark, qui sont venus faire du ski et des randos à Grenoble... Je ne vais pas tous les citer de peur d'en oublier, mais je suis sûre qu'ils se reconnaîtront, merci encore à eux.

La fin de mes remerciements va du fond du cœur à ma famille, qui a été là pour moi quelles que soient les circonstances, joyeuses ou douloureuses, et sur qui j'ai toujours pu compter. Merci à ma maman d'avoir cru en moi depuis le début et de m'avoir aidée pour ma discussion de thèse. Merci à mon papa et Flo d'avoir gardé chaque année une place pour moi à Savel, pour que je puisse faire de la planche. Merci à mes sœurs Estelle et Léa, et mon frère Antonin pour les moments partagés en fratrie. Merci à mon oncle de m'avoir accueillie si souvent à Cornillon.

Et enfin, je tiens à exprimer ma plus grande gratitude à Thibaud, qui m'a supportée au quotidien et qui l'a rendu plus radieux, qui m'a soutenue et encouragée dans les moments de doutes, qui a été un ancrage de stabilité et de sérénité, avec qui j'ai découvert la rando et les bivouacs dans la région de Grenoble (et surtout en Chartreuse !) et qui a joué pour beaucoup dans mon épanouissement pendant cette thèse.

Avant-propos

Ces travaux de recherche sont réalisés dans le cadre d'une thèse « CIFRE » en partenariat avec le département R&D d'EDF, IRSTEA Grenoble et le Muséum National d'Histoire Naturelle. Cette thèse doit ainsi répondre à la fois aux objectifs concrets de l'entreprise, et permettre de développer les connaissances académiques sur le sujet de l'équivalence écologique, en s'insérant dans les problématiques scientifiques actuelles. La recherche présentée est donc une recherche appliquée. Les besoins de recherche ont, en effet, émergé des entités opérationnelles d'EDF qui manquaient de méthodes robustes d'un point de vue scientifique pour la conception des mesures compensatoires (MC), part non négligeable de leur activité en tant que maître d'ouvrage de projets d'aménagement impactant le milieu naturel.

Ce manuscrit de thèse a donc vocation à faire le lien entre la sphère scientifique et les acteurs de la compensation écologique, qu'ils soient maîtres d'ouvrage, bureaux d'étude, services instructeurs, gestionnaires d'espaces naturels... Il a été écrit de manière à être mobilisable par les chercheurs ayant des problématiques scientifiques en lien avec la compensation, et accessible aux opérationnels ayant à concevoir, mettre en œuvre, valider ou encore assurer le suivi des MC. Ainsi, les chapitres 1, 2 et 3 sont divisés en deux sections : la section I, en français, est suffisante à elle-même pour comprendre la démarche suivie ainsi que les résultats obtenus, et la section II correspond aux articles scientifiques en anglais dans lesquels les aspects méthodologiques ainsi que des points de discussion sont plus amplement détaillés. De plus, chaque introduction de chapitre met en regard le contexte « pratique » autour de la compensation (réglementation notamment) et les problématiques scientifiques qu'il soulève.

Par ailleurs, la finalité de ces travaux de thèse est un peu particulière car il s'agit de développer un cadre méthodologique, qui constitue le résultat scientifique en lui-même. Pour ce faire j'ai utilisé des concepts issus de plusieurs champs disciplinaires de l'écologie : écologie de la conservation, de la restauration, du paysage, des populations et fonctionnelle notamment. Il est donc difficile de me positionner clairement par rapport à l'un ou l'autre de ces champs, les travaux se basant globalement sur les concepts de l'écologie. Le fait de mettre à contribution plusieurs champs disciplinaires (multidisciplinarité) crée un enrichissement du fait de leurs différents apports, mais ne permet pas d'avoir un fort niveau d'approfondissement de chaque discipline spécifique.



Introduction Générale

« Il se pourrait que le mystère le plus étonnant de la vie porte sur les moyens utilisés pour créer tant de diversité à partir d'aussi peu de matière. »

Edward Wilson



©Lucie Bezombes

1. Contexte pratique des travaux de thèse

1.1. La biodiversité, un objet d'étude complexe et récent

La biodiversité est la diversité de toutes les formes de vie. Elle résulte de processus évolutifs à l'œuvre en permanence et depuis l'origine de la vie. Trois niveaux d'observation sont principalement utilisés (Gaston & Spicer 2013) : les gènes, les espèces (faune, flore, champignons, bactéries...) et les écosystèmes (assemblage de composants biotiques et abiotiques : forêt, prairie...). La biodiversité est aussi la diversité de toutes les interactions entre organismes (prédation, compétition, symbiose...) et entre les organismes et leur environnement, ainsi que la diversité des fonctions qu'ils exercent (pollinisation, aération du sol etc. ; Tilman 2001). Elle s'appréhende de manière dynamique au travers des variations de ces diversités dans l'espace (mouvement des organismes selon des paramètres biotiques ou abiotiques) et dans le temps (trajectoires des différents écosystèmes ; Parrott 2010). C'est donc une notion complexe multidimensionnelle qui peut être évaluée de différentes manières selon l'échelle considérée (diversité spécifique, phénotypique, fonctionnelle... ; Tilman 2001; Magurran 2013 ; Figure 1).

Cette complexité a contribué à l'apparition récente du terme dans le langage scientifique et courant. En effet, si l'écologie, science qui étudie les interactions entre les organismes vivants et leur environnement, a été définie en 1865 par Ernst Haeckel, ce n'est qu'en 1986 que le terme « biodiversité » a été créé pour le *National Forum for BioDiversity* (Washington) par Walter G. Rosen. Il a ensuite été repris et popularisé par Wilson et Peter (1988), et formalisé officiellement dans l'article 2 de la Convention sur la Diversité Biologique de Rio (1992)¹. La qualification de la biodiversité lors du Sommet de la Terre, duquel découle la convention, marque une prise de conscience importante de l'impact des activités humaines sur la biodiversité et de la nécessité de la préserver. Pour se faire, les sciences de la conservation, apparues dans les années 1960 en réponse aux alertes des scientifiques, ont connu un nouvel essor, et particulièrement l'écologie (Soule 1986; Barbault 1997). Le but de ces sciences est de fournir des solutions scientifiques permettant de préserver la biodiversité, sur lesquelles décideurs peuvent prendre appui afin d'orienter des politiques environnementales (Primack *et al.* 2012).

¹ "Biological diversity" means the variability among living organisms from all sources including, inter alia, terrestrial, marine and other aquatic ecosystems and the ecological complexes of which they are part; this includes diversity within species, between species and of ecosystems (CBD 1992).

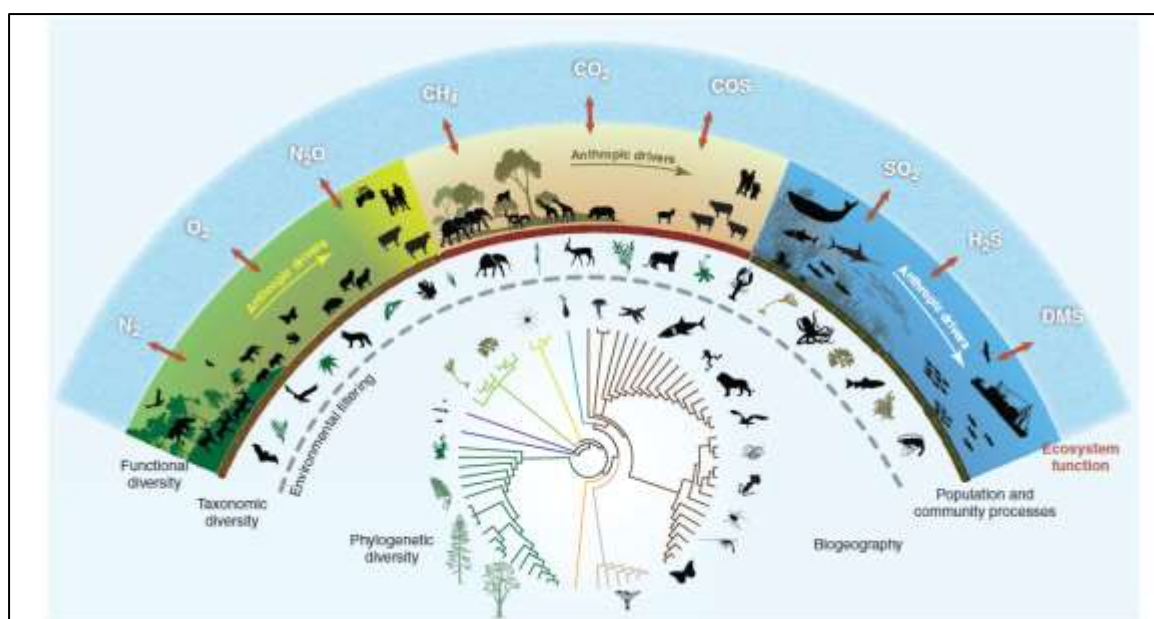


Figure 1 : Représentation schématique de l'aspect multidimensionnel de la biodiversité ainsi que son évolution sous des contraintes anthropiques (Naeem et al. 2012).

1.2. Une érosion mondiale de la biodiversité qui s'accélère

De par ses activités, l'espèce humaine altère la biodiversité (Vitousek *et al.* 1997) à une vitesse et une intensité accrue depuis la révolution industrielle (XIXe siècle) et agricole (XXe siècle). La population mondiale explose sur des pas de temps très courts (le *World Resource Institute* estime le taux de croissance à 70 000 millions d'habitants par an), augmentant considérablement la consommation en ressources et en espace. Plusieurs causes majeures d'érosion de la biodiversité sont ainsi identifiées, qualifiées de changements globaux :

- la destruction et la fragmentation des milieux naturels au profit de milieux artificialisés et agricoles. En France, l'équivalent de la surface d'un département est artificialisé tous les 7 ans (Figure 2).
- la surexploitation des ressources naturelles. La surpêche déséquilibre notamment les réseaux trophiques perturbant les écosystèmes marins (Coleman & Williams 2002).
- les pollutions de l'air, des sols, de l'eau... Chaque année, de 6,5 à 8 millions de tonnes de déchets plastiques sont déversées dans les océans, engendrant de nombreux impacts pour la biodiversité marine (Derraik 2002).
- les invasions biologiques liées au transfert d'espèces (faune et flore) dans des écosystèmes dans lesquels elles ne sont plus régulées et qui deviennent envahissantes, perturbant la dynamique des espèces locales (Mooney & Hobbs 2000). Leur nombre a considérablement augmenté depuis les années 1900 (Figure 3).

- Le changement climatique (Thomas *et al.* 2004), qui modifie les milieux, obligeant par exemple les espèces à migrer et déplaçant ainsi leurs aires de répartition.

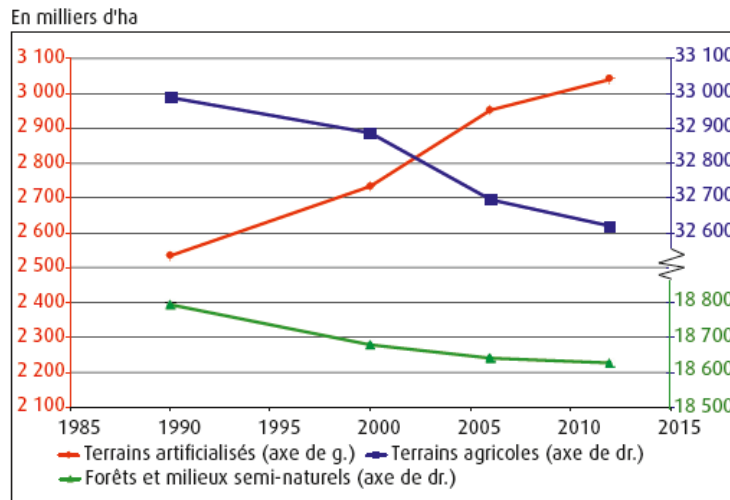


Figure 2 : Extension de l'artificialisation en France entre 1985 et 2012 au profit des zones agricoles et des milieux naturels (CGDD, 2015).

Une des formes les plus marquantes de l'érosion de biodiversité est le taux d'extinction d'espèces (Bull & Maron 2016), qui n'a jamais été aussi élevé (environ 26 000 disparaissent chaque année²). Ce taux record est qualifié de sixième extinction massive (Wake & Vredenburg 2008), et risque de s'aggraver d'avantage à cause du temps de latence entre la destruction de leur milieu et l'extinction des espèces (Pimm & Raven 2000). Une proportion importante d'espèces est déjà menacée d'extinction selon la liste rouge de l'UICN (Figure 4). L'érosion de la biodiversité se manifeste aussi par des phénomènes moins spectaculaires que les extinctions mais tout aussi alarmants comme l'homogénéisation des milieux (Olden *et al.* 2004), qui s'accompagne d'une augmentation des espèces généralistes par rapport aux espèces spécialistes (Le Viol *et al.* 2012).

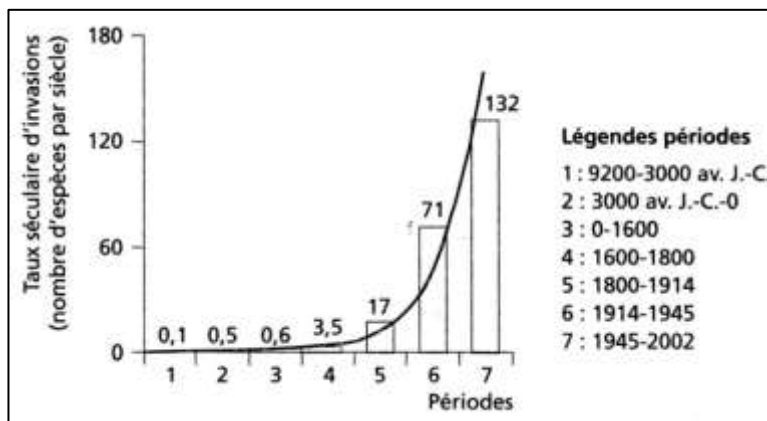
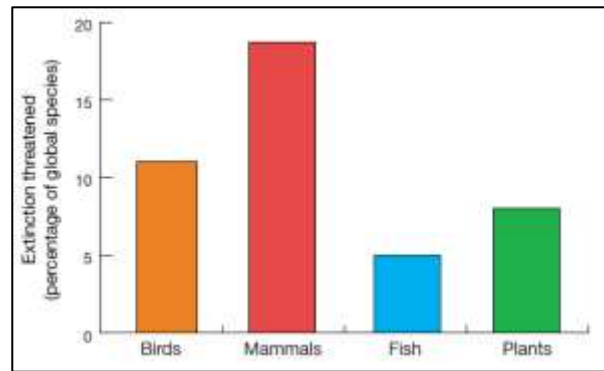


Figure 3 : Augmentation des invasions biologiques (Pascal et al. 2006)

² <https://www.planetoscope.com/biodiversite>

Figure 4 : Proportion du nombre global d'espèces d'oiseaux, de mammifères, de poissons et de plantes menacés d'extinction à l'échelle mondiale (Chapin Iii et al. 2000).



Pour les milieux terrestres particulièrement, l'artificialisation des milieux (imperméabilisation totale ou cultures intensives) est un facteur d'érosion de la biodiversité particulièrement important (Sala et al. 2000). En Europe, cette artificialisation est principalement due à l'extension de l'urbanisation (75% de taux d'urbanisation, contre 50% au niveau mondial³) qui impacte la biodiversité même à faible densité (Hansen *et al.* 2005). L'urbanisation s'accompagne de nombreux projets d'aménagement portés par des entreprises ou des collectivités, pour les transports (autoroutes, aéroports), l'énergie (centrales énergétiques), l'industrie (usines, carrières d'extraction), les loisirs (centres de vacances) etc. Ces projets peuvent prendre des formes diverses, principalement :

- Des artificialisations ponctuelles (pour la construction de bâtiments ou de parkings par exemple) qui contribuent à la destruction des écosystèmes et à la perturbation des espèces (Ives *et al.* 2013), surtout si l'on considère les impacts cumulés (Theobald *et al.* 1997).
- Des artificialisations linéaires comme les routes (Laurance *et al.* 2009; Benítez-López *et al.* 2010) ou des lignes électriques (Davila 1997) qui occupent peu d'emprise au sol mais qui fragmentent les milieux naturels, isolant géographiquement et génétiquement les espèces (Fahrig 2003).
- Des perturbations temporaires, notamment causées par des ICPE comme les carrières d'extraction qui ont obligation de renaturer le site après exploitation (article 12 de l'arrêté ministériel du 22 septembre 1994 modifié), sans nécessairement que les milieux soit de même type (par exemple mise en eau).

1.3. Des mesures de protection de la biodiversité en évolution

Face aux constats de plus en plus nombreux, il est apparu urgent depuis les années 1990 d'augmenter les mesures d'enrayement de l'érosion de la biodiversité. Des événements ont marqué cette prise de conscience à différentes échelles : mondiale

³ <http://ec.europa.eu/eurostat/web/degree-of-urbanisation/overview>

(Convention de Rio, de Nagoya en 2010, création de la liste rouge UICN ; Rodrigues *et al.* 2006), Européenne (Directives Habitat et Oiseaux ; EEC 1992, 2009), Directive cadre sur l'Eau, création du réseau Natura 2000), nationales (en France, création du code de l'environnement par l'ordonnance n° 2000-914 du 18 septembre 2000).

La manière de préserver la biodiversité a évolué au fur et à mesure de l'amélioration des connaissances sur ce concept. La protection de la biodiversité a d'abord été relativement figée, avec une nature mise « sous cloche » avec un gel de toutes les activités. Les protections peuvent être plus ou moins fortes et cibler divers composants, notamment :

- Préservation des paysages, avec en France, la protection de sites « classés » qui s'effectue au titre de la loi du 21 avril 1906, puis loi du 2 mai 1930 (4% du territoire français).
- Préservation des espaces avec la création du premier parc naturel national de Yellowstone aux Etats-Unis en 1872, et en France celui de la Vanoise en 1964 (environ 2% du territoire est représenté par des parcs nationaux).
- Préservation des espèces et de leurs habitats avec la création des listes d'espèces protégées sur plusieurs groupes taxonomiques par des arrêtés ministériels (issus de la loi sur la Protection de la Nature du 10 juillet 1976).

Dans le contexte des changements globaux énoncés précédemment, la préservation de la biodiversité se base de plus en plus sur une approche de reconquête et restauration de milieux dégradés. La dernière loi en matière de biodiversité du 08 août 2016 porte d'ailleurs sur la *reconquête* de la biodiversité, de la nature et des paysages, ce qui va au-delà de la simple protection (Thomas & Gillingham 2015). La restauration de continuités écologiques fonctionnelles (*Green Infrastructures* au niveau Européen, CEP 2014) pour la circulation ou la migration des espèces entre les sites protégés est à l'œuvre en France (Trames Vertes et Bleues) depuis le Grenelle de l'Environnement (Boy et al. 2012).

Les avancées scientifiques permettant l'acquisition de connaissances en écologie fonctionnelle avec une meilleure compréhension des notions de résilience des écosystèmes notamment (Gunderson 2000; Sasaki *et al.* 2015), incitent actuellement à faire évoluer la préservation de la biodiversité vers des objectifs de préservation de son potentiel évolutif et adaptatif (Willi *et al.* 2006).

Parallèlement, dans une optique d'une meilleure prise de conscience de l'importance de la biodiversité pour l'Homme, sa protection s'est également justifiée en

lui attribuant une valeur « utilitaire », s'opposant à sa valeur « intrinsèque » sur laquelle repose les protections explicitées précédemment (Maris 2016). La biodiversité procure en effet à l'Homme oxygène, nourriture, matériaux de construction, cadre de vie etc., qui lui sont vitaux, mais qui paradoxalement sont menacés. Ces bénéfices tirés de la diversité des fonctions des écosystèmes ont été introduits en 2005 comme les « services écosystémiques » (SE) (MEA 2005). Des programmes d'acquisition et de transfert de connaissances pour le maintien des SE, comme EFESE (Evaluation Française des Ecosystèmes et Services Ecosystémiques) ou IPBES (plateforme scientifique et politique intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques) ont vocation à préserver la biodiversité via les services écosystémiques. Les travaux de cette thèse sont basés sur les connaissances scientifiques de la biodiversité selon sa valeur intrinsèque et non liées aux services écosystémiques, dont l'étude implique aussi des connaissances en sociologie et en économie en plus de l'écologie (Carpenter *et al.* 2009; Burkhard *et al.* 2010).

L'augmentation des outils de préservation de la biodiversité ne suffit cependant pas à enrayer son érosion (Barbault 2011). Ce constat a généré une évolution de la gouvernance autour de la protection de la biodiversité : elle est passée des acteurs responsables de la préservation de l'environnement (Ministère de l'Environnement de 1971 à 2007) à l'ensemble des secteurs ayant des activités en lien avec l'environnement (collectivités publiques, secteur privé). Cela se concrétise en 2004 par le lancement de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité (SNB). La deuxième phase de la SNB (2011-2020) « *vise un engagement plus important des acteurs dans tous les secteurs d'activité, à toutes les échelles territoriales, en métropole et outre-mer [...] pour préserver, restaurer, renforcer, valoriser la biodiversité et en assurer un usage durable et équitable* » (Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire). Les acteurs qui n'étaient pas en charge habituellement de la protection de la biodiversité, dont le secteur privé, sont donc responsabilisés sur leur rôle à jouer sur ces questions.

1.4. La séquence « Eviter Réduire Compenser », un outil de préservation de la biodiversité à l'échelle des projets d'aménagement

En France, la séquence « Eviter Réduire Compenser » (ERC) est appliquée lors de la mise en place de projets d'aménagement. Elle doit être déclinée dans les études d'impact (article L-122 du code de l'environnement), et permet de transférer la responsabilité liée à la préservation de la biodiversité vers les maîtres d'ouvrage porteurs

de projets impactant la biodiversité selon le principe « pollueur-payeur ». Ce dispositif a vocation à concilier développement économique et préservation de la biodiversité.

A l'international, il est question de *Mitigation Hierarchy* (BBOP 2012c), introduite en premier lieu aux Etats-Unis dans le *Clean Water Act* afin de stopper la dégradation des zones humides (National Research Council 2001). En France, la séquence ERC a été formalisée avec la loi sur la protection de la nature de juillet 1976 qui déclare d'intérêt général la lutte contre toutes les causes de dégradation qui menacent les espaces naturels, les espèces animales et végétales, le maintien des équilibres biologiques auxquels ils participent et les ressources naturelles. Elle a connu de nombreuses évolutions réglementaires (Annexe 1), la plus récente étant la loi du 08 août 2016. L'application de cette séquence est imposée par la réglementation dans une trentaine de pays dont la France (Figure 5). Dans les pays où ce n'est pas obligatoire, l'application de la séquence peut aussi être une action volontaire (ten Kate *et al.* 2004) motivée par des mécanismes de financement par les banques internationales (Benabou 2014).

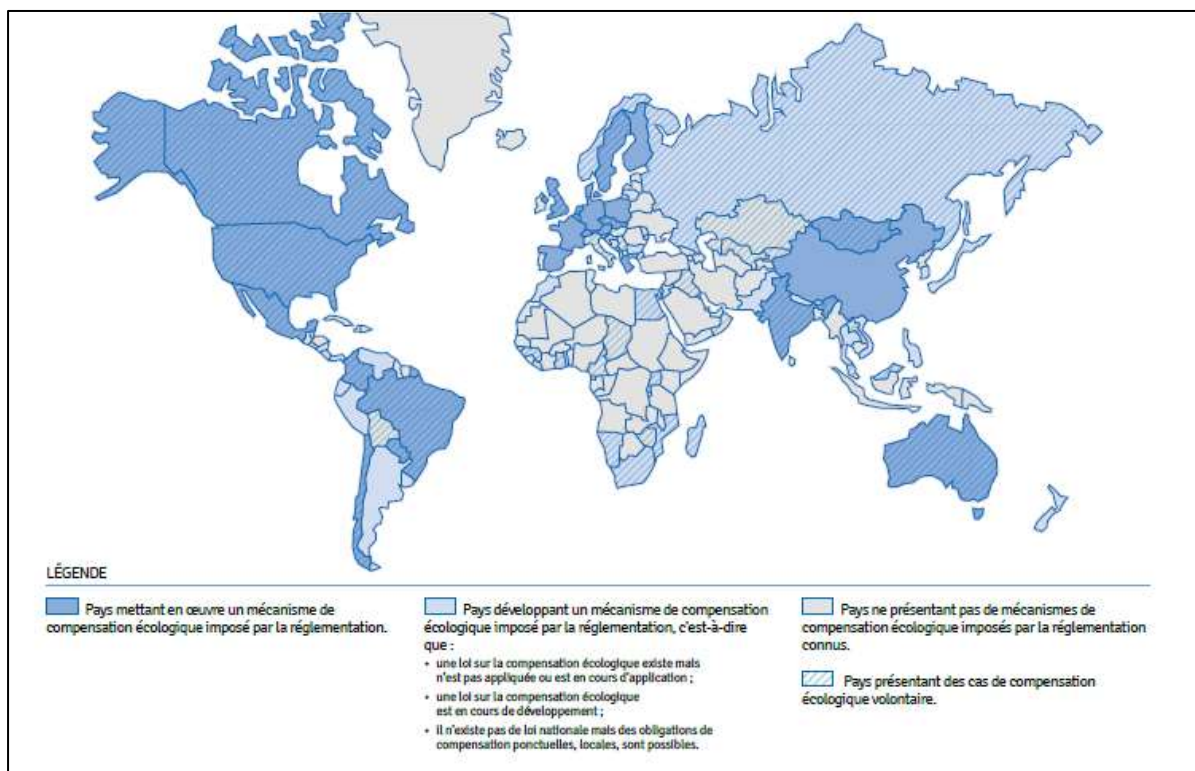


Figure 5 : Pays mettant en œuvre la compensation écologique (MEB 2016)

L'application de la séquence ERC consiste d'abord à éviter au maximum les impacts potentiels du projet sur la biodiversité tel que conçu initialement, en déplaçant l'installation par exemple, ou en en modifiant l'emprise. Les impacts non évités doivent être réduits (durée, étendue, intensité) pendant et après la phase de travaux. Enfin, les

impacts résiduels jugés significatifs doivent être compensés « en nature » par des actions en faveur de la biodiversité, appelées mesures compensatoires (MC) (Figure 6).

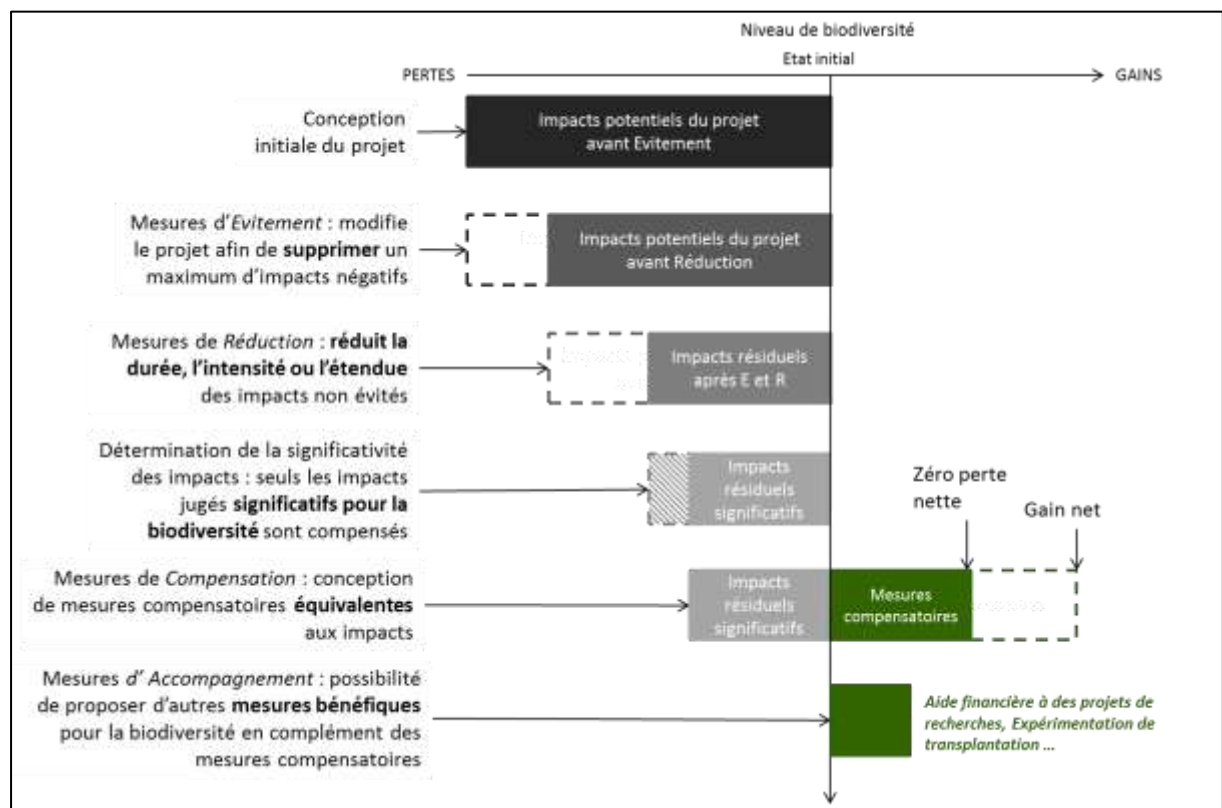


Figure 6 : Représentation schématique de la séquence « Eviter Réduire Compenser » (ERC). Inspirée de Quétier and Lavorel (2011).

En France, elles peuvent prendre la forme de maintien, de gestion, de restauration ou de création de milieu (CGDD 2013). Deux modalités de mise en place existent :

- A la demande : les MC sont mises en place projet par projet par le maître d'ouvrage (en France, c'est le cas le plus fréquent). Celui-ci doit avoir la maîtrise foncière ou d'usage d'un (ou plusieurs) site(s) compensatoire(s) sur lequel il entreprend les actions écologiques. Ce mécanisme implique une recherche de sites adaptés aux enjeux de compensation identifiés.
- Par l'offre : en France, depuis 2016, les MC peuvent être mutualisées par un opérateur dans des sites naturels de compensation. Aux Etats-Unis, les banques de compensation (*mitigation banks*) sont très répandues, on en compte environ 1200 (Levrel *et al.* 2015). Ce mécanisme permet d'anticiper les besoins en compensation et de les regrouper sur de larges surfaces gérées sur le long terme.

La séquence ERC permet une prise en compte des enjeux de biodiversité dès la phase de conception d'un projet afin que celui soit « neutre » pour la biodiversité. Cette

neutralité est traduite en un objectif de « zéro perte nette » de biodiversité (issu de l'expression anglophone « *No Net Loss* » (NNL) ; ten Kate *et al.* 2004). Il se base sur le postulat que la compensation d'une perte de biodiversité causée par un impact (rendu minimum par l'évitement et la réduction) par un gain de biodiversité apporté par une MC, peut maintenir un niveau global de biodiversité mesuré à un temps t , voir l'améliorer. Ce postulat soulève de nombreux débats qui questionnent les fondements scientifiques et la réelle faisabilité de l'objectif de NNL (Race & Fonseca 1996; Walker *et al.* 2009; Maron *et al.* 2010; Curran *et al.* 2013, 2015; Maron *et al.* 2015; Moreno-Mateos *et al.* 2015). Un nombre croissant d'études dans des disciplines comme l'écologie, l'économie, la sociologie ou encore le droit sont parues (Figure 7) en réponse à la généralisation de la séquence ERC dans le monde. Il en résulte un certain nombre de questionnements autour de la mise en œuvre de la séquence ERC et de défis identifiés comme conditionnant l'atteinte de cet objectif (Maron *et al.* 2016) :

- **Ethiques**, de par les différentes valeurs qui peuvent être données à la biodiversité (intrinsèque ou utilitaire) sur lesquelles la compensation peut être basée (Laurila-Pant *et al.* 2015), soulevant la question de la légitimité des choix des composantes de biodiversité à compenser.
- **Organisationnels**, de par le réseau d'acteurs complexe impliqué dans la séquence ERC à différents niveaux (conception des MC, autorisation, suivi, contrôle... Figure 8) et devant fonctionner en synergie (Tregidga 2013).
- **Sociaux**, de par la prise en compte des populations humaines bénéficiant ou subissant les projets de développement et MC (BenDor & Stewart 2011), soulevant entre autre les questions de l'utilité publique des projets d'aménagement et de l'accès des MC au public.
- **Scientifiques et techniques** (Bull *et al.* 2013a; Evans *et al.* 2015) de par notamment la mesure de pertes et des gains de biodiversité, l'utilisation d'actions d'ingénierie écologique adaptées, la localisation du site de compensation, le suivi des effets des impacts et des MC sur le long terme, la prise en compte des impacts cumulés de différents projets.

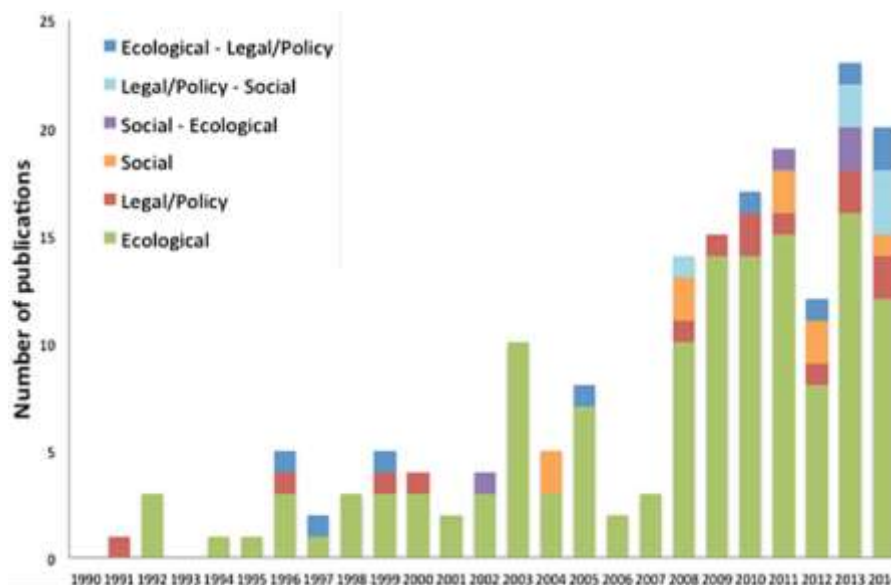


Figure 7 : Nombre de publications sur la séquence ERC et la compensation écologique entre 1990 et 2014 par discipline (Gelcich et al. 2016).

Les travaux de cette thèse s’inscrivent dans ce dernier défi en tentant d’apporter des bases scientifiques au dimensionnement des MC. Celui-ci devrait suivre un certain nombre de principes pour tenter d’atteindre l’objectif de NNL. Ils ont été identifiés et synthétisés par le BBOP (2009) et soulèvent des problématiques scientifiques :

- L’effet des MC doit être équivalent à l’importance des impacts en quantité et en qualité, on parle alors d’équivalence écologique (Quétier & Lavorel 2011). La mesure de l’équivalence, comme nous le verrons par la suite, fait appel à des champs disciplinaires variés de l’écologie.
- Elles doivent être additionnelles, d’une part par rapport aux actions de préservation de la biodiversité déjà mises en place (réserve naturelle, ZNIEFF...) et d’autre part par rapport au niveau de biodiversité qui serait observé en l’absence de MC (BBOP 2012a).
- Elles doivent aussi être effectives sur toute la durée de vie du projet ayant causé les impacts. Cela implique une mise en place des MC avant que les impacts n’aient eu lieu, en tenant compte du temps nécessaire pour que les mesures soient effectives (Gibbons & Lindenmayer 2007).

En France, les lignes directrices de la séquence ERC publiées en 2013 et élaborées par un groupe de travail réunissant des représentants de l’État, d’établissements publics, d’entreprises et d’associations (CGDD 2013) apportent des éléments de cadrage guidant le dimensionnement des MC (phases de concertation, de planification, déroulement du projet...). Celui-ci reste néanmoins encore flou et hétérogène dans les études d’impact

(Bigard *et al.* 2017). L'implication des scientifiques pour une mise en place de la compensation robuste et écologiquement pertinente est donc primordiale.

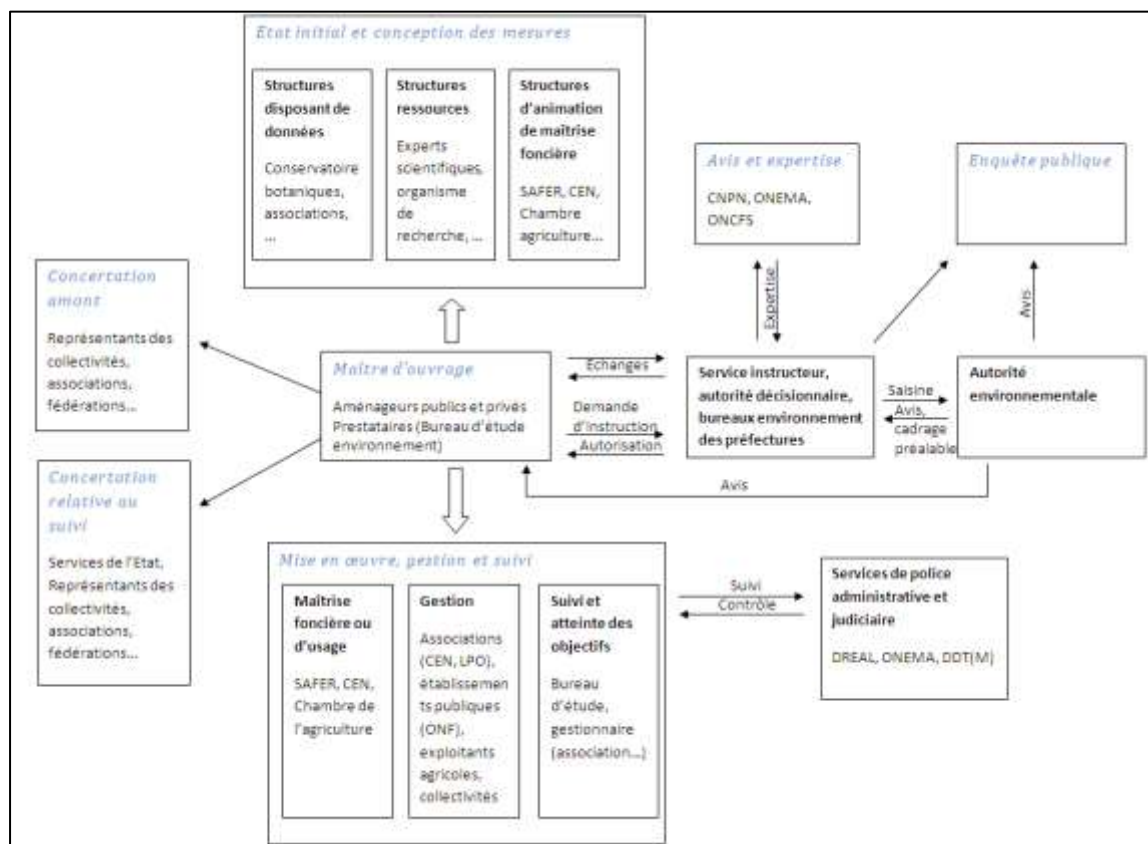


Figure 8 : Réseau d'acteurs liés à la mise en place de la séquence ERC (CGDD 2013). L'ONEMA est actuellement l'AFB. Voir la liste des acronymes pour les sigles.

2. Problématique scientifique des travaux de thèse

2.1. L'atteinte de l'équivalence écologique : une étape clé

Ces travaux de thèse portent sur l'un des défis scientifiques de la compensation essentiel à l'atteinte théorique du>NNL (la faisabilité de cet objectif n'est pas évidente d'un point de vue écologique et est discutée en fin de manuscrit) : l'atteinte de l'équivalence entre les pertes de biodiversité causées par les impacts et les gains apportés par les MC (Gardner *et al.* 2013). L'équivalence est atteinte lorsque les gains sont égaux aux pertes. L'enjeu est donc de concevoir et mettre en place des MC qui permettent

d'atteindre cette équivalence. Le BBOP⁴ restreint l'équivalence à la comparaison de pertes et de gains sur des composants de biodiversité similaires (compensation dite en « like for like »). La définition proposée par les lignes directrices de la séquence ERC (CGDD 2013), retenue dans le cadre des travaux de thèse, reste plus générale : « *L'équivalence s'appuie sur un ensemble de critères, de méthodes et de processus participatifs visant à évaluer et comparer les pertes écologiques liées à l'impact résiduel significatif d'un projet et les gains écologiques liés à la MC, de manière à concevoir et dimensionner cette dernière* ».

La manière d'évaluer l'équivalence est particulièrement discutée dans la littérature scientifique (Gonçalves *et al.* 2015) et soulève de nombreuses questions liées à plusieurs « dimensions » traitées dans ces travaux de thèse de manière plus ou moins approfondie. Ces dimensions peuvent être regroupées en quatre grandes catégories : écologique, spatiale, temporelle et incertitudes.

2.1.1. Dimension écologique

La biodiversité étant complexe, il est tout d'abord nécessaire d'en définir une mesure, à partir de laquelle les pertes, les gains et le>NNL seront évalués. La même mesure de la biodiversité doit être utilisée pour calculer les pertes et les gains afin qu'ils puissent être comparés (Quétier & Lavorel 2011). Elle reflète les composantes (espèces, écosystèmes, fonctions) que l'on souhaite préserver grâce à la compensation (Regnery *et al.* 2013a). Par exemple, si la mesure porte sur le nombre d'oiseaux nicheurs sur un site, la compensation va mettre l'accent sur la conservation de conditions propices à ces oiseaux, les autres aspects de la biodiversité n'étant pas mesurés.

La mesure de la biodiversité est une problématique étudiée depuis longtemps en écologie. Elle est abordée par la construction d'indicateurs. L'utilisation d'indicateurs comme source d'information, de communication et de décision soulève un certain nombre de questionnements : comment résumer un phénomène aussi complexe que la biodiversité ? Quel est l'objectif de l'indicateur et comment cela influence sa construction (Levrel 2007) ? Une composante (par exemple un groupe taxonomique) peut-elle représenter l'ensemble de la biodiversité (Landres *et al.* 1988) ?

On retrouve les problématiques liées à la dimension écologique dans toutes les dimensions (spatiale, temporelle et incertitudes, voir ci-après), mais malgré cette transversalité, il est important de distinguer la dimension écologique qui reste générale.

⁴ “The term is synonymous with the concept of ‘like for like’ and refers to areas with highly comparable biodiversity components. This similarity can be observed in terms of species diversity, functional diversity and composition, ecological integrity or condition, landscape context ” (Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) 2012b)

2.1.2. Dimension spatiale

Dans le contexte de la compensation, les contraintes autour de l'acquisition ou la contractualisation du foncier (Leproust *et al.* 2009) ont pour conséquence une fréquente mise en place des MC sur des sites plus ou moins éloignés des sites impactés. Il est alors important de pouvoir évaluer le rôle du site impacté pour la biodiversité dans le contexte paysager environnant. Cela permet d'orienter au mieux la localisation du site compensatoire ainsi que le type de mesures pour qu'ils puissent compenser la perte de ce rôle (par exemple un corridor écologique, une zone de repos de grand migrateurs... ; Kiesecker *et al.* 2009; Kiesecker *et al.* 2010; BBOP 2012a).

Les patterns spatiaux selon lesquels s'organise la biodiversité sont l'objet de domaines de recherche à part entière comme par exemple l'écologie du paysage (Forman 1995). Ces champs disciplinaires permettent d'étudier les interactions spatiales entre les différents niveaux d'organisation de la biodiversité. Il a, par exemple, été montré que les populations d'espèces avaient besoin pour se maintenir que les individus puissent circuler entre populations via des corridors écologiques reliant des milieux favorables à l'espèce (Taylor *et al.* 1993). Dans ces travaux de thèse, nous nous focaliserons sur l'interaction spatiale entre écosystèmes, qui intègre des notions de matrice paysagère, de taille de patches d'habitats, de corridors écologiques, etc.

2.1.3. Dimension temporelle

En principe, les MC devraient être mises en œuvre avant que les impacts n'aient lieu afin de pouvoir être effectives dès le début des impacts (Gibbons & Lindenmayer 2007). Dans la pratique cependant, les contraintes liées aux projets d'aménagement entraînent une mise en œuvre au mieux au début des impacts voire après. Cela engendre des pertes intermédiaires compromettant l'atteinte du NNL. Les MC mettront en effet un certain temps à retrouver un niveau de biodiversité équivalent à celui du site impacté. Cette durée dépend de plusieurs paramètres, dont le type d'action réalisée, les déterminants climatiques naturels (épisodes de stress hydrique par exemple)... Les écosystèmes restaurés après une perturbation n'ont notamment pas la même évolution des communautés d'espèces que des écosystèmes naturels (Curran *et al.* 2013).

Les gains et les pertes de biodiversité devraient donc être calculés en tenant compte de ces dynamiques. Les outils de modélisation permettent d'étudier les évolutions dans le temps des écosystèmes et sont de plus en plus développés, particulièrement pour comparer des scénarios reflétant diverses conditions (Barbet-Massin *et al.* 2012; Gordon *et al.* 2015). Le fossé entre ces outils issus de la recherche et leur utilisation au niveau opérationnel est cependant encore bien présent (Sunderland *et al.* 2009), ce qui ne

favorise pas l'utilisation en pratique de la modélisation. Les banques de compensation constituent actuellement le meilleur moyen de limiter les pertes intermédiaires, mais ne sont qu'au stade d'expérimentation en France (le premier site naturel de compensation étant celui de Cossure ; Dutoit *et al.* 2015).

2.1.4. Incertitudes

Le processus de compensation s'accompagne de nombreuses incertitudes concernant : i) la mesure de la biodiversité, qui est forcément incomplète (Pärtel *et al.* 2011) et qui peut être plus ou moins biaisée selon les protocoles choisis ; ii) le risque d'échec lors de la mise en place des MC (non recolonisation d'un habitat par la faune, non maintien des conditions hydrauliques souhaitées qui peuvent être dû à des aléas climatiques... ; Pouzols *et al.* 2012); et iii) le devenir des sites compensatoires qui peut ne pas subsister sur l'ensemble de la durée des impacts (en France généralement le maître d'ouvrage est responsable du site compensatoire sur une trentaine d'années, ce qui est inférieur à la durée de la plupart des impacts).

Ces incertitudes induisent des imprécisions lors du calcul des pertes et gains (Moilanen *et al.* 2009), qui se traduisent par une sous-estimation du besoin en compensation (impliquant une perte de biodiversité) ou au contraire une surestimation (impliquant des surcoûts pour le maître d'ouvrage). Elles doivent donc être réduites au maximum pour que l'atteinte du>NNL puisse être envisageable. Une manière assez répandue d'inclure les incertitudes est de mettre en place les MC sur une surface plus large que celle du site impacté (Bull *et al.* 2016). Nous nous focaliserons dans ces travaux de thèse sur les incertitudes quant au succès des MC, qui peut être prises en compte grâce à des démarches scientifiques comme l'analyse de retours d'expérience (Fennessy *et al.* 2007). Des facteurs à risque peuvent être ainsi identifiés et pris en considération lors du dimensionnement des MC.

2.3. Besoin de cadres méthodologiques standardisés pour évaluer l'équivalence écologique

Des méthodes permettant d'évaluer l'équivalence ont été développées dans certains pays comme les Etats-Unis et l'Australie depuis les années 80 (Madsen *et al.* 2010) et sont utilisées par les maîtres d'ouvrage ayant à mettre en place des MC et par les services instructeurs en charge de les valider. En France, en revanche, le tissu réglementaire est complexe et organisé autour de différents enjeux associés à la biodiversité (hors marin et aquatique ce sont les zones humides, les espèces et habitats

protégés, les écosystèmes forestiers). De ce fait, aucune méthode standardisée n'est imposée par la réglementation. Comme elle stipule toutefois que l'équivalence doit être démontrée, son évaluation doit être faite lors de la conception des MC. Certains bureaux d'étude ont développé une approche qui leur est propre (par exemple la méthode « miroir » de Biotope ; Quétier *et al.* 2015), mais l'évaluation de l'équivalence est majoritairement réalisée au cas par cas. Malgré certains avantages que cela représente (adaptation aux enjeux locaux, flexibilité de l'évaluation...), les pratiques ne garantissent pas l'atteinte de l'objectif de NNL de manière standardisée.

Les principales difficultés rencontrées pour l'évaluation de l'équivalence proviennent de la prise en charge hétérogène des dossiers selon les services instructeurs impliqués (DREAL et DDT des différentes régions et départements), de l'écart de moyens pouvant être investis dans l'application de la séquence ERC selon les maîtres d'ouvrage (publics, privés, grandes firmes, PME...), et également des différences d'interprétation des textes réglementaires dans lesquels certains termes clés restent encore peu maîtrisés. C'est notamment le cas pour la détermination de la *significativité* des impacts pour les espèces protégées qui se réfère à leur *état de conservation* (Bensettiti *et al.* 2012).

L'utilisation de cadres méthodologiques standardisés pourrait palier ces problèmes en permettant une évaluation de l'équivalence sur des bases homogènes et partagées, présentant l'avantage de pouvoir comparer les projets entre eux (Ransome *et al.* 2017) et d'assurer avec robustesse le niveau d'évaluation.

3. Objectifs des travaux de thèse

Les travaux de thèse ont donc pour objectif de développer un cadre standardisé de l'évaluation de l'équivalence, qui réponde aux attentes des acteurs impliqués dans la compensation, et qui permette des avancées d'un point de vue scientifique. Il sera adapté à la biodiversité terrestre (incluant les zones humides) car des besoins forts sont présents pour l'évaluation standardisée de ce type de biodiversité au regard des pratiques actuelles (Regnery *et al.* 2013a; Quétier *et al.* 2014).

Ce cadre devra relever les trois défis suivants, identifiés comme étant nécessaires à sa robustesse, son efficacité et son acceptation :

- Il devra tout d'abord être *exhaustif* en prenant en compte toutes les dimensions de l'équivalence (écologique, spatiale, temporelle et incertitudes ; Quétier & Lavorel 2011).

- Il devra aussi être construit sur des *bases scientifiques* reposant sur les principes d'écologie afin que l'évaluation de l'équivalence soit rigoureuse, transparente et reproductible (Maron *et al.* 2016).
- Enfin, il devra être *opérationnel* (Laycock *et al.* 2013) afin de pouvoir être utilisé par les acteurs impliqués dans la compensation dans un temps et un coût raisonnables, en cohérence avec leurs compétences techniques.

Le cadre méthodologique devra combiner au mieux ces trois défis, et être adapté au contexte règlementaire et écologique français. Pour ce faire, les travaux ont été organisés autour de 4 axes correspondant aux 4 chapitres (divisés chacun en 2 sections). Le lien entre le développement du cadre méthodologique et les chapitres de thèse est schématisé en Figure 9.

➤ *Chapitre 1*

Section I. Etude de méthodes d'évaluation de l'équivalence existantes afin d'analyser leur fonctionnement dans une optique de retenir les éléments pertinents pour le développement d'un cadre méthodologique à la fois exhaustif, opérationnel et étayé par des bases scientifiques.

Section II. Article scientifique : Bezombes L., Gaucherand S., Kerbiriou C., Reinert M.-E. & Spiegelberger T. (2017). Ecological Equivalence Assessment Methods: What Trade-Offs between Operationality, Scientific Basis and Comprehensiveness? *Environmental Management*, 1-15.

➤ *Chapitre 2*

Section I. Cette section présente la formalisation de l'évaluation de la biodiversité au travers du choix d'indicateurs à partir desquels les pertes et les gains de biodiversité sont évalués (dimensions écologiques et spatiales). La sélection se fait par application de filtres successifs afin que le lot d'indicateurs retenu relève les trois défis. Les données de trois projets (Combe Madame et Romanche Gavet en Isère, Kembs dans le Haut Rhin) ont été utilisées pour réaliser cette sélection.

Section II. Article scientifique : Bezombes L., Spiegelberger T. Gaucherand S., Gouraud V., Kerbiriou C. From conceptual vision to practical evaluation of biodiversity for ecological equivalence assessment in the context of biodiversity offsets. *Ecological Indicators*. En révision.

➤ *Chapitre 3*

Section I. Intégration de la dimension temporelle et des incertitudes pour la prédiction de la valeur des indicateurs après impact et MC. La dimension temporelle a été traitée

principalement avec des éléments de bibliographie. Les incertitudes ont été partiellement traitées par de la bibliographie et un retour d'expérience sur des MC mises en place en Isère. Ce retour d'expérience a été réalisé afin d'identifier les facteurs influençant le succès des MC et de pouvoir les intégrer lors de la prédiction des gains de biodiversité.

Section II. Article scientifique : Bezombes L., Kerbiriou C., Spiegelberger T. Success of biodiversity offsets: we need more feedbacks to reduce uncertainties. Conservation Biology. En révision.

➤ *Chapitre 4*

Section I. Définition de règles de calcul des pertes et des gains pour les indicateurs sélectionnés, ainsi que pour l'évaluation globale de l'équivalence, et assemblage des différents éléments construits précédemment en une version théorique cohérente du cadre méthodologique.

Section II. Réalisation de tests sur deux cas concrets (Barrage de Tignes et Romanche Gavet) permettant de mesurer la faisabilité, la plus-value du cadre ainsi que ses limites et dégager des pistes d'amélioration. Cette section a vocation à être plus technique.

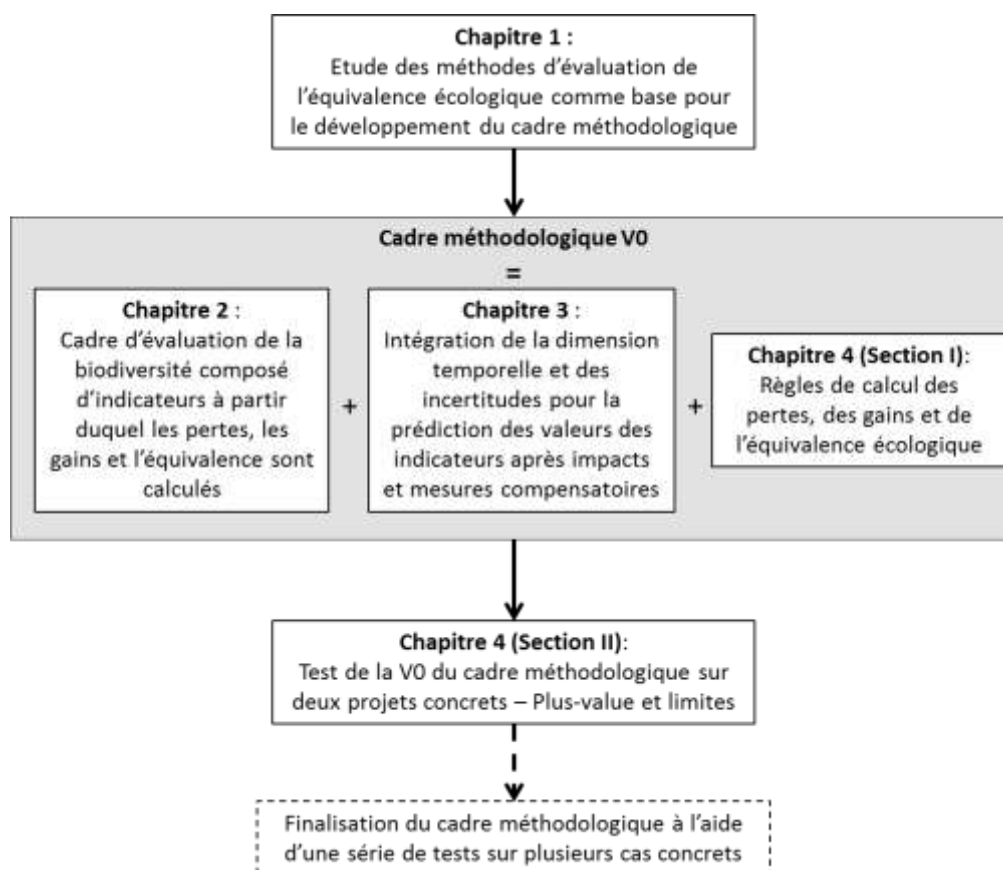


Figure 9 : Liens entre le développement du cadre méthodologique et les chapitres de thèse.



Chapitre 1

Etude des méthodes d'évaluation de l'équivalence
écologique comme base pour le développement
du cadre méthodologique



SECTION I

1. Introduction

1.1. Les méthodes d'évaluation de l'équivalence dans le monde

La compensation écologique s'étant largement répandue (McKenney & Kiesecker 2010), le besoin de cadres méthodologiques permettant de dimensionner les mesures compensatoires s'est accru. Certaines organisations à l'étranger (gouvernements, services publics, centres de recherches) se sont saisis de ces questions en proposant des méthodes que nous appellerons par suite EAM (*Equivalence Assessment Methods* - méthodes d'évaluation de l'équivalence). Pioch *et al.* (2015) ont, par exemple, recensé 24 EAM développées aux Etats-Unis pour les zones humides et milieux aquatiques entre 1987 et 2011 (liste non exhaustive). Ce nombre relativement élevé reflète une variété de durées et de compétences nécessaires à l'utilisation des méthodes, et de contextes règlementaires et écologiques liés aux Etats dans lesquels les méthodes sont implantées. L'évolution des connaissances scientifiques a également favorisé l'émergence de nouvelles méthodes. En Allemagne, des EAM ont été développées par chaque *Land*, et cohabitent donc malgré le souhait d'une grande standardisation évoquée par le gouvernement fédéral (Wende *et al.* 2012).

De manière générale, la diversité des politiques de compensation et des enjeux liés à la conservation des différentes composantes de biodiversité (espèces, milieux, fonctions...) ne favorise pas l'émergence d'une méthode unanimement reconnue, même au sein d'un pays. De plus, toutes les EAM ne sont pas nécessairement construites suivant la même définition de l'équivalence. Les limites assez floues de cette notion complexifient encore une éventuelle uniformisation. En Allemagne, par exemple, la compensation peut se faire « out of kind », c'est-à-dire que l'équivalence peut être évaluée entre des composantes de biodiversité différentes (Darbi & Tausch 2010) car des notions d'esthétique paysagère, d'eau et de sol entrent également en jeu.

En France, l'évolution complexe du contexte règlementaire lié à la séquence ERC et la compensation écologique (depuis les années 70 ; Annexe 1) n'a pas favorisé l'émergence de méthodes standardisées et partagées de l'évaluation de l'équivalence. Seule une méthode d'évaluation des fonctionnalités des zones humides (développée par l'ONEMA et le MNHN ; Gayet *et al.* 2016) s'est récemment généralisée à la suite de

nombreux tests réalisés avec des organismes partenaires sur divers sites du territoire. Habituellement, les méthodes utilisées sont développées au cas par cas et diffèrent selon la biodiversité concernée, les attentes des différents services instructeurs (DREAL et DDT), le niveau de compétences en matière de biodiversité des maîtres d'ouvrage et le(s) bureau(x) d'études impliqué(s)... Depuis quelques années, on observe cependant une volonté du gouvernement français de centraliser les travaux scientifiques et techniques réalisés sur la compensation écologique afin de converger vers des outils robustes et partagés (un groupe de travail sur l'amélioration de la séquence ERC a été monté depuis 2013 par le Ministère en charge de l'environnement).

Dans cette optique, l'idée d'utiliser une EAM déjà développée est attractive, notamment pour le recul acquis sur son utilisation et sa rapide opérationnalisation. Néanmoins, l'expérience montre que les spécificités de chaque contexte en termes de milieux, d'espèces, de types d'impacts etc. impliquent nécessairement de faire des adaptations (Gaucherand *et al.* 2015). Des travaux ont été réalisés en ce sens pour adapter des EAM existantes afin qu'elles puissent être utilisées pour évaluer l'équivalence sur des composantes spécifiques dans le contexte français. C'est notamment le cas de la HEP⁵ adaptée pour les services écosystémiques (Dumax 2009), la combinaison de deux méthodes américaines (HEA⁶ et UMAM⁷ ; Bas *et al.* 2016) pour le milieu marin, et la méthode MERCIe adaptée de UMAM pour les zones humides (Mechin & Pioch 2016). Il n'existe cependant pas de cadre méthodologique standardisé intérateur des nombreux enjeux écologiques et réglementaires (Annexe 1) du contexte français.

1.2. Compromis entre opérationnalité, bases scientifiques et exhaustivité

L'évaluation de l'équivalence entre pertes et gains de biodiversité implique la détermination de métriques pour les mesurer et de règles pour les comparer (une quantité de perte donnée correspond-t-elle à une certaine quantité de gains donnée ?). Dans l'optique d'atteindre l'objectif de>NNL, les métriques devraient représenter au mieux la biodiversité, c'est-à-dire faire la synthèse d'une information complexe et dynamique (dimensions écologiques et spatiales), et les règles de comparaison devraient intégrer la dimension temporelle et les incertitudes (Quétier & Lavorel 2011). Nous qualifions une évaluation de l'équivalence regroupant ces caractéristiques d'exhaustive. Cette évaluation soulève des défis à la fois d'ordre scientifique (quelles méthodologies mobiliser, quelle

⁵ Habitat Evaluation Procedure (USA)

⁶ Habitat Equivalency Analysis (USA)

⁷ Uniform Mitigation Assessment Method (USA)

vérification de l'efficacité de l'évaluation de l'équivalence ?) et opérationnel (l'évaluation est-elle accessible aux maîtres d'ouvrage, répond-elle à la réglementation en vigueur ?).

Combiner l'opérationnalité (faible temps et coût d'implémentation, utilisable par des non spécialistes dans un contexte réel), les bases scientifiques (robustesse, transparence, notions démontrées scientifiquement) et l'exhaustivité (prise en compte de toutes les dimensions de l'équivalence) dans un cadre standardisé peut sembler difficile au regard de l'écart existant entre recherche scientifique et application pratique (Knight *et al.* 2008; Arlettaz *et al.* 2010). Dans le contexte des projets d'aménagement, nous pouvons faire l'hypothèse que l'opérationnalité sera favorisée par rapport aux bases scientifiques, qui ont du mal à être mobilisées par les acteurs de terrain (manque d'accessibilité des recherches et de dialogue entre scientifiques et gestionnaires au sens large). En réalité, comment les EAM combinent-elles ces trois défis (opérationnalité, bases scientifiques et exhaustivité) ? Observe-t-on certains compromis ? De plus, la standardisation amène un dilemme supplémentaire : d'un côté l'évaluation est homogène, reproductible et réalisée plus facilement par l'ensemble des acteurs, mais d'un autre côté, cela entraîne une adaptabilité moindre et une évaluation moins précise étant donné les nombreux cas possibles. Comment sont donc construites les EAM pour « gérer » ces compromis ?

1.3. Objectifs du chapitre 1

Nous proposons dans un premier temps d'étudier des EAM existantes dans le but de déterminer des éléments les structurant pouvant être retenus comme base au développement du cadre méthodologique. Pour ce faire, nous proposons :

- De déterminer si les EAM suivent une *démarche commune* malgré les différents contextes d'implémentation ou bien si des approches distinctes existent (plus amplement détaillées dans la section II).
- D'identifier les principaux *points de divergence*, notamment la façon dont sont prises en compte les dimensions de l'équivalence (écologiques, spatiales, temporelles et incertitudes) ainsi que leurs conséquences pour l'évaluation de l'équivalence.
- D'évaluer les *compromis réalisés* dans la construction des EAM entre opérationnalité, bases scientifiques et exhaustivité afin d'analyser comment les combiner au mieux, ce qui permettrait de pouvoir répondre à l'objectif de NNL de biodiversité (plus amplement détaillé dans la section II).
- De dresser une *liste de critères*, basés sur les résultats précédents, que le cadre méthodologique à développer devra respecter afin de répondre à nos objectifs.

A l'issue de cette analyse, nous pourrions être confrontés à trois situations :

- Une (ou plusieurs) EAM existante(s) se distingue(nt) des autres en combinant idéalement les trois défis. Dans ce cas nous pourrions envisager de la(les) sélectionner et de l'(les) adapter au contexte français.
- Aucune EAM ne se distingue mais il se dégage de l'ensemble des EAM des tendances consensuelles (points convergents entre méthodes) sur lesquels s'appuyer pour construire le cadre méthodologique.
- Aucune EAM ne se distingue et il n'y a pas de points de convergence mais au contraire des oppositions non conciliables entre les trois défis, ce qui pourrait amener à un changement de paradigme pour la construction du cadre méthodologique.
- Dans tous les cas, une liste de critères basés sur les résultats de l'analyse, sera dressée comme sorte de ligne conductrice à suivre pour développer un cadre méthodologique adapté au contexte règlementaire et écologique français et combinant les trois défis.

2. Méthodologie d'étude des EAM

2.1. EAM étudiées

Treize EAM provenant de cinq pays différents et un organisme international ont été étudiées de manière approfondies (voir l'Annexe 2A pour une description des EAM). Ces EAM représentent un échantillon parmi les nombreuses variantes existantes, représentatif des régions du monde dans lesquels les pays ont développé le plus de politiques de compensation (Madsen *et al.* 2010). L'échantillon est composé des EAM suivantes :

- **Etats-Unis** : Habitat Evaluation Procedure (HEP), Resource/Habitat Equivalency Analysis (REA/HEA), Uniform Mitigation Assessment Method (UMAM), Landscape Equivalency Analysis (LEA), Californian Rapid Assessment Method (CRAM),
- **Australie** : Habitat Hectare (HabHect), Land Clearing Evaluation (LdCEval),
- **Angleterre** : méthode pilote au Royaume-Uni (PilotUK) et Somerset Habitat Evaluation Procedure (SomersetHEP),
- **Canada** : Fish Habitat (FishHab),
- **Allemagne** : Ökokonto (Ökokonto),
- **BBOP**⁸ : méthode pilote (PilotBBOP).

Le contexte dans lequel ont été développées ces EAM est détaillé dans le Tableau 1 de la section II, et l'ordre chronologique de développement est présenté en Figure 10.

⁸ Business and Biodiversity Offset Program

Les milieux ciblés par les EAM sont des milieux soit terrestres (d'un point de vue général, zones humides ou milieux forestiers), soit aquatiques (lacustres). Cet échantillon a été choisi selon plusieurs critères permettant une analyse transversale et transparente des EAM :

- Publication des documents détaillant le fonctionnement des EAM
- Utilisation en pratique (ou en phase pilote) des EAM
- Représentativité des régions dans lesquelles les politiques de compensation sont les plus développées (Madsen *et al.* 2010) ainsi que des écosystèmes ciblés (terrestres, aquatiques, marins)
- Obtention des réponses au questionnaire envoyé aux experts ayant développé ou utilisé les EAM (voir paragraphe suivant).

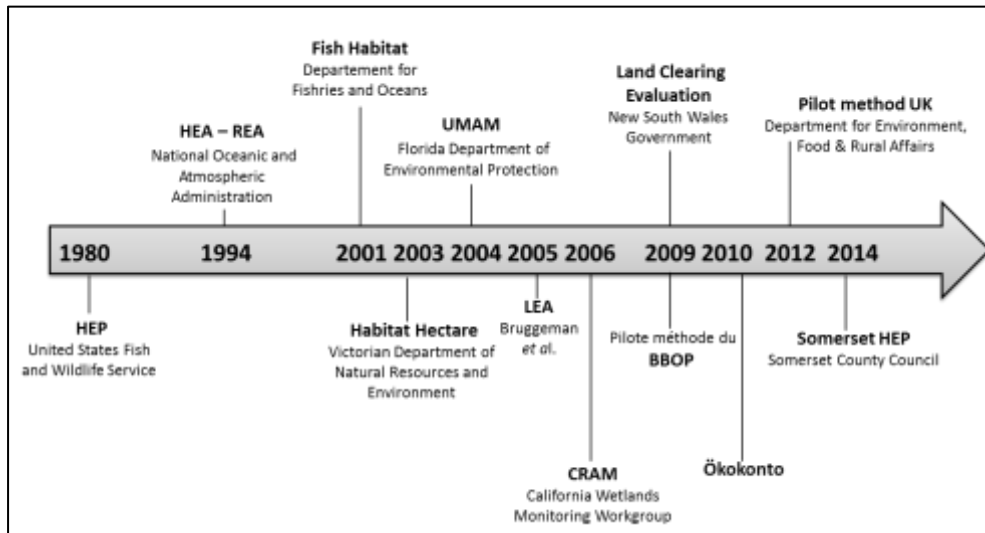


Figure 10 : Chronologie de développement des EAM étudiées.

2.2. Analyse des EAM

Les EAM sélectionnées ont été analysées de manière qualitative et quantitative selon les différents objectifs déterminés.

2.2.1. Les EAM suivent-elles une démarche commune ?

Les documents disponibles concernant les méthodes ont été analysés (Table 1) et les éléments traduisant une démarche commune ont été relevés.

2.2.2. Quels sont les principaux points de divergence entre les EAM ?

Les dimensions ayant été identifiées comme déterminantes dans l'évaluation de l'équivalence ont été plus particulièrement analysées afin de mettre en évidence les différentes possibilités de les prendre en compte (Figure 11). Ces possibilités portent sur le type de biodiversité ciblée (dimension écologique), l'intégration des sites dans un contexte écologique plus large (dimension spatiale), la prise en compte des pertes intermédiaires (dimension temporelle) et l'intégration du risque d'échec des mesures compensatoires envisagées (incertitudes) (Quétier & Lavorel 2011; Bull *et al.* 2013a; Evans *et al.* 2015)

Tableau 1 : Documents étudiés pour chaque EAM

EAM	Type de documents étudiés	Référence(s)
Habitat Evaluation Procedure (HEP)	Manuel technique	US Fish and Wildlife Service (USFWS) 1980
Resource and Habitat Equivalency Analysis (REA /HEA)	Publication scientifique	NOAA 1995, 1997
Fish Habitat (FisfHab)	Publication scientifique	Minns <i>et al.</i> 2001
Habitat Hectare (HabHect)	Publication scientifique	Parkes <i>et al.</i> 2003
Uniform Mitigation Assessment Method (UMAM)	Manuel technique	State of Florida 2004
Landscape Equivalency Analysis (LEA) (Bruggeman <i>et al.</i> 2005)	Publication scientifique	Bruggeman <i>et al.</i> 2005
Méthode pilote du BBOP (PilotBBOP)	Guide d'utilisation international	Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) 2009
Land Clearing Evaluation (LdClEval)	Publication scientifique	Gibbons <i>et al.</i> 2009
Ökokonto Allemand (Ökokonto)	Publication scientifique	Darbi & Tausch 2010
Californian Rapid Assessment Method (CRAM)	Manuel technique	California Wetlands Monitoring Workgroup (CWMW) 2013
Pilot method in United Kingdom (PilotUK)	Guide d'utilisation national	Department for Environment Food & Rural Affairs 2012
Somerset Habitat Evaluation Procedure (SomersetHEP)	Guide d'utilisation régional	Burrows 2014

2.2.3. Quels sont les compromis réalisés dans la construction des EAM entre opérationnalité, bases scientifiques et exhaustivité ?

Chaque « défi » a été caractérisé à l'aide de quatre critères chacun définis par 3 ou 4 modalités (Tableau 2). Les modalités ont été notées de 1 à 3 ou 4, 1 étant une faible réalisation du défi (par exemple faible niveau d'opérationnalité), et 4 une forte réalisation du défi. Afin de renseigner toutes les modalités, un questionnaire a été envoyé aux experts ayant développé ou utilisé les EAM.

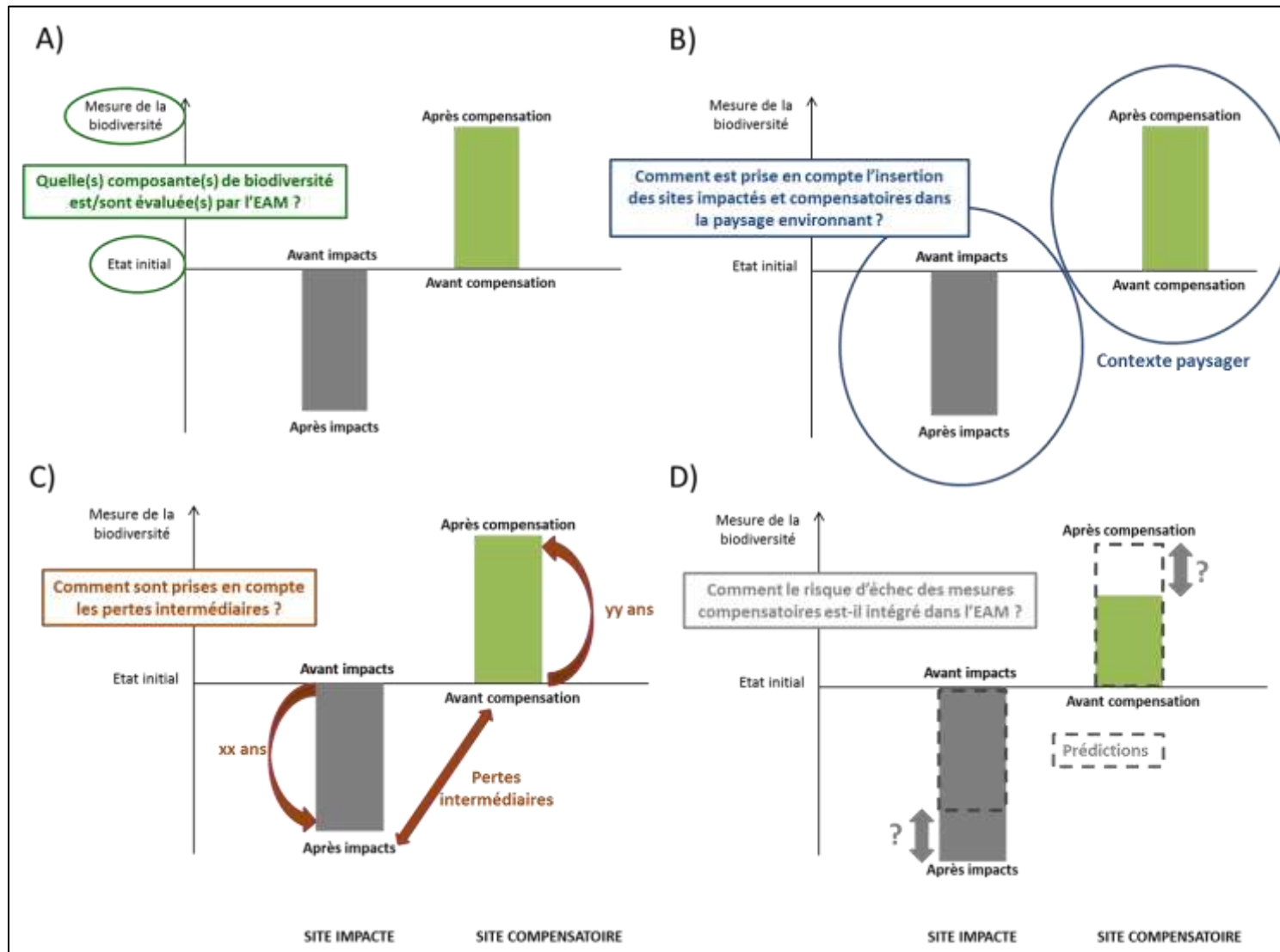


Figure 11 : Questions relatives à la prise en compte des dimensions de l'équivalence dans les EAM replacées sur le schéma des pertes dues aux impacts et des gains apportés par les mesures compensatoires : A) écologique, B) spatiale, C) temporelles, D) incertitudes.

Tableau 2 : Modalités associées aux 12 critères liés aux 3 grands défis. Se référer au Tableau 2 de la partie II pour des détails sur la description des critères et la notation des modalités.

Challenge	Critères	Modalités	Note
Opérationnalité (Op)	Sélection des indicateurs (IndSetup)	L'utilisateur choisi les indicateurs	1
		Les indicateurs sont prédéfinis sans système de notation	2
		Les indicateurs sont prédéfinis avec système de notation	3
	Disponibilité des données (DataAv)	Les données coûteuses et sont longues à collecter Les données sont longues à récolter mais peu coûteuses Les données sont peu coûteuses ou gratuites et rapides à collecter Des bases de données spécifiques à la compensation existent	1 2 3 4
Rapidité d'implémentation (ImpRp)	Plus d'un an	1	
	Entre 6 mois et 1 an	2	
	Entre 1 semaine et 1 mois	3	
	Moins d'une semaine	4	
Echangeabilité (Exchg)	L'EAM n'autorise que la compensation en « like for like »	1	
	L'EAM autorise la compensation en « like for unlike » lorsque le « like for like » n'est pas pertinent	2	
	L'EAM est spécifiquement adaptée pour la compensation en « like for unlike » lorsque le « like for like » n'est pas pertinent	3	
Bases scientifiques (ScBs)	Définition des indicateurs de biodiversité (BiodivInd)	Le choix des indicateurs de biodiversité est guidé mais réalisé par l'utilisateur	1
		Les indicateurs de biodiversité sont définis dans la méthode et basés sur un dire d'expert	2
		Les indicateurs de biodiversité sont définis dans la méthode et basés sur de la documentation scientifique	3
	Type de métriques (BiodivIndMc)	Qualitatif Quantitatif discret seulement ou combiné avec du qualitatif Quantitatif continu seulement ou combiné avec du quantitatif discret Combinaison de qualitative et quantitative	1 2 3 4
Prise en compte de la dimension spatiale (SpCd)	La dimension spatiale est prise en compte au cas par cas	1	
	Un ratio est utilisé pour ajuster la surface du site compensatoire Des indicateurs intègrent la dimension spatiale (ex. connectivité)	2 3	
Prise en compte des incertitudes (UnCd)	Les incertitudes sont prises en compte au cas par cas	1	
	Un ratio basé sur le dire d'expert est utilisé pour ajuster la surface du site compensatoire	2	
	Des indicateurs intègrent cette dimension directement Un ratio basé sur des retours d'expérience est utilisé pour ajuster la surface du site compensatoire	3 4	
Exhaustivité (Comp)	Nombre de dimensions prises en compte (EqCd)	Seulement la dimension écologique	1
		Dimension écologique + 1 autre	2
		Dimension écologique + 2 autres	3
		Dimension écologique + 3 autres	4
Composantes de biodiversité ciblées (TgBiodiv)	Habitats naturels ou espèces et/ou fonctions	1	
	Habitats naturels et espèces	2	
	Habitats naturels, espèces et fonctions	3	
Type de données utilisées (DataTp)	Données issues de la littérature ou des SIG + de visites de terrain	1	
	Données issues de la littérature ou des SIG + de visites de terrain + d'inventaires et/ou de suivis Données issues de la littérature ou des SIG + de visites de terrain + d'inventaires et/ou de suivis + de modélisation	2 3	
Nombre d'indicateurs (NbInd)	1 indicateur (ou proxy composé d'indicateurs agrégés)	1	
	Plusieurs indicateurs pour 1 composante de biodiversité (ex. une espèce)	2	
	Plusieurs indicateurs pour plusieurs composantes de biodiversité (ex. une espèce)	3	

Il est, en effet, difficile de renseigner certaines modalités comme la rapidité d'implémentation avec la seule étude des manuels d'utilisation. Le questionnaire ainsi que les réponses obtenues sont présentés à l'annexe 2C et 2D.

Ainsi, chaque EAM a été définie par une note globale d'opérationnalité, de bases scientifiques et d'exhaustivité exprimée en pourcentage de la note maximale :

$$Note\ challenge = \frac{Somme\ des\ notes\ attribuées}{Somme\ des\ notes\ maximales} * 100$$

Une ACP (Analyse en Composantes Principales) ainsi qu'une analyse des corrélations ont été réalisées sur l'ensemble des notes attribuées aux modalités afin de mettre en évidence les éventuelles oppositions ou synergies dans la réalisation des défis (à l'intérieur et entre défis, voir la section II pour plus de détails).

3. Résultats et discussion sur l'étude des EAM

3.1. Structure commune

L'analyse qualitative des 13 EAM a permis de mettre en évidence une structure commune à toutes les EAM comprenant quelques variantes (Figure 12). Ainsi toutes les EAM supposent d'évaluer la biodiversité sur les sites impactés et compensatoires, avant et après impacts et compensation, afin d'attribuer une « valeur » aux sites. Quatre valeurs sont ainsi attribuées, permettant soit de comparer les sites entre eux soit de les comparer à un état de référence (par exemple l'état d'une forêt endémique avant l'arrivée des Occidentaux en Australie pour Habitat Hectare). Seule la valeur des états initiaux des sites (avant impacts ou avant compensation) est réellement mesurée, tandis que les valeurs après impacts et compensation sont des prédictions faites selon le type d'impact, la biodiversité ciblée, le type de mesures compensatoires etc.

Des « unités de compensation » peuvent alors être calculées pour le site compensatoire en faisant la différence entre la valeur du site avant et après action de compensation et en combinant le résultat avec la surface concernée. De même pour le site impacté, le besoin en « unités de compensation » est calculé en faisant la différence entre la valeur du site avant et après impact et en combinant le résultat, là encore, avec la surface impactée. L'équivalence est atteinte lorsque le nombre d'unités de compensation

obtenu sur le site compensatoire est égal (au moins) au besoin d'unité de compensation calculé pour le site impacté. Afin de vérifier cette équation, les mesures compensatoires adaptées aux pertes générées par les impacts doivent donc être mises en place sur une surface suffisante. Cette surface est généralement le paramètre inconnu que l'on cherche à connaître en utilisant les méthodes (et qui diffère selon la méthode utilisée ; Bull *et al.* 2014).

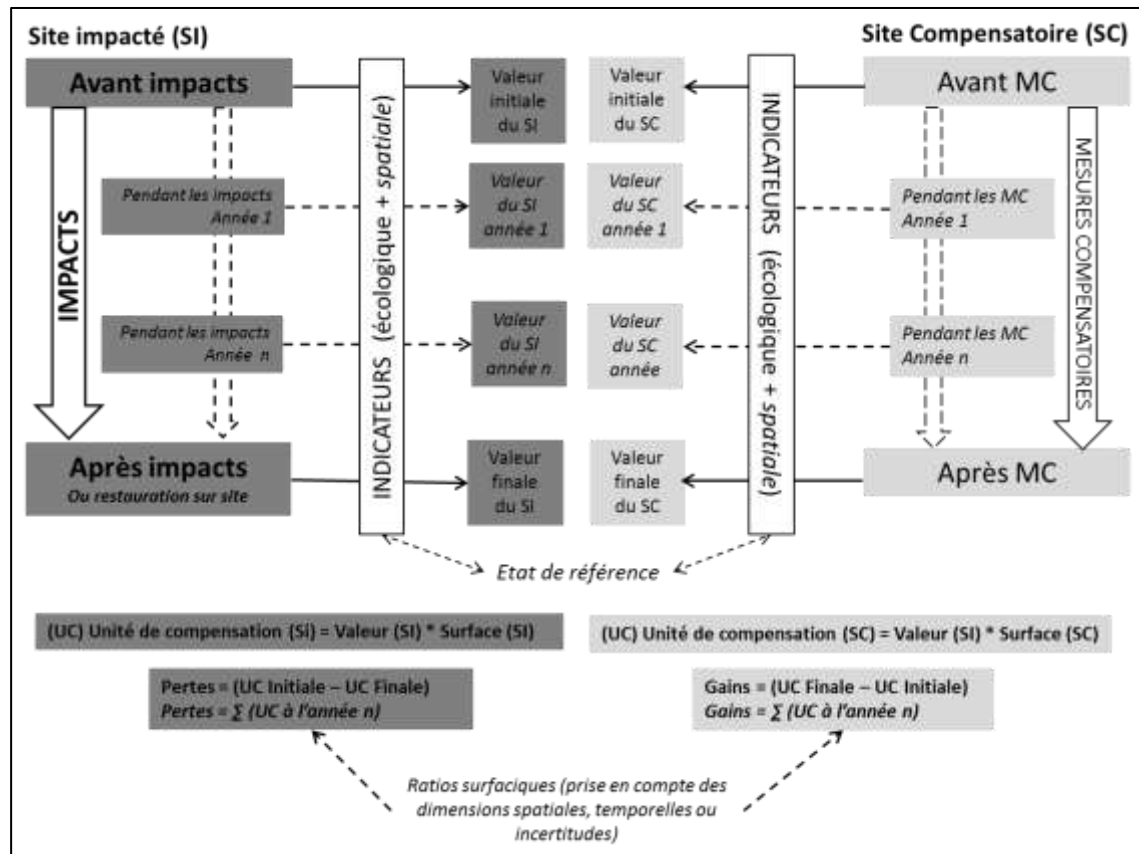


Figure 12 : Structure commune des EAM

3.2. Points de divergence

La manière dont les EAM intègrent les différentes dimensions de l'équivalence, ainsi que l'unité de compensation utilisée sont synthétisées dans le tableau 3 de la section II. Seulement 3 EAM prennent en compte l'ensemble des dimensions (UMAM, PilotUK et SomersetHEP ; Figure 13). Elles sont intégrées soit à l'aide d'indicateurs dédiés, soit avec des ratios surfaciques permettant d'ajuster la surface de compensation selon la localisation du site compensatoire, la durée des pertes intermédiaires, le risque associé à

la mise en place des mesures compensatoires... Elles peuvent aussi être intégrées au cas par cas, sans règle particulière.

Concernant la dimension écologique (biodiversité ciblée), les EAM se classent dans deux catégories. Elles peuvent être généralistes, c'est-à-dire qu'elles sont adaptées à l'évaluation de n'importe quel écosystème, ou spécifiques à un type d'écosystème. Ainsi, UMAM et CRAM ciblent spécifiquement les zones humides de Floride et de Californie, Fish Habitat les habitats lacustres et Habitat Hectare et Land Clearing Evaluation les forêts endémiques d'Australie.

En dehors de la dimension écologique de l'équivalence, au cœur de toutes les EAM, c'est la dimension spatiale qui est la mieux intégrée par ces méthodes, principalement sous forme d'indicateurs (par exemple le couvert de végétation endémique dans différents périmètres autour des sites dans LdCIEval).

Les EAM dénommées « *Equivalency Analysis* » (REA, HEA, LEA) intègrent la dimension temporelle grâce à une modélisation (relativement simple) des pertes et des gains de biodiversité dans le temps.

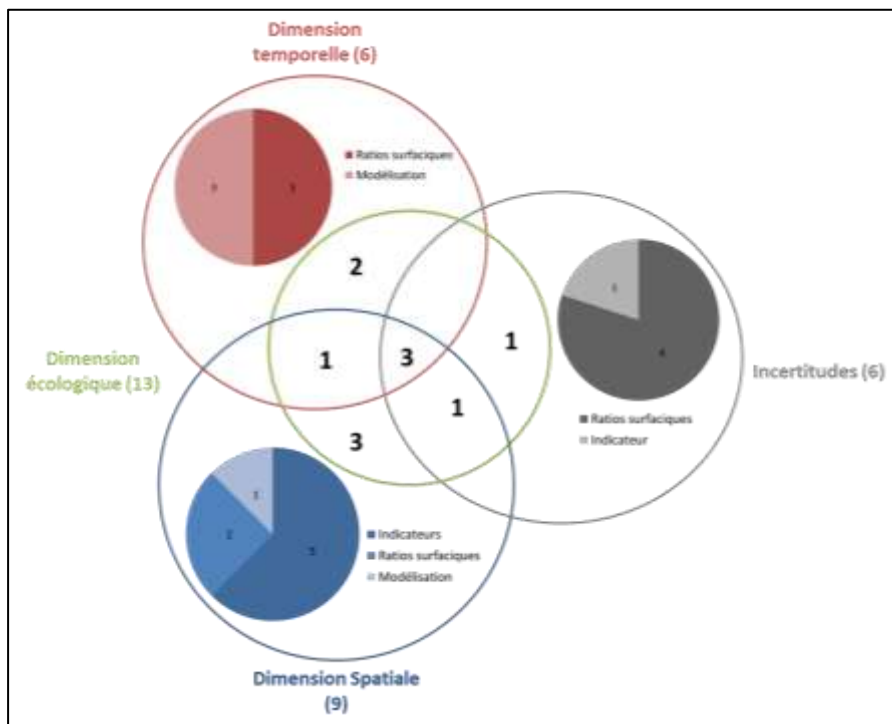


Figure 13 : Prise en compte des dimensions de l'équivalence dans les méthodes. Les chiffres noirs représentent le nombre d'EAM prenant en compte les dimensions de l'équivalence. Les diagrammes circulaires représentent la répartition des modalités de prise en compte des dimensions.

3.3. Compromis entre opérationnalité, bases scientifiques et exhaustivité

L'analyse des deux graphes de l'ACP (graphes des variables et des individus, Figures 14 et 15) a permis de mettre en évidence les compromis réalisés entre les défis et au sein des défis, ainsi que des groupes d'EAM selon le défi qui les caractérise le plus.

D'après le score moyen des défis, il n'existe pas d'opposition claire entre eux (Figure 14). Certains compromis plutôt intuitifs sont tout de même observés entre quelques critères, notamment le fait d'utiliser des données issues de nombreuses sources (littérature, SIG, inventaires, modélisation) n'apparaît pas compatible avec une forte rapidité d'application de l'EAM et une forte disponibilité de la donnée. D'autres relations sont également observées, comme une plus forte disponibilité des données pour renseigner les indicateurs qualitatifs, et une plus grande intégration de la dimension spatiale lorsque la compensation est réalisée en « like for like ».

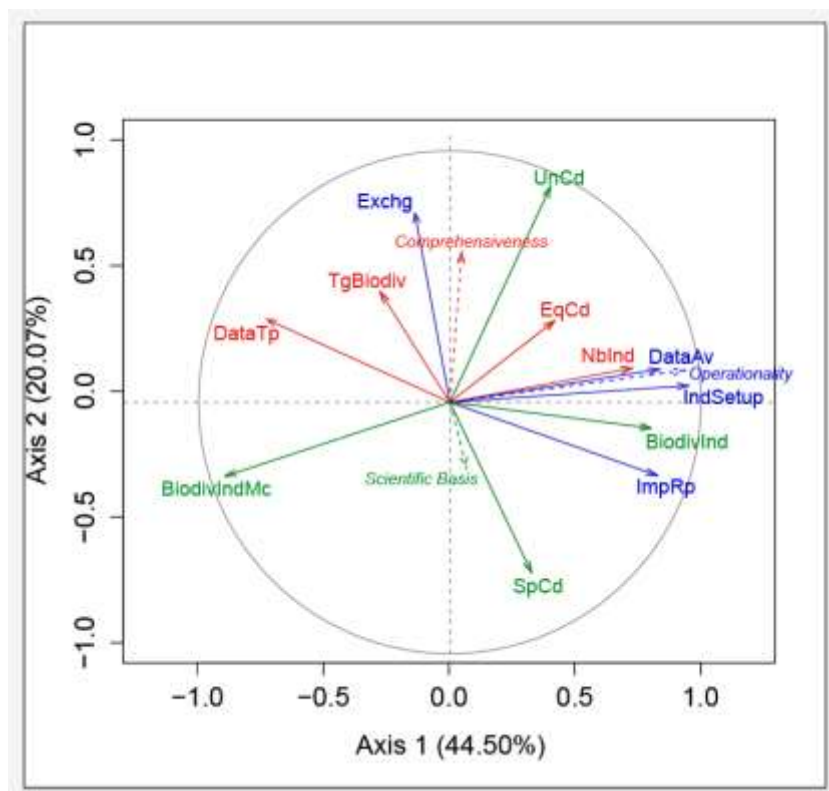


Figure 14 : Graphe des variables de l'ACP. L'opérationnalité est représentée en bleu, les bases scientifiques en vert et l'exhaustivité en rouge. Le score moyen des challenges est représenté avec les flèches pointillées

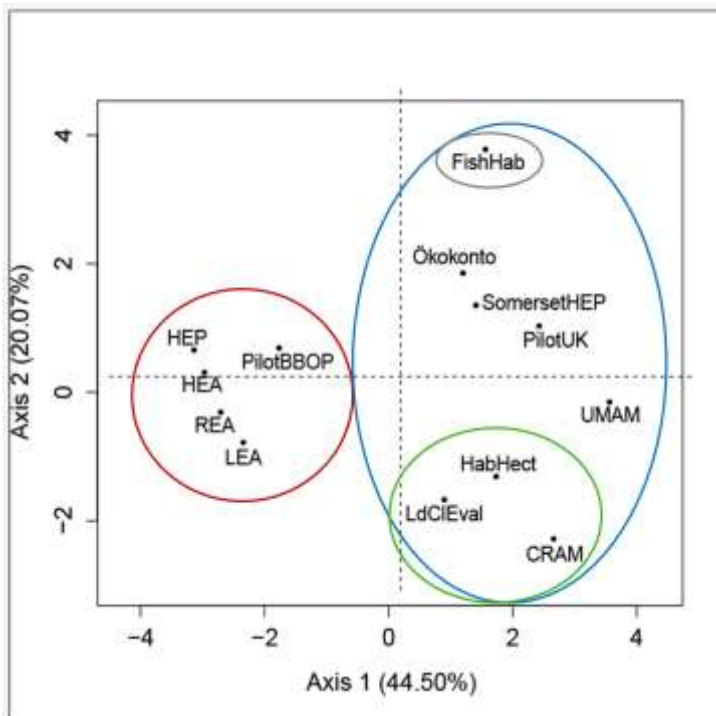


Figure 15 : Graphe des individus de l'ACP. Les EAM dans un même cercle présentent des similitudes sur un ou plusieurs critères.

La plupart des EAM (8 sur 13) ont un score d'opérationnalité assez élevé et se trouvent regroupées dans le cercle bleu du graphe des individus de l'ACP (Figure 15). Le groupe d'EAM sur la gauche dans le cercle rouge est caractérisé quant à lui par un besoin de données issues de nombreuses sources et une combinaison d'indicateurs qualitatifs et quantitatifs. Les 3 EAM plutôt opérationnelles intégrant la dimension spatiale grâce à des indicateurs sont regroupées dans le cercle vert et la méthode Fish Habitat est isolée à l'opposé (cercle gris) car c'est la seule à intégrer les incertitudes avec des ratios issus de retours d'expérience.

Les compromis ont tendance à favoriser l'opérationnalité, utile dans le contexte de projets de développement comportant des contraintes temporelles, techniques et financières. Les méthodes moins opérationnelles peuvent être toutefois bien adaptées pour les compensations volontaires ou suite à des impacts accidentels. Des compromis sont également faits sur les bases scientifiques, qui sont intégrées de manière hétérogène dans les EAM. Afin d'obtenir de bons scores pour les bases scientifiques sur tous les critères, il semble nécessaire que les scientifiques soient impliqués dans le développement des EAM et que les produits de leurs recherches soient accessibles aux maîtres d'ouvrage. Des solutions existent déjà dans la littérature (par exemple des ratios basés sur des

probabilités de succès des mesures compensatoires ; Moilanen *et al.* 2009) pour permettre une meilleure combinaison des bases scientifiques et de l'exhaustivité (il n'y a aucune opposition entre ces deux défis).

Enfin, nous proposons une piste pour mieux combiner les 3 défis. Elle consiste à développer une base de données spécifique à la compensation (comme celle qui se met actuellement en place en France suite à la loi « biodiversité » de 2016). Cette base pourrait regrouper des données concernant les dimensions de l'équivalence, par exemple des données issues d'inventaires de biodiversité (espèces, habitats, fonctions) à différentes échelles (site, paysage), des retours d'expériences réalisés sur des mesures compensatoires, la localisation des projets et des MC associées (évaluation des impacts cumulés et possibilité de mutualisation des MC), etc. En attendant qu'une telle base de données soit opérationnelle en France, nous avons tenté de réduire au maximum les compromis faits entre les défis pour le développement du cadre méthodologique.

3.4. Critères sur lesquels baser le développement du cadre méthodologique

L'analyse de l'échantillon des EAM existantes ne permet pas de dégager une ou plusieurs EAM « idéale(s) » que l'on pourrait adapter au contexte écologique et réglementaire français. Le développement du cadre méthodologique standardisé peut en revanche s'appuyer sur des tendances consensuelles (structure commune), tout en intégrant des éléments innovants là où des oppositions entre les défis existent.

3.4.1. Structure

La structure commune des méthodes consiste globalement à calculer des différentiels de biodiversité afin de pouvoir comparer sur une base commune les pertes et les gains. Bien qu'entraînant un certain nombre de défis à relever, cette manière d'évaluer l'équivalence est logique et pragmatique, d'où sa généralisation pour les EAM. Elle sera donc globalement conservée pour le développement du cadre méthodologique, en adaptant cependant certains éléments (Figure 16) pour qu'ils soient en adéquation avec nos objectifs.

Agrégation des indicateurs

Les valeurs des indicateurs de biodiversité ne seront pas agrégées en une (ou plusieurs) unité(s) de compensation décrivant les sites. Ce choix se justifie car

l'agrégation des valeurs impliquent plusieurs phénomènes (Nardo *et al.* 2005) que nous avons identifiés comme favorisant un effet « boîte noire » (en lien avec des discussions avec les services instructeurs en charge de juger les dossiers) :

- L'uniformisation des métriques utilisées sur une même échelle de référence, par exemple comme pourcentage de valeurs « idéales » (état historique, non perturbé etc.),
- La compensation entre des indicateurs pouvant aboutir à des valeurs finales similaires alors que les sites présentent des caractéristiques différentes (McCarthy *et al.* 2004),
- Les pondérations des indicateurs souvent nécessaires afin de mieux représenter l'information mais plus ou moins arbitraires.

Ne pas agréger les indicateurs permet une évaluation plus directe et transparente. Le défi est alors de choisir les indicateurs pour que l'évaluation soit scientifique mais pas trop fastidieuse, et interprétable par des non spécialistes. Cela peut se révéler délicat, et il conviendra de guider les utilisateurs du cadre méthodologique dans la phase d'interprétation des indicateurs.

Etat de référence

Pour le milieu aquatique, des états de référence (Stoddard *et al.* 2006) ont été identifiés dans le cadre de la Directive Européenne Cadre sur l'Eau à partir de cours d'eau les moins perturbés par l'activité humaine (Pardo *et al.* 2012). En revanche, pour le milieu terrestre (sur lequel se focalise le cadre méthodologique), la prise en compte d'un état de référence est plus complexe. Elle soulèverait en effet la question du choix d'un tel état de référence (état historique, meilleur état souhaitable, état à haute naturalité ?...) et de la définition des valeurs pour les composantes de biodiversité évaluées (comment évaluer un état passé ?). Or, en France les milieux terrestres sont très anthropisés et ont évolué depuis des siècles avec les activités humaines (notamment l'agriculture ; Gepts 2012), ce qui ne permet pas d'identifier un état de référence privilégié (comme par exemple les zones humides « naturelles » prises comme référence dans UMAM et CRAM). C'est pourquoi les valeurs des indicateurs ne seront pas comparées à un état de référence.

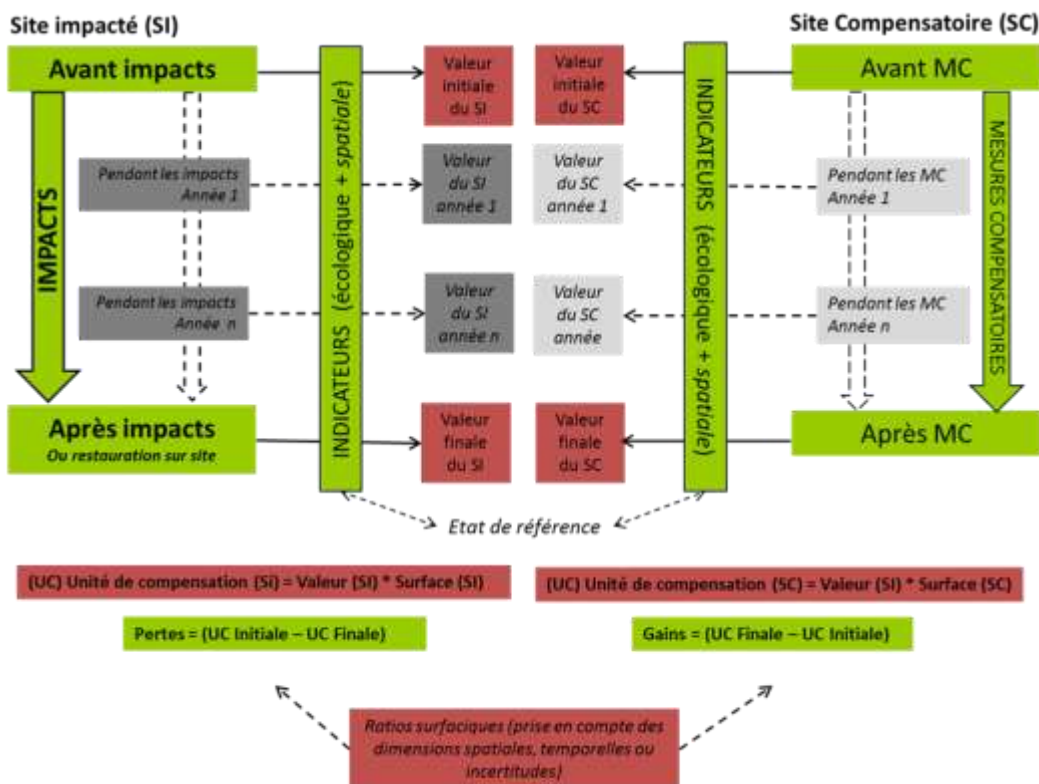


Figure 16 : Eléments de la structure commune des EAM conservés pour le développement du cadre méthodologique (en vert), non pris en compte (en gris) et non conservés ou remplacés par d'autres éléments (en rouge).

Ratios surfaciques

Les ratios sont considérés comme une manière de prendre en compte les dimensions spatiales, temporelles et/ou incertitudes, mais sont en réalité souvent arbitraires. Ils représentent alors davantage un outil de dissuasion permettant de mettre l'accent sur la phase d'évitement (de grandes surfaces compensatoires sont coûteuses et difficiles à trouver pour les maîtres d'ouvrage) qu'un réel moyen d'atteindre l'équivalence (Maron *et al.* 2010; Curran *et al.* 2013). Il est également difficile de fixer des ratios réellement intégrateurs des multiples besoins écologiques des espèces (Bull *et al.* 2016). Pour ces raisons, ils ne sont pas utilisés dans la version actuelle du cadre méthodologique, mais ils pourraient l'être dans une version ultérieure avec une pertinence scientifiquement fondée (sur des retours d'expérience notamment).

Prédiction des impacts

La prédiction des valeurs des indicateurs après impact et compensation restera à dire d'expert comme pour la majorité des EAM. Des progrès ont été faits en termes

d'écologie prédictive : modélisation de distribution d'espèces (Guisan & Thuiller 2005), de trajectoires d'écosystèmes, de scénarios d'évolution de la biodiversité (Pereira *et al.* 2010). Ces résultats restent cependant encore peu mobilisables pour les maîtres d'ouvrage et autres acteurs de terrain. Mettre en place un système de modélisation constituerait un travail trop conséquent dans le cadre de ces travaux de thèse, malgré une plus grande pertinence pour une évaluation rigoureuse de l'équivalence, c'est pourquoi le dire d'expert (cadre scientifiquement) est dans un premier temps retenu.

3.4.2. *Prise en compte des dimensions de l'équivalence*

Les quatre dimensions de l'équivalence sont prises en compte dans les EAM de trois principales manières : avec des indicateurs permettant de caractériser la biodiversité des sites, avec des ratios surfaciques et/ou à l'aide d'outil de modélisation. La manière dont les dimensions de l'équivalence seront traitées a été choisie en cohérence avec les objectifs et les contraintes techniques et temporelles des travaux de thèse.

Dimension écologique

Un des objectifs du cadre méthodologique est de pouvoir être utilisé dans de nombreux cas de projets d'aménagement impliquant des impacts et des compensations sur divers milieux sur l'ensemble du territoire métropolitain. Le format le plus adéquat serait alors un cadre méthodologique généraliste, qui puisse être adapté quels que soient la région et le milieu concernés. Au regard de la spécificité de chaque milieu, nous avons cependant jugé plus pertinent de proposer une approche « mixte », qui intégrerait des éléments d'évaluation spécifiques dans un canevas plus généraliste. Au vu du temps imparti pour ces travaux de thèse, il a été décidé de restreindre l'approfondissement des éléments spécifiques aux milieux forestiers et zones humides (faisant l'objet de réglementations spécifiques et donc plus particulièrement concernés par les mesures compensatoires) ainsi qu'aux milieux prairiaux pour lesquels des travaux sur l'état de conservation ont été réalisés au regard de leur fort intérêt écologique (Bensettiti *et al.* 2012).

Dimension spatiale

L'intégration des sites dans le paysage environnant sera prise en compte grâce à des indicateurs dédiés, qui permettront notamment d'évaluer les connectivités écologiques, et plus globalement l'insertion des sites impactés et compensatoires dans un contexte paysager. En France, la définition des Trames Vertes et Bleues (suite aux lois

Grenelles ; Boy *et al.* 2012) a, en effet, renforcé l'importance de la protection de zones de corridors écologiques pour le maintien des populations faune et flore notamment dans le contexte d'adaptation au changement climatique.

Dimension temporelle

La notion de temps est complexe à prendre en compte dans une EAM du fait que le développement des écosystèmes s'étale sur plusieurs années, voire dizaines d'années (il faudra par exemple des centaines d'années pour passer d'un stade pionnier à un milieu forestier ; Oliver & Larson 1996). Le seul moyen d'effectivement réduire ou supprimer les pertes intermédiaires est de mettre en place les mesures compensatoires avant que les impacts n'aient lieu, à hauteur du temps nécessaire pour que l'écosystème compensé retrouve un niveau de diversité similaire à celui détruit (ce qui apparaît fortement problématique pour un milieu forestier mature). Cela implique d'évaluer le niveau de maturité de l'écosystème considéré et d'en connaître sa dynamique. La dimension temporelle sera donc prise en compte à l'aide d'indicateurs de maturité et de dynamique dans le cadre méthodologique, ce qui permet d'avoir une notion du temps nécessaire au développement de l'écosystème, et à dire d'expert pour la prédiction de la valeur des indicateurs après impacts et compensation.

Incertitudes

La prédiction des pertes et des gains de biodiversité s'accompagne d'incertitudes qui peuvent amener à sous-estimer les impacts du projet et/ou surestimer les bénéfices apportés par les mesures compensatoires amenant ainsi à une perte nette de biodiversité. Afin de les réduire au maximum, nous proposons d'attribuer au calcul des pertes et des gains de biodiversité un certain taux d'incertitude. Il ne se traduira pas systématiquement par une augmentation de surface du site compensatoire, mais sur un renforcement des objectifs de gestion et de suivi permettant d'intervenir au besoin pour atteindre les objectifs (de type « adaptative management » ; Keith *et al.* 2011). Il est actuellement basé sur un retour d'expérience du succès de mesures compensatoires réalisées en Isère ainsi que sur des bases bibliographiques et se concrétisera par l'identification de facteurs influençant le succès des mesures mises en place. L'incertitude pourra à l'avenir être réduite si des bases de données de portée nationale se développent (voir 3.3.).

3.4.3. Combinaison des trois défis

Les critères d'opérationnalité, de bases scientifiques et d'exhaustivité utilisés pour l'évaluation des EAM ont été renseignés pour le cadre méthodologique à développer afin de répondre au mieux aux objectifs fixés et de faire les meilleurs compromis possibles (Tableau 3). Avec les modalités ainsi fixées, le cadre méthodologique a une note finale (moyenne des notes des trois défis) de 77,47%. Cette note est plus élevée que celle des EAM étudiées (voir Annexe 2D). Le cadre méthodologique combine donc théoriquement mieux les trois défis avec les modalités choisies.

Tableau 3 : Notation du cadre méthodologique à développer selon les trois défis. Le critère en italique n'est pas utilisé pour l'évaluation des EAM mais adapté au cadre méthodologique.

Challenge	Critères	Modalités retenues pour le cadre méthodologique	Note	Atteinte du challenge
Opérationnalité (Op)	Sélection des indicateurs (IndSetup)	Les indicateurs sont prédéfinis sans système de notation	2	60 %
	Disponibilité des données (DataAv)	Les données sont longues à récolter mais peu coûteuses	2	
	Rapidité d'implémentation (ImpRp)	Entre 6 mois et 1 an (<i>estimation</i>)	2	
	Echangeabilité (Exchg)	L'EAM est spécifiquement adaptée pour la compensation en « like for unlike » lorsque le « like for like » n'est pas pertinent	3	
Bases scientifiques (ScBs)	Définition des indicateurs de biodiversité (BiodivInd)	Les indicateurs de biodiversité sont définis dans la méthode et basés sur de la documentation scientifique	3	86,7 %
	Type de métriques (BiodivIndMc)	Quantitatif continu seulement ou combiné avec du quantitatif discret	3	
	Prise en compte de la dimension spatiale (SpCd)	Des indicateurs intègrent la dimension spatiale (ex, connectivité)	3	
	<i>Prise en compte des incertitudes (UnCd)</i>	<i>Des indicateurs basés sur des retours d'expérience sont utilisés pour ajuster le calcul des pertes et des gains</i>	4	
Exhaustivité (Comp)	Nombre de dimensions prises en compte (EqCd)	Dimension écologique + 3 autres	4	85,7 %
	Composantes de biodiversité ciblées (TgBiodiv)	Habitats naturels, espèces et fonctions	3	
	Type de données utilisées (DataTp)	Données issues de la littérature ou des SIG + de visites de terrain + d'inventaires et/ou de suivis	2	
	Nombre d'indicateurs (Nbind)	Plusieurs indicateurs pour plusieurs composantes de biodiversité (ex, une espèce)	3	

Les bases scientifiques et l'exhaustivité sont atteintes à plus de 85 % tandis que l'opérationnalité à 60 %. Le cadre méthodologique n'a en effet pas vocation à être une méthode rapide d'évaluation (voir les RAM – *Rapid Assessment Method* qui sont très opérationnelles ; Fennessy *et al.* 2007), mais plutôt un cadre standardisé utilisé au fur et à mesure des études d'impact et des diverses autres procédures (dérogations espèces protégées, incidences loi sur l'eau...) afin d'accompagner au mieux la conception de mesures compensatoires équivalentes aux impacts. La durée de récolte des données doit

donc être adaptée au temps nécessaire pour réaliser les inventaires (selon le nombre d'espèces à prospecter les inventaires peuvent s'étaler sur plusieurs mois) impliquant une faible rapidité d'implémentation globale. Les indicateurs n'ont pas de système de notation et ont des métriques uniquement quantitatives, ce qui permet de garder une information précise et objective mais altère un peu l'opérationnalité. Il sera donc important de tester le cadre méthodologique sur des cas concrets, afin de déterminer si une combinaison de bases scientifiques et exhaustivité n'entrave pas la réelle opérationnalité.

4. Conclusion

L'étude d'EAM existantes à l'international a permis de définir des bases sur lesquelles développer le cadre méthodologique en accord avec nos objectifs et les contraintes liées à la thèse. Celui-ci sera adapté au contexte réglementaire et écologique français et combinera au mieux opérationnalité, bases scientifiques et exhaustivité. La section II de ce chapitre détaille de manière plus approfondie l'analyse de la structure commune des EAM ainsi que des compromis réalisés entre les trois défis. Les points de l'évaluation de l'équivalence qu'il serait nécessaire d'améliorer pour une meilleure atteinte de l'objectif>NNL y sont également discutés (implication accrue des scientifiques, meilleure prise en compte des dimensions de l'équivalence et utilisation des données). La prochaine étape de la construction du cadre méthodologique consiste à faire le choix d'indicateurs de biodiversité (dimension écologique et spatiale) sur lesquels portera le calcul des pertes et des gains. Le lot d'indicateurs devra respecter les critères d'opérationnalité, des bases scientifiques et d'exhaustivité identifiés dans ce chapitre.

SECTION II

Bezombes L., Gaucherand S., Kerbiriou C., Reinert M.-E. & Spiegelberger T. (2017). Ecological Equivalence Assessment Methods: What Trade-Offs between Operationality, Scientific Basis and Comprehensiveness? *Environmental Management*, 1-15.



Ecological Equivalence Assessment Methods: What Trade-Offs between Operationality, Scientific Basis and Comprehensiveness?

Lucie Bezombes^{1,2} · Stéphanie Gaucherand¹ · Christian Kerbiriou³ · Marie-Eve Reinert⁴ · Thomas Spiegelberger¹

Received: 5 August 2016 / Accepted: 25 April 2017
© Springer Science+Business Media New York 2017

Abstract In many countries, biodiversity compensation is required to counterbalance negative impacts of development projects on biodiversity by carrying out ecological measures, called offset when the goal is to reach “no net loss” of biodiversity. One main issue is to ensure that offset gains are equivalent to impact-related losses. Ecological equivalence is assessed with ecological equivalence assessment methods taking into account a range of key considerations that we summarized as ecological, spatial, temporal, and uncertainty. When equivalence assessment methods take into account all considerations, we call them “comprehensive”. Equivalence assessment methods should also aim to be science-based and operational, which is challenging. Many equivalence assessment methods have been developed worldwide but none is fully satisfying. In the present study, we examine 13 equivalence assessment methods in order to identify (i) their general structure and (ii) the synergies and trade-offs between equivalence assessment

methods characteristics related to operationality, scientific-basis and comprehensiveness (called “challenges” in his paper). We evaluate each equivalence assessment methods on the basis of 12 criteria describing the level of achievement of each challenge. We observe that all equivalence assessment methods share a general structure, with possible improvements in the choice of target biodiversity, the indicators used, the integration of landscape context and the multipliers reflecting time lags and uncertainties. We show that no equivalence assessment methods combines all challenges perfectly. There are trade-offs between and within the challenges: operationality tends to be favored while scientific basis are integrated heterogeneously in equivalence assessment methods development. One way of improving the challenges combination would be the use of offset dedicated data-bases providing scientific feedbacks on previous offset measures.

Keywords Biodiversity offset · Ecological equivalence · Ecological equivalence assessment methods · No net loss · Mitigation hierarchy · Compensation

Electronic supplementary material The online version of this article (doi:10.1007/s00267-017-0877-5) contains supplementary material, which is available to authorized users.

✉ Lucie Bezombes
lucie.bezombes@irstea.fr

¹ Université Grenoble Alpes, Irstea, UR EMGR, 2 rue de la Papeterie-BP 76, F-38402 St-Martin-d'Hères, France

² EDF R&D, Laboratoire National d'Hydraulique et Environnement, 6 Quai Watier, F-78400 Chatou, France

³ Muséum National d'Histoire Naturelle, UMR7204, Center d'Ecologie et de Sciences de la Conservation, 55 Rue Buffon, F-75005 Paris, France

⁴ European Institute for Energy Research, Emmy-Noether-Str. 11, D-76131 Karlsruhe, Germany

Introduction

Biodiversity erosion has accelerated in recent decades (Sala et al. 2000) and has become a major environmental concern as biodiversity loss is identified as a major driver of ecosystem change (Hooper et al. 2012). Alongside “classic” answers such as species and ecosystems protection and conservation, biodiversity compensation is increasingly used to counteract impacts from development. It is applied worldwide and has legal status in some countries (e.g., the

United States, Canada, Australia, Germany, France, and the United Kingdom). Compensation mechanisms remain country-dependent (McKenney and Kiesecker 2010; Commissariat Général au Développement Durable (CGDD) 2012) but are usually integrated in the mitigation hierarchy, after avoidance and reduction of impacts.

Efforts have been put into enhancing biodiversity compensation, and biodiversity offset in particular. Biodiversity offset is a way of compensating for biodiversity losses (Business and Biodiversity Offsets Programme BBOP 2012a) with the aim of achieving "no net loss" (NNL) of biodiversity (Ten Kate et al. 2004). Concerns about offset practices have been expressed in the literature for many years (Race and Fonseca 1996) as offset is the last lever on which it is possible to act in order to achieve NNL (Gibbons and Lindenmayer 2007).

Notably, frameworks have been established to guide offset measures design in order to achieve NNL of biodiversity (Business and Biodiversity Offsets Programme, BBOP). One of the main conditions is that biodiversity gains should be comparable, or equivalent to biodiversity losses (Gardner et al. 2013). When this happens, "ecological equivalence" is reached. Ecological equivalence is one of the most widely discussed conceptual challenges in the related scientific literature (Gonçalves et al. 2015). A particularly controversial aspect is how ecological equivalence should be assessed. A number of essential considerations that should be taken into account in order to evaluate equivalence have been identified (Quétier and Lavorel 2011; Bull et al. 2013; Quétier et al. 2014), which we summarize in four key groups: ecological, spatial, temporal, and uncertainty considerations.

Ecological considerations gather (i) issues related to the choice of biodiversity components for which losses and gains are quantified, also called target biodiversity (Quétier and Lavorel 2011) and (ii) the set of indicators that is used to quantify those biodiversity components, also known as currency (Bull et al. 2013) or metrics (Business and Biodiversity Offsets Program BBOP 2012a).

Spatial considerations relate to the integration of impacted and compensatory sites landscape context in equivalence assessment. Landscape context gives information about landscape components influencing biodiversity (e.g., connectivity and metapopulation functioning; Beier and Noss 1998) which are notably important to locate offset sites (Kiesecker et al. 2009; Saenz et al. 2013). According to the BBOP (2012b) "a biodiversity offset should be designed and implemented in a landscape context to achieve the expected measurable conservation outcomes".

Temporal considerations are related to the time lag (also called delay) between the moment when impact on biodiversity occurs and the moment when offset measures become fully effective (Maron et al. 2010), ensuing interim

losses of biodiversity (Dunford et al. 2004). One current solution to avoid or reduce interim losses is to implement compensation ahead of impacts (e.g., by using mitigation banks; Wende et al. 2005). But when no bank system is available, assessment of equivalence should take into account temporal considerations (Laitila et al. 2014).

Finally, considerations on uncertainty refer to the lack of confirmed knowledge and hindsight when assessing equivalence, and particularly in this article we focus on the risk of failure when implementing offset measures (Moilanen et al. 2009; Curran et al. 2013). This risk mostly depends on the species or ecosystems concerned by offset (Tischew et al. 2010), the type of offset implemented (Anderson 1995) such as habitat restoration, protection, creation, or enhancement (Levrel et al. 2012) and the ecological engineering techniques used (Jaunatre et al. 2014).

Equivalence Assessment Methods (EAMs) exist worldwide and are used by developers or authorities to evaluate biodiversity losses and gains (e.g., State of Florida 2004; Gibbons et al. 2009; Darbi and Tausch 2010). They are specifically conceived to ensure that offset measures are sufficient to reach ecological equivalence. Although every EAM seeks to ensure NNL of targeted biodiversity, none is fully satisfactory and principles underlying some EAMs have been discussed (McCarthy et al. 2004; Gordon et al. 2015). Notably, depending on the methods used, calculations result in different offset surfaces for the same impact (Bull et al. 2014). It seems rather difficult or even impossible to move toward an unanimous worldwide method, mainly because of (i) diversity in offset policies between countries (McKenney and Kiesecker 2010), (ii) disparity between development projects and the resources committed to biodiversity conservation (Regnery et al. 2013b), and (iii) disparities in biodiversity status context and conservation issues. Nonetheless, exploring interactions between the characteristics underlying EAMs could highlight ways of improving equivalence assessment. Thus, we characterized existing EAMs regarding three "challenges" that we identified to be determinant in EAMs effectiveness to meet NNL. In this article, we call these three "challenges" operability, scientific basis and comprehensiveness. On one hand, operability is needed by developers and public authorities to carry out standardized assessments in a small amount of time, at reasonable costs (Laycock et al. 2013) and in consistence with the skills level of structures involved in mitigation studies. On the other hand, growing awareness comes from the scientific sphere that equivalence assessment should be grounded on scientific basis, including evidence based biodiversity evaluation, objective, and transparent metrics and calculation (Gonçalves et al. 2015) and feedbacks from previous offset related experiences (Maron et al. 2012; Pöll et al. 2016). Despite the importance of both operability and scientific basis challenges, they

are often seen as not fully compatible. Finally, comprehensiveness is a transversal challenge addressing the fact that EAMs development should take into account all four key equivalence considerations, as highlighted by Quétier and Lavorel (2011). We can hypothesize that it is an obstacle for operationality and that it is more compatible with scientific basis.

The objective of this paper is to provide elements of reflection for the development of future EAMs contributing to design offset measures that lead to>NNL, by exploring two main questions:

- (i) Is there a common structure underlying all EAMs and what elements of such structure could be used as basis when developing an EAM?
- (ii) What are the synergies and trade-offs in achieving operationality, scientific basis, and comprehensiveness. Particularly, is operationality necessarily in contradiction with both other challenges? Is it possible to combine all three challenges in one EAM accepted by both operational and scientific spheres?

Materials and Methods

Analysis of EAMs Structure

Thirteen EAMs developed in various offset policies were analyzed: Habitat Evaluation Procedure, Resource, and Habitat Equivalency Analysis, Canadian method Fish Habitat, Habitat Hectare, Uniform Mitigation Assessment Method, Landscape Equivalency Analysis, BBOP pilot method, Land Clearing Evaluation, German Ökokonto, Californian Rapid Assessment Method, Pilot method in United Kingdom and Somerset Habitat Evaluation Procedure (Table 1; see Appendix A for description of these EAMs). EAMs are distinct from legislative frameworks and offset policies providing main principles on biodiversity offset (e.g., Brownlie and Botha 2009; Regnery et al. 2013a).

These EAMs were chosen because they were either published in a scientific journal or had accessible guidelines that could be used to understand how they were constructed and for what purpose. Only main EAMs were analyzed, but we are aware that there are variants adapted to specific cases and that different versions of guidelines are used simultaneously (Duel et al. 1995). The EAM selection intended to give an overview of the current EAMs diversity and also of EAMs commonly used. Thus this is not an exhaustive sample but rather a representative one as it covers North America, Australia and Western Europe which are three main zones where offset policies are well-established (Madsen et al. 2010). The sample also covers

all kind of ecosystems (terrestrial, aquatic, marine, or wetlands).

In order to evaluate how EAMs are structured we first conducted a qualitative bibliographic study. We started from Quétier's & Lavorel's publication (2011) to describe EAMs characteristics according to the four key equivalence considerations: (i) Ecological: what components of biodiversity do EAMs evaluate? (ii) Spatial: how do EAMs take into account the landscape context? (iii) Temporal: how do EAMs take into account time lags? And (iv) Uncertainty: how do EAMs take into account the risk of offset failure? Finally, we identified the "compensation unit" used in each EAM, which is the currency calculated for a site and then compared between impacted sites (loss of biodiversity units) and offset sites (gains of biodiversity units).

Synergies and Trade-Off between the Three EAMs Challenges

Twelve criteria were defined, covering a large range of characteristics related to how operationality, scientific basis and comprehensiveness are taken into account in EAMs. A description of those criteria and the working hypothesis underlying their choice are specified in Table 2.

In our work EAMs are considered operational when they have pre-defined indicators ("Indicators set up"), are rapid to implement ("Implementation rapidity"), when data needed are easily available ("Data availability"), and when "like for unlike" offset designs (exchangeability between biodiversity impacted and compensated) are possible ("Exchangeability"). EAMs are considered to have scientific basis when all the indicators used to assess biodiversity are based on scientific documentation ("Biodiversity indicators"), when the metrics used are quantitative and appropriate to the biodiversity component being assessed ("Biodiversity indicator metrics"), when spatial considerations are taken into account with dedicated indicators ("Spatial considerations"), and when uncertainty is taken into account based on previous feedbacks ("Uncertainty considerations"). Finally, EAMs are considered comprehensive when they include all key equivalence considerations ("Key equivalence consideration"), when they target species, habitats and ecosystem functions ("Biodiversity components"), when they require various types of data (from the literature, GIS, field data, etc., "Data type") and when they evaluate biodiversity with a relevant set of indicators ("Indicators number").

Each criterion was defined by 3 or 4 modalities (see Appendix B for modalities details). For most modalities, data could be derived from the published version of EAMs. However, to complete certain modalities (e.g., those relating to "Implementation Rapidity") we interviewed experts who either use the EAM in the field or have contributed to its construction (see Appendix C, experts' names and functions

Table 1 Context of selected EAMs implementation

EAM name, code and reference	Structure and Country where EAM was implemented initially	Offset policy in which EAM can be implemented	Type of impacts for which EAM can be implemented
Habitat Evaluation Procedure (HEP) (US Fish and Wildlife Service (USFWS) 1980)	US Fish and Wildlife Service, United States	US Conservation Banking	Development project impacting terrestrial or aquatic biodiversity
Resource and Habitat Equivalency Analysis (REA/HEA) (NOAA 1995, 1997)	National Oceanic and Atmospheric Administration, United States	Damage Assessment and Restoration Program	Accidental impacts on biodiversity
Canadian method Fish Habitat (FishHab) (Minns et al. 2001)	Department of Fisheries and Oceans, Canada	Canada's National Fish Habitat Compensation Program	Development project impacting lacustrine habitats
Habitat Hectare (HabHect) (Purkes et al. 2003)	Victorian Department of Natural Resources and Environment, Australia	BushBroker Program	Projects impacting native vegetation.
Uniform Mitigation Assessment Method (UMAM) (State of Florida 2004)	Florida Department of Environmental Protection, United States	US Wetland and Stream Mitigation Banking	Development project impacting wetlands and wetlands mitigation banks
Landscape Equivalency Analysis (LEA) (Bruggeman et al. 2005)	Department of Fisheries and Wildlife, Michigan State University, United States	US Conservation Banking	Credits for endangered species mitigation banks
BBOP pilot method (PilotBBOP) (Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) 2009)	Business and Biodiversity Offsets Program, international	Every non-constraining offset policy	Development project impacting biodiversity
Land Clearing Evaluation (LoCIEval) (Gibbons et al. 2009)	New South Wales Government, Australia	BioBanking	Proposals to clear native vegetation
German Ökokonto (Ökokonto) (Darbi and Tausch 2010)	Baden-Württemberg Region, Germany	Nature Conservation Law	Development project impacting biodiversity
Californian Rapid Assessment Method (CRAM) (California Wetlands Monitoring Workgroup (CWMW) 2013)	California Wetlands Monitoring Workgroup, United States	US Wetland and Stream Mitigation Banking	Development project impacting wetlands and wetlands mitigation banks
Pilot method in United Kingdom (PilotUK) (Department for Environment, Food & Rural Affairs 2012)	Department for Environment, Food & Rural Affairs, England	UK Environmental Impact Assessment	Development project impacting terrestrial biodiversity
Somerset Habitat Evaluation Procedure (SomersetHEP) (Burrows 2014)	Somerset County Council, England	National Planning Policy Framework (NPPF)	Development project impacting terrestrial biodiversity

Table 2 Description of criteria related to operationality, scientific basis, and working hypothesis underlying criteria choices

EAM challenge	Criteria	Description and working hypothesis
Operationality (Op)	Indicators set up (IndSetup)	The way indicators are defined in the method. Predefined indicators make EAMs more standardized and lead to repeatable and comparable equivalence evaluation (Quéfier and Lavorel 2011)
	Data availability (DataAv)	Level of data cost and time to collect data that are needed to fill in indicators. Inexpensive and rapid to collect data will provide more guarantees that EAMs will be widely used than expensive and long to collect data (a parallel can be drawn with river health assessment (Boulton 1999))
	Implementation rapidity (ImpRp)	Cumulative time needed to both collect data and implement EAMs. Rapid method implementation notably reduces the risk of biodiversity losses related to delay in offset measures design (Bas et al. 2016)
	Exchangeability (Exchg)	EAMs adaptation to allow a certain degree of exchangeability between biodiversity impacted and compensated (<i>like for like</i> or <i>like for unlike</i> offset). Developers have more flexibility in designing offsets with <i>like for unlike</i> (or <i>similar</i>) offsets (Quéfier and Lavorel 2011; Quéfier et al. 2014; Bull et al. 2015)
	Biodiversity indicators (BioDivInd)	On which basis biodiversity indicators were set up in EAMs. The use of indicators based on defensible scientific documentation provides more guarantees that biodiversity evaluation is rigorous (indicator has been demonstrated to be a good surrogate of targeted biodiversity component) and consensual (there is a global agreement among scientific community) (McCarthy et al. 2004; Gonçalves et al. 2015)
Scientific basis (ScBs)	Biodiversity indicator metrics (BioDivIndMc)	Type of metrics (qualitative, quantitative discrete or continuous) used to inform biodiversity indicators. Quantitative metrics (e.g., number of bat species, height of vegetation) give losses and gain calculation more accuracy and transparency (Noss 1990) whereas qualitative metrics are more subjected to interpretation bias and subjective judgment
	Spatial consideration (SpCd)	The way spatial consideration (impacted or compensatory sites insertion in landscape) is taken into account in the method. Measuring landscape components (connectivity, fragmentation...) with appropriate indicators is essential for integrating the effect of surrounding landscape on sites biodiversity (e.g., significance of species richness) to losses and gain comparison (Quéfier and Lavorel 2011; Gardner et al. 2013)
Comprehensiveness (Comp)	Uncertainty consideration (UnCd)	The way uncertainty (probability of offset failure) is taken into account in the method. As all offsets have a chance of failing to meet expectations, uncertainty can be considered by weighting gains calculation according to the probability of offset success (Möilanen et al. 2009). In this purpose, using of area-based offset multipliers is frequent but they are relevant only when based on feedbacks about previous offset measures (Tischew et al. 2010)
	Key equivalence considerations (EqCd)	Number of key equivalence considerations (ecological, spatial, temporal, uncertainty) taken into account in the method. These four considerations have been identified in the literature to be essential when calculating equivalence in order to design offset achieving "no net loss" (Möilanen et al. 2009; Quéfier and Lavorel 2011; Bull et al. 2013; Gardner et al. 2013)
	Target biodiversity (TgBioDiv)	Target biodiversity components evaluated in EAMs. In order to capture biodiversity complexity, losses and gains should be evaluated for a maximum of biodiversity components: species populations, ecosystems (or habitats), and functionalities (Noss 1990; Pereira et al. 2013)
	Data type (DataTp)	Type of data needed to fill in indicators (data from literature, GIS, simple field visit, inventories...). Using all kind of data provides various types of information at different scales and accuracy leading to a more comprehensive losses and gains assessment
	Number of indicators (NbInd)	Number of indicators used to evaluate biodiversity at impacted and compensatory sites. The multidimensional nature of biodiversity makes it complicated to evaluate and using one single indicator (or proxy) has been demonstrated to be insufficient (Bull et al. 2013). Multiple indicators are preferable to capture a maximum of biodiversity components (diversity, functionality...) (Andreasen et al. 2001)

are given when they agreed to be cited). When divergent answers were obtained for a given EAM, priority was given to the answer obtained from EAMs developers which was the case for the UMAM, CRAM, UK pilot, and German Ökokonto (see Appendix C). We found some mismatches between experts' answers and theoretic guidelines, but this could be explained by differences in EAMs variants or case-by-case practices. In these cases, we decided to stick to the theoretical guidelines (see Appendix D).

A score from 1 to 3 or 4 (depending on the number of modalities) was then given to each criterion, where 1 is the lowest level of challenge achievement, and 4 the highest (see Appendix B). For example, an EAM that require only very easy to access data will receive a 4 for the "Data availability" criterion. This scoring system was deliberately simple and linear to give all modalities a similar weight. The aim of this scoring was to highlight synergies and trade-offs between these criteria, and beyond, between the three challenges.

We suppose that some correlations between particular criteria will occur, as for example, if large data collection (Data Type) is required, data availability may be low. Moreover, when users have to choose indicators (Indicators set up), they can a priori choose a combination of qualitative and quantitative discrete or continuous metrics (Biodiversity indicator metrics) which would imply a correlation between these criteria. However, it remains theoretical as in practice users could very well choose only indicators with qualitative metrics.

Data Analysis

A principal component analysis (PCA) was performed on all criteria scores (see Appendix C), in order to analyze how EAMs addressed operationality, scientific basis, and comprehensiveness. Mean scores were calculated for each challenge (ScoreOp, ScoreScBs, and ScoreComp) as the relative mean of the scores attributed to the four criteria describing the challenges, expressed as percentage challenge achievement. These mean scores were added as supplementary variables in the PCA (so that they do not contribute to PCA axis construction). Correlations between criteria were assessed by a nonparametric measure of rank correlation, Spearman rank coefficient (ρ), as a complement to PCA, in order to identify oppositions and synergies between criteria underlying the challenges. Criteria were considered correlated for $\rho \geq \pm 0.5$ (Freckleton 2002). The PCA also allows identification of EAMs groups according to the challenge they best achieve. All analyses used R software version 3.1.2 with the corresponding FactoMineR package (Husson et al. 2015).

Results

EAMs General Structure

The analysis of the 13 EAMs indicates that they all share a common structure to calculate losses and gains of biodiversity (Fig. 1). They all consider two sites (impacted site and offset site) at two time points (before and after impact or offset measures). One or several indicators are chosen as surrogates to qualify or quantify the targeted biodiversity components, which differ from one EAM to another depending on the context. Two main EAM types can be identified according to the range of biodiversity they target: "specialized", using indicators for a specific ecosystems (for example Australian endemic vegetation for the Habitat Hectare method or Florida's wetlands for UMAM) and "generalist" using general indicators adapted to a wide range of ecosystems (e.g., terrestrial ecosystems for PilotUK; Treweek et al. 2010) (Table 3).

A benchmark can be used if there is an identified reference state for the targeted biodiversity (e.g., for Habitat Hectare the benchmark is "the same vegetation type in a mature and long-undisturbed state", and for UMAM it is a "reference standard wetland" considered as in good ecological quality). A quantitative value based on these indicators is attributed to the site before and after impacts (to calculate biodiversity losses) or offset (to calculate biodiversity gains) and is multiplied by the related site areas. This combination of biodiversity "quality" and "quantity" constitutes the "compensation unit". A tiny majority of EAMs (8 out of 13) evaluate ecological equivalence by attributing "compensation units" to impacted and offset sites (Table 3), allowing biodiversity losses and gains to be assessed and compared on the same basis. There are no specific rules for offsetting one compensation unit by another, only that the number of units exchanged in the offsetting process must be at least equal. The other five EAMs go one step further by using specific rules to size offset measures. This can be done by integrating temporal or uncertainty related ratios to increase the compensatory site area (e.g., Habitat Evaluation Procedure, UMAM; Table 3), or by assessing losses and gains every year during impacts and offset (Fig. 1) from the moment impacts occur and the moment when offset measures are considered as effective with a discounted rate (Resource, Habitat, Landscape Evaluation Analysis, and Habitat Evaluation Procedure).

In all cases, the only values that were calculated based on real measures of the current state of the sites are the one related to the impacted site before impact and to the offset site before offset measures. All other values (after impact or offset measures) are calculated based on predictions. Some EAMs provide a basis for such predictions (i.e., Resource, Habitat, and Landscape Evaluation Analysis), but most of

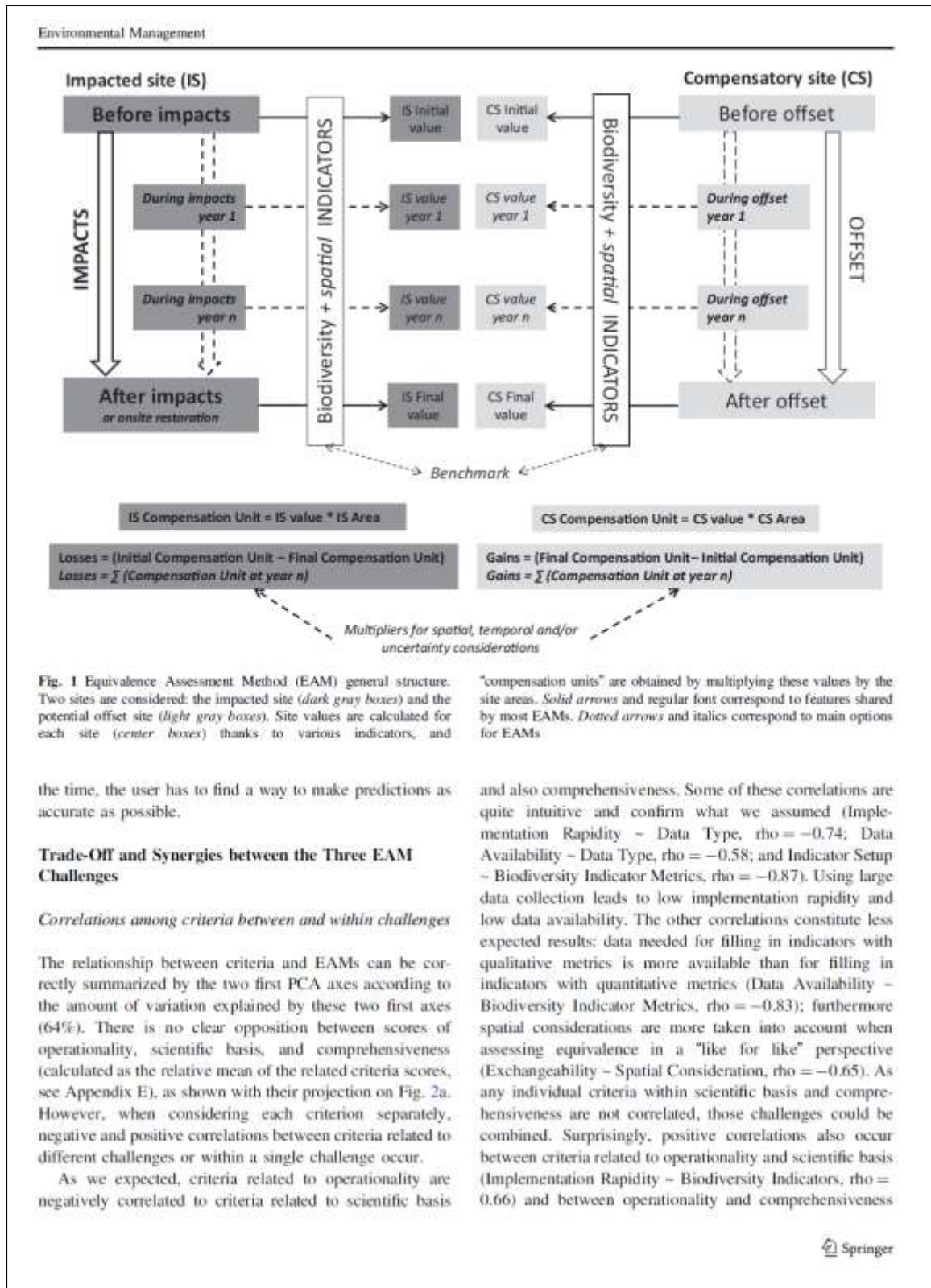


Fig. 1 Equivalence Assessment Method (EAM) general structure. Two sites are considered: the impacted site (dark gray boxes) and the potential offset site (light gray boxes). Site values are calculated for each site (center boxes) thanks to various indicators, and

"compensation units" are obtained by multiplying these values by the site areas. Solid arrows and regular font correspond to features shared by most EAMs. Dotted arrows and italics correspond to main options for EAMs

the time, the user has to find a way to make predictions as accurate as possible.

Trade-Off and Synergies between the Three EAM Challenges

Correlations among criteria between and within challenges

The relationship between criteria and EAMs can be correctly summarized by the two first PCA axes according to the amount of variation explained by these two first axes (64%). There is no clear opposition between scores of operability, scientific basis, and comprehensiveness (calculated as the relative mean of the related criteria scores, see Appendix E), as shown with their projection on Fig. 2a. However, when considering each criterion separately, negative and positive correlations between criteria related to different challenges or within a single challenge occur.

As we expected, criteria related to operability are negatively correlated to criteria related to scientific basis

and also comprehensiveness. Some of these correlations are quite intuitive and confirm what we assumed (Implementation Rapidity - Data Type, $\rho = -0.74$; Data Availability - Data Type, $\rho = -0.58$; and Indicator Setup - Biodiversity Indicator Metrics, $\rho = -0.87$). Using large data collection leads to low implementation rapidity and low data availability. The other correlations constitute less expected results: data needed for filling in indicators with qualitative metrics is more available than for filling in indicators with quantitative metrics (Data Availability - Biodiversity Indicator Metrics, $\rho = -0.83$); furthermore spatial considerations are more taken into account when assessing equivalence in a "like for like" perspective (Exchangeability - Spatial Consideration, $\rho = -0.65$). As any individual criteria within scientific basis and comprehensiveness are not correlated, those challenges could be combined. Surprisingly, positive correlations also occur between criteria related to operability and scientific basis (Implementation Rapidity - Biodiversity Indicators, $\rho = 0.66$) and between operability and comprehensiveness

Table 3 Key equivalence considerations taken into account in EAMs and "compensation unit" used

EAM name and code	Key Ecological Equivalence Considerations			Metric used as "compensation unit" for losses and gains calculation
	Ecological: What is the target biodiversity?	Spatial: How does EAM take into account landscape context?	Temporal: How does EAM take into account interim losses?	Uncertainty: How does EAM take into account risk of offset failure?
Habitat Evaluation Procedure (HEP) (US Fish and Wildlife Service (USFWS) 1980)	Suitable habitat for species population (HSI)	No general rule, consideration treated on a case by case basis	HSI is calculated for each year of the analysis	No general rule, consideration treated on a case by case basis
Resource and Habitat Equivalency Analysis (REA/HEA) (NOAA 1995, 1997)	Habitat resource (e.g., species population) or service (e.g., primary production)	No general rule, consideration treated on a case by case basis	Resource or service is calculated for each year of the analysis, and at least during all impact duration, and until offset effectiveness	Habitat Unit (HU) = HSI*habitat areal extent HSI is the observed indicator compared to the optimal condition Discounted Resource/Service Acre Year = proxy value*discounted rate*site area
Canadian method Fish Habitat (FishHab) (Mirns et al. 2001)	Lacustrine habitats condition for fish productivity	No general rule, consideration treated on a case by case basis	Not taken into account in offset sizing	Habitat Suitability Index (HSI) as surrogate of fish habitat productivity. Calculated from an Habitat Suitability Matrix (HSM) model
Habitat Hectare (HabHect) (Parkes et al. 2003)	Native vegetation condition	Indicators of landscape context	Not taken into account in offset sizing	Habitat Hectare = Habitat Score (HS) *site area HS is the sum of each indicator score
Uniform Mitigation Assessment Method (UMAM) (State of Florida 2004)	Wetland integrity and functionality	Indicators of landscape context and location	Multiplier to size offset related to offset effectiveness delay	Delta = mean of the three indicators final category score Indicators are scored from 0 to 10 (10 is the benchmark)
Landscape Equivalency Analysis (LEA) (Bruggeman et al. 2005)	Species population	Species population is modeled for different landscape evolution scenarios	Species population is calculated for each year of the analysis	Discounted Landscape Service Year = indicator value*discounted rate
BBOP pilot method (PlotBBOP) (Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) 2009)	"Key biodiversity component"	Spatial indicators (e.g., connectivity) related to the site "key biodiversity component"	No general rule, consideration treated on a case by case basis	Habitat Hectare = Habitat Score*site area Habitat score is the sum of all indicator values
Land Clearing Evaluation (LCEval) (Gibbons et al. 2009)	Native vegetation condition	Landscape value calculated with indicators of site insertion in the landscape	Not taken into account in offset sizing	Site value Landscape value Regional value Calculated with predefined indicator scores
German Ökokoonto (Okokoonto) (Dorfl and Tausch 2010)	Biotope naturalness, distinctiveness and role for endangered species	No general rule, consideration treated on a case by case basis	Not taken into account in offset sizing	Biotope value in EcoPoints/m ²
Californian Rapid Assessment Method (CRAM) (California Wetlands Monitoring Workgroup (CWMW) 2013)	Wetland integrity and functionality	Indicators of buffer and landscape context	Not taken into account in offset sizing	CRAM Scores = sum of each indicator's final category score Indicators are scored from 3 to 12 (12 is the benchmark)

Table 3 continued

EAM name and code	Key Ecological Equivalence Considerations	Metric used as 'compensation unit' for losses and gains calculation
Pilot method in United Kingdom (PilotUK) (Department for Environment, Food and Rural Affairs 2012)	<p>Ecological: What is the target biodiversity?</p> <p>Habitat condition and distinctiveness</p> <p>Multiplier to size of offset related to offset location compared to impacts (i.e., same ecological network)</p>	Metric used as 'compensation unit' for losses and gains calculation
Somerset Habitat Evaluation Procedure (SomersetHEP) (Burrows 2014)	<p>Suitable habitat for species population</p> <p>Multiplier to size of offset takes into account impacted site location from a species distribution point of view</p> <p>Multiplier to size of offset related to offset effectiveness delay</p> <p>Multiplier to size of offset related to probability of offset success</p>	Habitat Hectare = Habitat Score* site area Habitat Score = Condition*Distinctiveness
		Habitat Unit (HU) = (HSI*Density Band)*Area HIS is calculated with predefined scores for habitat, matrix, formation and management

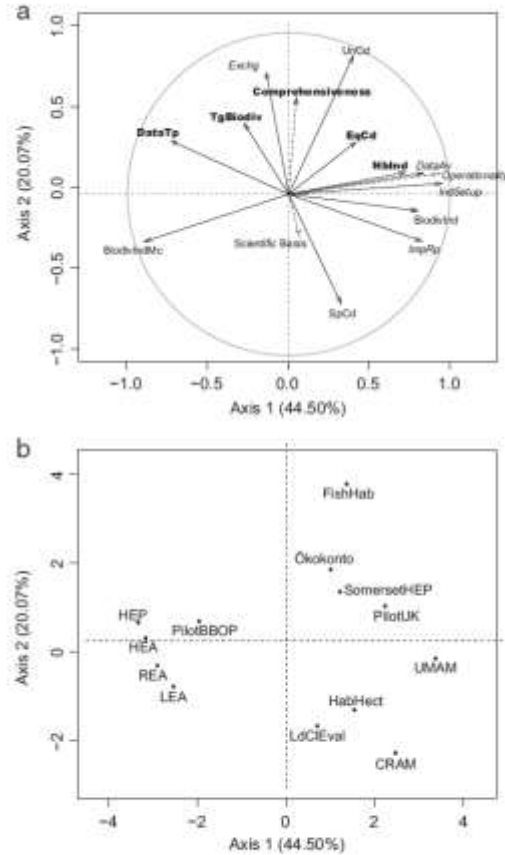


Fig. 2 a PCA variable graph. Criteria relative to operationality are in *italic*, criteria relative to scientific bases are in regular and criteria relative to comprehensiveness are in **bold**. Average scores for each challenge (Operationality, Scientific Basis, and Comprehensiveness) are represented with *dotted arrows*. b PCA individuals graph

(Indicators Setup ~ Number of Indicators, $\rho = 0.64$). In other terms, using scientifically based indicators do not slow down the implementation rapidity and using a set of several well adapted indicators is easier if they have been previously pre-defined.

Positive correlations between criteria related to the same challenges also occur. It is the case for three out of four criteria related to operationality (Data Availability ~ Indicators Setup, $\rho = 0.86$; Indicators Setup ~ Implementation Rapidly, $\rho = 0.78$; and Data Availability ~ Implementation Rapidly, $\rho = 0.54$). This means that it is easy to combine these criteria in order to obtain a good level of operationality. However there is no positive correlation between criteria related to

comprehensiveness and negative correlation for criteria related to scientific basis Biodiversity Indicator Metrics ~ Biodiversity Indicators, $\rho = -0.64$) implying difficulties to develop scientific basis in every aspects.

Groups of EAMs defined by the challenge they best achieve

The PCA highlights the existence of a few groups of EAMs characterized by similar scores for a small number of criteria. Because three criteria (out of the four) related to operationality contributed the most to axis 1, EAMs on the right side of the PCA graph on Fig. 2b can be considered as operational ones (HabHect, PilotUK, SomersetHEP, UMAM, CRAM, Ökokonto, LdCIEval, and FishHab). They have pre-defined indicators, are rapid to implement (less than 1 week or between 1 week and 6 months) and data used are free and quick to collect, or specific data-bases exist for these methods.

On the left side of axis 1, a group of five EAMs (HEP, PilotBBOP, HEA, REA, LEA, Fig. 2b) was defined mainly by two other criteria that contribute to axis 1: BiodivIndMc (90%) and DataTp (73%) (Fig. 2a). These EAMs need complex data to be implemented (data can come from the literature, GIS, simple field visits, field inventories, or field monitoring and modeling) and indicators metrics can be a combination of qualitative and quantitative data (both discrete and continuous).

Criteria contributing the most to axis 2 (Fig. 2a) are Uncertainty Consideration (86%) and Exchangeability (76%) on the upper side and Spatial Consideration (68%) on the lower side. Quite surprisingly, no EAM combines very well both spatial and uncertainty considerations. Furthermore, EAMs trouble making the integration of uncertainty science based: only the Canadian Fish Habitat method (isolated on axis 2 upper extremity) uses a ratio based on existing data-bases providing scientific feedbacks on previous offset measures (highest score for Uncertainty Consideration) in order to adjust the offset surface areas.

A group of three EAMs (HabHect, CRAM, and LdCIEval) appears clearly on Fig. 2b being characterized by high scores for Spatial Consideration, meaning that spatial indicators (e.g., connectivity) are taken into account in the calculation of the compensation unit. Indeed, it makes less sense to evaluate impacted and compensatory sites values within a particular landscape context when equivalence is assessed in a "like for unlike" perspective.

Finally, no group of EAMs can be characterized by high scientific basis as every criterion related to scientific basis contributes to the PCA graph in a different direction (Fig. 2a) involving high scores for this challenge apportioned among EAMs.

Discussion

We analyzed the structure of existing EAMs and assessed the possible synergies and trade-offs between criteria underlying the way EAMs address operationality, scientific basis and comprehensiveness. The studied EAMs share a common structure to evaluate sites biodiversity and to size offset although they handle ecologic, spatial, temporal considerations, and uncertainty in various ways. There is no clear trade-off in challenge achievement but some criteria within or between challenges are negatively correlated. No EAM perfectly addressed all three challenges and groups of EAMs were identified according to criteria or challenge they best achieved.

EAMs General Structure

We identified three main aspects of EAMs common structure that should be considered when developing an EAM and discuss the way they could be improved.

Target biodiversity

All EAMs evaluated biodiversity losses and gains by combining biodiversity "quality" and area. Biodiversity "quality" is expressed in terms of three main components: species (e.g., threatened, endemic, patrimonial), habitat (e.g., protected ecosystems, wetlands, species habitat) and functionalities (e.g., connectivity, wetland functions). Only 5 EAMs out of 13 focus on ecosystem functionalities in addition to species and habitats, while scientists currently strongly encourage assessing biodiversity functionality, notably in order to better integrate "ordinary" biodiversity in offset processes (Regnery et al. 2013b). Offsetting ecosystem functionalities and "ordinary" biodiversity is also beginning to appear in offset policies: for example, the French consultative process "*Grenelle de l'Environnement*" (2007) specifies that "ordinary" biodiversity should be evaluated by Environmental Impact Assessment (EIA), notably for the role played as ecological corridors, and be compensated for if impacted (Quétier et al. 2014). That is why at least part of the "compensation units" should be based on ecosystems functionalities. This should be done in consistency with offset policies which influence considerably the biodiversity components targeted (e.g., the US Wetland Mitigation policy requires offset for wetlands, in Europe the Birds and Habitats Directives requires offset for specific birds species or habitats (EEC 1992, 2009) and the offset measures outcomes (e.g., wetland functionalities restoration, species population conservation). According to the targeted biodiversity (either imposed by offset policies or chosen as best surrogate for all biodiversity) the use of "specialized" or "generalist" EAMs is more or less

appropriate. Specialized EAMs seem best indicated to maximize the accuracy of equivalence assessment when impacts concern a limited geographic zone composed of a single type of ecosystem. Generalist EAMs are probably more appropriate for projects impacting biodiversity over a large area including various habitat types such as wetlands, forests, rivers, meadows, etc., in order to embrace a global view of the site's biodiversity.

Indicators

Indicators chosen as surrogates of biodiversity are at the very heart of EAMs in a sense that they enable calculation of the "compensation units" (Bekessy et al. 2010). Even when the same type of ecosystem is targeted, the set of indicators is different from one EAM to the other, involving various approaches of ecosystem evaluation. This is for example the case for UMAM and CRAM for wetlands, and Habitat Hectare and Land Clearing Evaluation for Australian endemic forest. Moreover, depending on the type of ecosystem evaluated, indicators can reflect one aspect more than the others: ecosystem structure (e.g., forest ecosystem in Habitat Hectare), composition (e.g., species population in Landscape Equivalency Analysis) or functionalities (e.g., wetlands functioning in UMAM). Therefore, careful consideration should be given to the choice of indicators. Notably, indicators found in specialized EAMs can hardly be used to evaluate other ecosystems; doing so would require a range of adaptations (Gaucherand et al. 2015). Bas et al. (2016) provide an example of such promising adaptation as they combined two EAMs (UMAM and HEA) into a hybrid method in order to improve offset in European marine and coastal environment. Nonetheless, we recommend that indicators (for ecological, spatial but also temporal and uncertainty considerations) should be specifically selected to embrace both target biodiversity and offset policies specificities before being adapted from EAM developed in another context.

Predictions

To assess biodiversity losses and gains, predictions have to be made, since offset measures have to be sized mostly before the project can be conducted in order to obtain permits. Predictions concern biodiversity state after impact (effect of habitat destruction or fragmentation on onsite and surrounding biodiversity) and after offset (biodiversity trajectory and likelihood of offset success). The fact that half of the assessment of equivalence is based on prediction means that this assessment is far from precise, especially since accuracy of forecasting is often low. Modeling techniques (e.g., Meineri et al. 2015) adapted to EAMs could greatly increase efficiency in assessing losses and gains

(Resource/Habitat Evaluation Analysis already requires use of modeling, although quite simple). Another way to make more accurate predictions and reduce uncertainty would be for EAM users to take advantage of feedback from previous impacts or offset measures in similar habitats or for the same species or taxa (Walker et al. 2004; Tischew and Kirmer 2007; Tischew et al. 2010). This could be achieved by drawing tendencies from data (Specht et al. 2015) generated by all EIA individually for a large set of projects.

Trade-offs and Synergies between the Three EAM Challenges: Why Do They Exist and How Could They Be Overcome (Or Not)?

Based on their average scores, the EAM challenges we identified as operability, scientific basis and comprehensiveness are not incompatible but still no EAM combines all these challenges perfectly. This is due to some trade-offs occurring between few criteria within and between challenges.

Compromises tend to favor operability

The majority of analyzed EAMs showed high operational scores (8 out of 13 EAMs have mean scores of operability from 64% to 85%, see Appendix E). These more operational EAMs (HabHect, PilotUK, SomersetHEP, UMAM, CRAM, Ökokonto, LdCIEval, and FishHab) use a system of predefined indicators, are mostly specialized and are quick to implement. They are reproducible and easy to use but are very context dependent. For project developers, one priority is to propose offset measures that will be accepted by decision-makers, and that can be rapidly implemented at a reasonable cost (Cuperus et al. 2001). To this end, operational tools are needed and EAMs with predefined indicators seem therefore more suitable, with a higher likelihood of acceptance if assessment is science-based. Most EAMs having predefined indicators with a scoring system rely on rapidly collected and inexpensive (or free) data, and therefore are rapid to implement (UMAM, CRAM, Habitat Hectare, UK Pilot method). However, this can imply compromising on some criteria related to other challenges as it precludes large-scale data collection and modeling, which are elements contributing to comprehensiveness. In addition, the use of rapidly collected data implies that indicator metrics are qualitative which leads to a lower level of scientific basis. Therefore, less operational EAMs (HEP, HEA, REA, LEA, PilotBBOP) which better combine both other challenges are often used for large-scale "voluntary" offset (BBOP 2014a, 2014b) or accidental impacts (Roach and Wade 2006) which should be subject to

less temporal, financial and legislative constraints than "classic" development project.

Heterogeneity in the integration of scientific basis

Trade-offs between criteria within a challenge concern especially scientific basis (EAMs have high scores for one or some criteria related to this challenge but never all of them). Depending on the context and resources, scientific basis are integrated in EAMs either through development of scientifically documented biodiversity indicators (Land Clearing Evaluation) and landscape context integration (Habitat Hectare, CRAM), or through the use of ratios reflecting uncertainty based on feedbacks (Fish Habitat). The heterogeneity in the integration of scientific basis can be explained by differences in knowledge and resources available depending on the EAMs developer organism. Developing EAMs with solid scientific basis for every criterion requires researchers to be involved in EAMs design, alongside offset stakeholders and experts. Besides, both EAMs integrating best scientific basis (BBOP pilot method and Land Clearing Evaluation, see Appendix E) included researchers in their design phase. The number of research projects focusing on improving offset design is increasing (Gonçalves et al. 2015) but there is still a gap between complex and technically advanced tools developed by researchers, such as softwares implemented for identifying important areas for connectivity (e.g., "Graphab", Foltête et al. 2012 or "Circuitscape", Koen et al. 2014) and what is actually used in practice by consultancies and developers. Therefore we strongly encourage researchers to publish or propose research tools and methods available for developers and authorities in the context of biodiversity offset.

Improving synergies between scientific basis and comprehensiveness

There are neither trade-offs nor strong synergies between criteria related to scientific basis and comprehensiveness. Existing knowledge could largely benefit to a better combination of these challenges achievement in order to better assess equivalence in the design phase of offset measures. Notably, key equivalence considerations are well identified in literature (Norton 2009; Bull et al. 2013; Gardner et al. 2013) and science-based solutions have already been suggested to integrate delay and uncertainties in offset design (Moilanen et al. 2009; Laitila et al. 2014; Cochrane et al. 2015). Both ecological and spatial considerations should be addressed using the multiplicity of existing indicators covering a wide range of species and habitats (e.g., Andreassen et al. 2001; Biggs et al. 2006; Regnery et al. 2013c).

Combining operationality, scientific basis and comprehensiveness

Finally, our study aimed to identify if all challenges could be combinable in one EAM accepted by both operational and scientific spheres. One issue that affects all 3 challenges is data: operationality relies on data availability, comprehensiveness on data diversity which influences the accuracy of biodiversity assessment (e.g., species conservation status, Bensettiti et al. 2012), and scientific basis on data provenance (data updating is notably crucial and even more important with global changes modifying ecosystems dynamics, Vitousek et al. 1997). We therefore suggest one main avenue to develop EAMs combining the three challenges: the creation and use of biodiversity offset dedicated data-bases gathering relevant information concerning key equivalence considerations (e.g., risks associated to offset failure based on previous feedback) for at least species and ecosystems frequently targeted in offset procedures. In this way, EAMs implementation could be based on a large amount of data which would be available for users and which could be regularly updated with recent knowledge. This would require a certain investment both in time and money, but would also make information coming from scientific documentation available (for example ecological corridor identification based on the species dispersal ability). An important aspect remains the data interpretation, and tendencies should be established (some data could, for instance, be contradictory) so that the data is used in the most efficient way.

Such data-bases could be developed by public authorities at regional or national level (French government intend to create such data base gathering data from all EIA). Moreover, some companies (Virah-Sawmy et al. 2014) own a large amount of land and therefore have the possibility to offset their impacts on biodiversity on their own land. In this purpose, biodiversity issues (e.g., ecosystems maps or species lists) can better be identified in advance for their offset needs (e.g., French biodiversity observatories in alpine ski resorts). In this way, offset measures could be anticipated and launched before impacts occur to reduce time lags, and the offset site location could be made consistent with biodiversity issues improving sites integration in landscape context.

Conclusion

All studied EAMs share a general framework to assess ecological equivalence where equivalence key considerations (ecological, spatial, temporal, and uncertainties) are taken into account in different ways, which influence EAMs operationality, scientific basis comprehensiveness. The

analysis of these three “challenges” revealed that operationality tends to be favored in EAMs development, while there is heterogeneity in the integration of scientific basis in EAMs. No EAM is fully satisfying as none combines all challenges perfectly. One way of better combining operationality, scientific basis, and comprehensiveness is to develop and use offset dedicated data-bases providing hindsight on local context and previous offset measures. The common structure underlying EAMs suggests that, even though some aspects could be improved, no better solution has yet been found. In developing EAMs, it might be useful to think “out of the box” and invent new structures. Finally, demonstrating ecological equivalence does not guaranty alone offset measures design that reaches the “NNL” objective. Some issues related to what is really done in practice like offset long-term duration, maintenance, and governance, remain of great importance.

Acknowledgements We are thankful to Constance Bersok, Joseph William Bull, Cara Clark, Christian Küpfer, Frank Lupi, Charles K. Minns, Akira Tanaka, and all other experts who filled in the questionnaire, for their relevant comments and advice on Equivalence Assessment Methods. We also thank Serge Muller and Sylvain Pioch for their useful comments on an earlier draft of this article. This research was financed by the French government “CIFRE” grant for PhD students and Electricité de France (EDF).

Compliance with ethical standards

Conflict of interest The authors declare that they have no competing interests.

References

Anderson P (1995) Ecological restoration and creation: a review. *Biol J Linn Soc* 56:187–211

Andreasen JK, O’Neill RV, Noss R, Slosser NC (2001) Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. *Ecol Indic* 1:21–35

Bas A, Jacob C, Hay J, Pioch S, Thorin S (2016) Improving marine biodiversity offsetting: A proposed methodology for better assessing losses and gains. *J Environ Manage* 175:46–59

Beier P, Noss RF (1998) Do habitat corridors provide connectivity? *Conserv Biol* 12:1241–1252

Bekessy SA, Wintle BA, Lindenmayer DB, McCarthy MA, Colyvan M, Burgman MA, Possingham HP (2010) The biodiversity bank cannot be a lending bank. *Conserv Lett* 3:151–158

Bensettiti F, Puissauve R, Lepareur F, Touroult J, Maciejewski L (2012) Evaluation de l’état de conservation des habitats et des espèces d’intérêt communautaire—Guide méthodologique—DHFF article 17, 2007 - 2012. Version 1—Février 2012. Rapport SPN 2012-27. Service du patrimoine naturel, Mus Natl Hist Nat, Paris, 76 p. +annexes

Biggs R, Reyers B, Scholes RJ (2006) A biodiversity intactness score for South Africa. *S Afr J Sci* 102:277

Boulton AJ (1999) An overview of river health assessment: philosophies, practice, problems and prognosis. *Freshw Biol* 41:469–479

Brownlie S, Botha M (2009) Biodiversity offsets: adding to the conservation estate, or ‘no net loss’? *Impact Assess Proj Appraisal* 27:227–231

Bruggeman DJ, Jones ML, Lupi F, Scribner KT (2005) Landscape equivalency analysis: Methodology for estimating spatially explicit biodiversity credits. *Environ Manage* 36:518

Bull JW, Hardy MJ, Moilanen A, Gordon A (2015) Categories of flexibility in biodiversity offsetting, and their implications for conservation. *Biol Conserv* 192:522–532

Bull JW, Milner-Gulland EJ, Suttle KB, Singh NJ (2014) Comparing biodiversity offset calculation methods with a case study in Uzbekistan. *Biol Conserv* 178:2–10

Bull JW, Suttle KB, Gordon A, Singh NJ, Milner-Gulland EJ (2013) Biodiversity offsets in theory and practice. *Oryx* 47:369–380

Burrows L (2014). Somerset habitat evaluation procedure methodology. Somerset County Council

Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) (2009) Biodiversity Offset Design Handbook: Appendices. BBOP, Washington, DC

Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) (2012a) Biodiversity Offset Design Handbook Updated. BBOP, Washington, DC

Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) (2012b) Resource Paper: No Net Loss and Loss-Gain Calculations in Biodiversity Offsets. BBOP, Washington, DC

Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) (2014a) Working towards NNL of Biodiversity and Beyond: Ambatovy, Madagascar—A Case Study. BBOP, Washington, DC

Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) (2014b) Working towards NNL of Biodiversity and Beyond: Strongman Mine—A Case Study. BBOP, Washington, DC

California Wetlands Monitoring Workgroup (CWMW) (2013). California Rapid Assessment Method (CRAM) for Wetlands Version 6.1. 67

Cochrane JF, Lonsdorf E, Allison TD, Sanders-Reed CA (2015) Modeling with uncertain science: estimating mitigation credits from abating lead poisoning in Golden Eagles. *Ecol Appl* 25:1518–1533

Commissariat Général au Développement Durable (CGDD) (2012). La compensation des atteintes à la biodiversité à l’étranger—Étude de parangonnage. Collection « Études et documents » du Service de l’Économie, de l’Évaluation et de l’Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD)

Cuperus R, Bakermans MMGJ, Udo de Haes HA, Canters KJ (2001) Ecological compensation in Dutch highways planning. *Environ Manage* 27:75–89

Curran M, Hellweg S, Beck J (2013) Is there any empirical support for biodiversity offset policy? *Ecol Appl* 24:617–632

Darbi M. & Tausch C. (2010). Loss-Gain calculations in German Impact Mitigation Regulation. Occasional paper contributed to BBOP

Department for Environment Food & Rural Affairs D (2012) Biodiversity Offsetting Pilots Technical Paper the metric for the biodiversity offsetting pilot in England. Department for Environment Food & Rural Affairs (DREFA), London

Duel H, Specken BPM, Denneman WD, Kwakernaak C (1995) The habitat evaluation procedure as a tool for ecological rehabilitation of wetlands in The Netherlands. *Water Sci Technol* 31:387–391

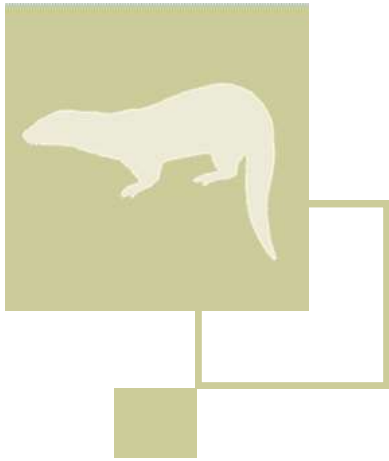
Dunford RW, Ginn TC, Desvousges WH (2004) The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments. *Ecol Econ* 48:49–70

(EEC) E.E.C. (1992) Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Off J Eur Union* 206:7–50

- (EEC) E.E.C. (2009) Directive 2009/147/EC of the European Parliament and of the Council of 30 November 2009 on the conservation of wild birds on the conservation of wild birds (codified version). *Off J L20*:7–25
- Folgate J-C, Clauzel C, Vuidel G (2012) A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. *Environ Model Softw* 38:316–327
- Freckleton RP (2002) On the misuse of residuals in ecology: regression of residuals vs. multiple regression. *J Animal Ecol* 71:542–545
- Gardner TA, Von Hase A, Brownlie S, Ekstrom IMM, Pilgrim JD, Savy CE, Stephens RTT, Treweek J, Ussher GT, Ward G, Ten Kate K (2013) Biodiversity offsets and the challenge of achieving no net loss. *Conser Biol* 27:1254–1264
- Gaucherand S, Schwoertzig E, Clement JC, Johnson B, Quétier F (2015) The cultural dimensions of freshwater wetland assessments: lessons learned from the application of US rapid assessment methods in France. *Environ Manage* 56(1):245–259
- Gibbons P, Briggs SV, Ayers D, Seddon J, Doyle S, Cosier P, McElhinny C, Pelly V, Roberts K (2009) An operational method to assess impacts of land clearing on terrestrial biodiversity. *Ecol Indic* 9:26–40
- Gibbons P, Lindenmayer DB (2007) Offsets for land clearing: No net loss or the tail wagging the dog? *Ecol Manage Restor* 8:26–31
- Gonçalves B, Marques A, Soares AMVDM, Pereira HM (2015) Biodiversity offsets: from current challenges to harmonized metrics. *Curr Opin Environ Sustain* 14:61–67
- Gordon A, Bull JW, Wilcox C, Maron M (2015) Perverse incentives risk undermining biodiversity offset policies. *J Appl Ecol* 52:532–537
- Hooper DU, Adair EC, Cardinale BJ, Byrnes JE, Hungate BA, Matulich KL, O'Connor MI (2012) A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature* 486(7401):105–108
- Husson F, Josse J, Le S, Mazet J, Husson MF (2015) Package 'FactoMineR'
- Jannatre R, Buisson E, Dutoit T (2014) Can ecological engineering restore Mediterranean rangeland after intensive cultivation? A large-scale experiment in southern France. *Ecol Eng* 64:202–212
- Kiesecker JM, Copeland H, Pocewicz 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
- Koen EL, Bowman J, Sadowski C, Walpole AA (2014) Landscape connectivity for wildlife: development and validation of multi-species linkage maps. *Methods Ecol Evol* 5:626–633
- Laitila J, Moilanen A, Pouzols FM (2014) A method for calculating minimum biodiversity offset multipliers accounting for time discounting, additionality and permanence. *Methods Ecol Evol* 5:1247–1254
- Laycock HF, Moran D, Raffaelli DG, White PCL (2013) Biological and operational determinants of the effectiveness and efficiency of biodiversity conservation programs. *Wildlife Res* 40:142–152
- Levrel H, Pioch S, Spieler R (2012) Compensatory mitigation in marine ecosystems: which indicators for assessing the "no net loss" goal of ecosystem services and ecological functions? *Marine Policy* 36:1202–1210
- Madsen B, Moore Brands K, Carroll N (2010). State of biodiversity markets: offset and compensation programs worldwide
- Maron M, Dunn PK, McAlpine CA, Apan A, Maron M, Dunn PK, McAlpine CA, Apan A, Maron M, Dunn PK, McAlpine CA, Apan A (2010) Can offsets really compensate for habitat removal? The case of the endangered red-tailed black-cockatoo. *J Appl Ecol* 47:348
- Maron M, Hobbs RJ, Moilanen A, Matthews JW, Christie K, Gardner TA, Keith DA, Lindenmayer DB, McAlpine CA (2012) Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biol Conserv* 155:141–148
- McCarthy MA, Parris KM, Van Der Ree R, McDonnell MJ, Burgman MA, Williams NSG, McLean N, Harper MJ, Meyer R, Haas A, Coates T (2004) The habitat hectares approach to vegetation assessment: an evaluation and suggestions for improvement. *Ecol Manage Restor* 5:24–27
- McKenney B, Kiesecker J (2010) Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. *Environ Manage* 45:165–176
- Meineri E, Deville AS, Gremillet D, Gauthier-Clerc M, Bechet A (2015) Combining correlative and mechanistic habitat suitability models to improve ecological compensation. *Biol Rev* 90:314–329
- Minns CK, Moore JE, Stoneman M, Cudmore-Vokey B (2001) Defensible methods of assessing fish habitat: lacustrine habitats in the great lakes basin-conceptual basis and approach using a habitat suitability matrix (hsm) method. *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2559
- Moilanen A, Van Teeffelen AJA, Ben-Haim Y, Ferrier S (2009) How much compensation is enough? A framework for incorporating uncertainty and time discounting when calculating offset ratios for impacted habitat. *Restor Ecol* 17:470–478
- NOAA (1995) Habitat equivalency analysis: An overview. Prepared by the damage assessment and restoration program, March 21st 1995, Revised October 4th 2000. NOAA, Washington, DC
- NOAA (1997) Scaling compensatory restoration action: Guidance document for natural resource damage assessment under the Oil Pollution Act of 1990. Damage Assessment and Restoration Program. NOAA, Washington, DC
- Norton DA (2009) Biodiversity offsets: two New Zealand case studies and an assessment framework. *Environ Manage* 43:698–706
- Noss RF (1990) Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conser Biol* 4(4):355–364
- Parkes D, Newell G, Cheal D (2003) Assessing the quality of native vegetation: The 'habitat hectares' approach. *Ecol Manage Restor* 4:S29–S38
- Pereira HM, Ferrier S, Walters M, Geller GN, Jongman RHG, Scholes RJ, Bruford MW, Brummitt N, Butchart SHM, Cardoso AC, Coops NC, Dulloo E, Faith DP, Freyhof J, Gregory RD, Heip C, Höft R, Hurr G, Jetz W, Karp DS, McGeoch MA, Obura D, Onoda Y, Petronelli N, Reyers B, Sayer R, Scharlemann JPW, Stuart SN, Turak E, Walpole M, Wegmann M (2013) Essential biodiversity variables. *Science* 339:277–278
- Poll CE, Willner W, Wrbska T (2016) Challenging the practice of biodiversity offsets: ecological restoration success evaluation of a large-scale railway project. *Landscape Ecol Eng* 12(1):85–97
- Quétier F, Lavorel S (2011) Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biol Conserv* 144:2991–2999
- 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. *Environ Sci Policy* 38:120–131
- Race MS, Fonseca MS (1996) Fixing compensatory mitigation: what will it take? *Ecol Appl* 6:94–101
- Regnery B, Couvet D, Kerbiriou C (2013a) Offsets and conservation of the species of the eu habitats and birds directives. *Conser Biol* 27(6):1335–1343
- Regnery B, Kerbiriou C, Julliard R, Vandavelde JC, Le Viol I, Burylo M, Couvet D (2013b) Sustain common species and ecosystem functions through biodiversity offsets: response to Pilgrim et al. *Conser Lett* 6:385–386

Environmental Management

- Regnery B, Couvet D, Kubarek L, Julien J-F, Kerbiriou C (2013c) Tree microhabitats as indicators of bird and bat communities in Mediterranean forests. *Ecol Indic* 34:221–230
- Roach B, Wade WW (2006) Policy evaluation of natural resource injuries using habitat equivalency analysis. *Ecol Econ* 58:421–433
- Saenz S, Walschburger T, Gonzalez JC, Leon J, McKenney B, Kiesecker J (2013) A framework for implementing and valuing biodiversity offsets in colombia: a landscape scale perspective. *Sustainability* 5:4961–4987
- Sala OE, Stuart Chapin III F, Armesto JJ, Bertlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770–1774
- Specht A, Guru S, Houghton L, Keniger L, Driver P, Ritchie EG, Lai K, Treloar A (2015) Data management challenges in analysis and synthesis in the ecosystem sciences. *Sci Total Environ* 534:144–158
- State of Florida (2004). F-DEP UMAM Chapter 62–345
- ten Kate K, Bishop J, Bayon R (2004) Biodiversity offsets: Views, experience, and the business case. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and Insight Investment, London, UK
- Tischew S, Baasch A, Conrad MK, Kirmer A (2010) Evaluating Restoration Success of Frequently Implemented Compensation Measures: Results and Demands for Control Procedures. *Restor Ecol* 18:467–480
- Tischew S, Kirmer A (2007) Implementation of Basic Studies in the Ecological Restoration of Surface-Mined Land. *Restor Ecol* 15:321–325
- Treweek J, Butcher B, Temple H (2010) Biodiversity offsets: possible methods for measuring biodiversity losses and gains for use in the UK. *Practice* 69:29–32
- US Fish and Wildlife Service (USFWS) (1980). Habitat Evaluation Procedure
- Virah-Sawiny M, Ebeling J, Taptin R (2014) Mining and biodiversity offsets: A transparent and science-based approach to measure “no-net-loss”. *J Environ Manage* 143:61–70
- Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J, Melillo JM (1997) Human Domination of Earth’s Ecosystems. *Science* 277: 494–499
- Wende W, Herberg A, Herzberg A (2005) Mitigation banking and compensation pools: improving the effectiveness of impact mitigation regulation in project planning procedures. *Impact Assess Proj Appraisal* 23:101–111
- Walker KJ, Stevens PA, Stevens DP, Mountford JO, Manchester SJ, Pywell RF (2004) The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biol Conserv* 119:1–18



Chapitre 2

Première étape du développement du cadre méthodologique : formalisation de l'évaluation de la biodiversité au travers d'indicateurs



©Lucie Bezombes

SECTION I

1. Introduction

1.1. Choix de la biodiversité à évaluer

L'objectif de la séquence ERC est d'aboutir à l'absence de perte nette (NNL) de biodiversité. Comme nous l'avons vu en introduction générale, la biodiversité étant complexe, cet objectif ne peut être vérifié que sur une fraction mesurable de la biodiversité (Maron *et al.* 2016). Par exemple, la politique de compensation aux Etats-Unis vise le NNL de la biodiversité et du fonctionnement des zones humides (*Clean Water Act*), au Brésil, celle-ci vise les milieux forestiers tropicaux (*Forest Code Offsets*). Le choix des composantes de biodiversité à mesurer dans le cadre de la compensation, dans l'optique d'atteindre le NNL, est primordial car il reflète un choix de prioriser la préservation de ces composantes par rapport à d'autres (Bull *et al.* 2014; Gonçalves *et al.* 2015).

Dans le contexte de la « crise de biodiversité », il a, en effet, été admis que tout ne pouvait pas être préservé et que les efforts de conservation devaient être priorités (Brooks *et al.* 2006). Les critères sur lesquels baser cette priorisation font débat, notamment car ils ne sont pas nécessairement basés sur des faits scientifiques, mais peuvent l'être également sur des notions de « patrimonialité ». Selon la définition de Chauvin-Louafi et Roussel (Barbault 2005) « *un bien patrimonial est celui dans lequel les hommes se reconnaissent à titre individuel et collectif : ils le considèrent à la fois significatif de leur passé et précieux pour leur avenir. La patrimonialisation ne permet pas de tout conserver : un choix social et culturel est clairement effectué* ». Plusieurs critères sur lesquels baser ce choix peuvent donc être mis en avant :

- **Conservation**, pour préserver une espèce ou un écosystème devenu rare ou en déclin suite à des perturbations (Butchart *et al.* 2004; Rodrigues *et al.* 2006). Les critères UICN sont pour cela pertinents car ils associent différentes facettes de la rareté et incluent une dimension risque d'extinction.

- **Emblèmes**, certaines espèces ou écosystèmes sont notamment emblématiques d'une région comme le panda en Chine, ou originales d'un point de vue évolutif (ornithorynque). Leur protection est facilitée par l'attrait du grand public.
- **Utilité pour l'Homme**, comme par exemple les zones humides qui constituent des zones tampons pour prévenir des inondations, ou les espèces pollinisatrices indispensables à l'agriculture.
- **Ecologie** : les espèces indicatrices de la qualité d'un milieu (exemple du lichen pour les milieux forestiers), clés de voûtes (les supers prédateurs), ingénieures (les lombrics).
- **Adaptation**, avec la préservation d'espèces avec le plus fort potentiel évolutif et qui seront donc à même de supporter les changements climatiques à venir. Les espèces avec la plus forte diversité génétique intrinsèque sont souvent les espèces les plus communes, abondantes et bien réparties.

Les réglementations concernant la protection de la biodiversité sont construites suivant l'un ou plusieurs de ces critères selon les enjeux de biodiversité sur le territoire. En France, plusieurs composantes considérées « à enjeu » figurent dans la réglementation (espèces protégées, zones humides, milieux forestiers, habitats et espèces d'intérêt communautaire). La protection des espèces n'a pas été déterminée strictement sur leur état de conservation (Figure 17). D'autres facteurs sont entrés en jeu, comme la fonction « parapluie » d'une espèce dont la protection permet d'en protéger d'autres.

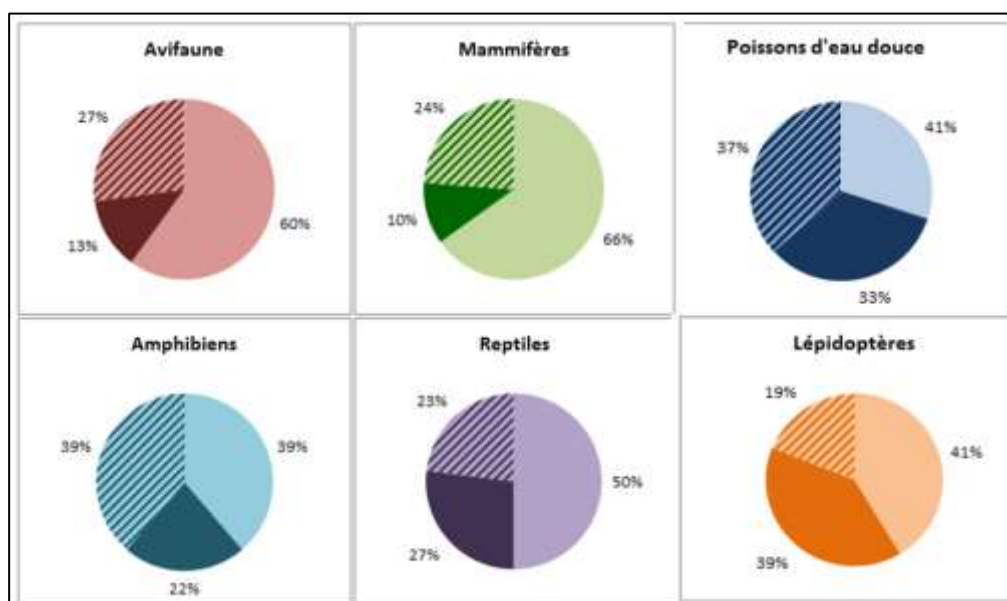


Figure 17 : Proportion des espèces protégées au niveau national (Annexe 2 convention de Berne ; couleur claire), des espèces sur liste rouge France (avec les statuts CR, EN, VU et NT ; couleur foncée) et des espèces à la fois protégées et sur liste rouge (hachuré).

1.2. Mesurer la biodiversité

De multiples mesures de la biodiversité existent selon les composantes que l'on cherche à évaluer (Purvis & Hector 2000; Magurran 2013). Ces mesures passent par la définition d'indicateurs dont le but est de donner une estimation la moins biaisée possible de la biodiversité (Siddig *et al.* 2016). Elles peuvent prendre plusieurs formes (mesures directes ou bien un proxy représentant plusieurs aspects de la biodiversité ; Caro 2010). Heink and Kowarik (2010a) montrent qu'une multitude de définitions (au moins 17) existe pour le terme « indicateur », et que cette terminologie est utilisée dans de multiples contextes. La définition proposée par ces auteurs, qui a vocation à être la plus intégratrice possible des autres définitions, est celle retenue dans le cadre de ces travaux : *un indicateur en écologie (ou planification environnementale) est un composant ou une mesure d'un phénomène environnemental utilisé pour évaluer ou représenter des conditions ou changements environnementaux, ou pour définir des objectifs environnementaux* (traduit de l'anglais). Dans notre cas, le « phénomène environnemental » est la biodiversité et les « conditions et changements environnementaux » sont respectivement les états initiaux des sites ainsi que l'effet des impacts et des mesures compensatoires (MC).

Afin que les indicateurs reflètent au mieux le phénomène à mesurer, certains attributs ont été identifiés comme essentiels dans la littérature (Noss 1990; Dale & Beyeler 2001; Levrel 2007; Heink & Kowarik 2010b; Normander *et al.* 2012). Ces attributs relèvent soit de l'opérationnalité des indicateurs (relativement simples et peu chers à collecter, mesurer ou calculer, existence de données pour les renseigner, présentation claire et interprétable, faisant sens auprès des acteurs impliqués...), soit de la qualité de leurs bases scientifiques (relativement indépendants de la taille de l'échantillon, quantitatifs, testés et approuvés grâce à des analyses statistiques, transparents ...).

Dans le contexte de la compensation, il est particulièrement important que les indicateurs soient sensibles aux changements (ou perturbations) induits par les impacts des projets ou les mesures compensatoires (MC), afin que leurs effets soient visibles (Niemi & McDonald 2004). De plus, la réponse des indicateurs à ces changements doit avoir un caractère non biaisé ou linéaire. Cela permet d'éviter l'effet de saturation de l'indicateur, ayant pour conséquence que la valeur de l'indicateur ne change plus lorsque le stress augmente.

1.3. Objectifs du chapitre 2

Le but de ce chapitre est de formaliser une mesure de la biodiversité sur les sites impactés et compensatoires, à partir de laquelle les pertes et les gains induits par les impacts et les MC pourront être calculés, et l'équivalence écologique évaluée. L'approche suivie illustre le choix des composantes de biodiversité évaluées dans le cadre méthodologique, fait en cohérence avec le contexte règlementaire et écologique français, ainsi que la sélection des indicateurs utilisés pour mesurer cette biodiversité. Afin de répondre aux critères de construction du cadre méthodologique identifiés au chapitre 1, cette approche se décompose en quatre étapes qui permettent de combiner les trois défis (opérationnalité, bases scientifiques et exhaustivité ; Figure 18) :

- **Etape 1** : Définition d'une manière d'évaluer la biodiversité partagée par les acteurs impliqués dans le processus de compensation (maîtres d'ouvrage, bureaux d'études, services instructeurs), à partir de la conception scientifique de la biodiversité.
- **Etape 2** : Identification des exigences règlementaires européennes et françaises relatives à la compensation écologique ainsi que les recommandations à prendre en compte pour l'évaluation de la biodiversité.

Ces deux étapes permettent de justifier le choix des composantes de biodiversité à évaluer.

- **Etape 3** : A partir des résultats issus des deux premières étapes, construction d'un cadre concret d'évaluation de la biodiversité permettant une lecture des indicateurs organisée et cohérente. L'ensemble des indicateurs retenu est exhaustif, c'est-à-dire qu'il intègre les dimensions écologiques et spatiales (évaluation de la biodiversité en lien avec le paysage environnant) et un des aspects de la dimension temporelle (évaluation de la maturation et la dynamique des milieux naturels) de l'équivalence.
- **Etape 4** : Recherche et sélection d'un panel d'indicateurs pertinents à placer dans ce cadre concret d'évaluation par application de filtres « bases scientifiques » et « opérationnalité » successifs.

La méthode suivie à chaque étape est détaillée plus amplement dans la section II.

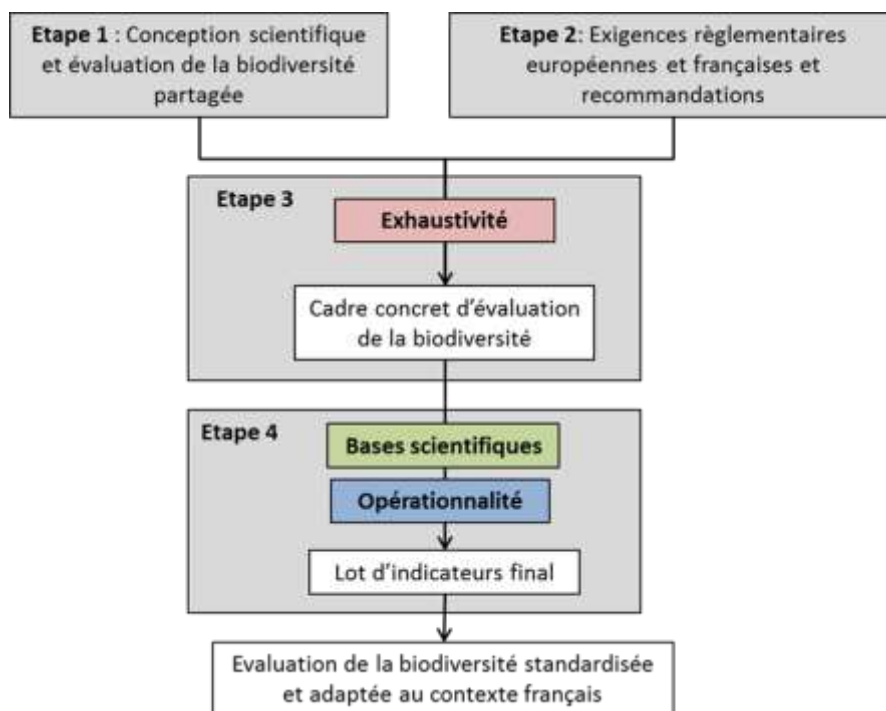


Figure 18 : Etapes du choix des composantes de biodiversité à évaluer et du lot final d'indicateurs utilisés, sur lequel se base le calcul des pertes, des gains et de l'équivalence écologique.

2. Etape 1 : Conception partagée de la biodiversité et de son évaluation

Comme décrit en introduction générale de ces travaux, la biodiversité est un objet d'étude complexe pouvant être évalué de nombreuses manières. Il est donc important que les acteurs en lien avec la compensation, qui ne sont pas tous formés à l'écologie, s'accordent sur une conception de la biodiversité et une manière de l'évaluer partagée par tous, afin de pouvoir travailler sur des bases communes. La définition de la biodiversité issue de travaux scientifiques et faisant consensus actuellement est décrite dans la Convention sur la Diversité Biologique de 1992 et des travaux de Noss (1990). D'après cette définition, la biodiversité peut être évaluée à différents niveaux :

- **Génétique** : diversité des gènes qui constituent la singularité de chaque individu.
- **Spécifique** : diversité des espèces, ensemble des populations d'individus génétiquement différenciées des autres pouvant se croiser entre elles (Couvét & Teyssède-Couvét 2010).

- **Ecosystémique** : diversité des écosystèmes, complexes fonctionnels formés d'une partie biotique (êtres vivants) et abiotique (milieu physicochimique ; Levin 1998).
- **Paysagère** : ensemble d'écosystèmes en interaction, plus ou moins façonné par les activités humaines actuelles ou passées (les bocages sont par exemple des paysages issus des pratiques agricoles ; Butet *et al.* 2004).

D'après Noss (1990) la biodiversité peut également être évaluée pour chaque niveau sous trois angles principaux :

- **la composition**, qui concerne l'identité et la variété des éléments d'un ensemble (diversité spécifique par exemple ; Magurran 2005),
- **la structure**, qui est l'organisation physique ou le schéma suivi par un système, par exemple l'assemblage de communautés (Drake 1991), la structure paysagère, (Turner 1989; Walz 2015),
- **la fonction**, qui implique les processus écologiques et évolutifs comme des flux de gènes (Mech & Hallett 2001), les perturbations (Dornelas 2010), ou les cycles biogéochimiques (Beare *et al.* 1995).

A partir de ces principaux éléments, les acteurs impliqués dans ces travaux de thèse ont conceptualisé l'évaluation de la biodiversité comme présenté en Figure 19. Cette conception partagée a été déterminée en concertation entre chercheurs et validée en « groupe de partage opérationnel⁹ ». Nous ne considérons pas le niveau génétique car il demande des techniques (séquençage en laboratoire notamment) et des méthodes d'évaluation des données non adaptées au contexte actuel de la compensation (Weir 1990). La réduction des coûts de séquençage et l'utilisation accrue de l'ADN environnemental (Miaud *et al.* 2012) pourrait potentiellement permettre d'inclure ce niveau d'évaluation dans le futur. En revanche, il nous a paru important de faire apparaître les interactions spatiales et temporelles qui opèrent entre les différents niveaux observés sous les différents angles (Figure 19), afin de refléter l'aspect multidimensionnel de la biodiversité.

⁹ Ce groupe est composé d'acteurs en lien direct avec les questions opérationnelles liées à la compensation (DREAL, entreprises, bureaux d'études, associations...) et s'est réuni deux fois au cours de la thèse. Son objectif était de confronter les orientations méthodologiques de la thèse avec des visions opérationnelles des membres afin d'enrichir les réflexions en se basant sur leurs expériences.

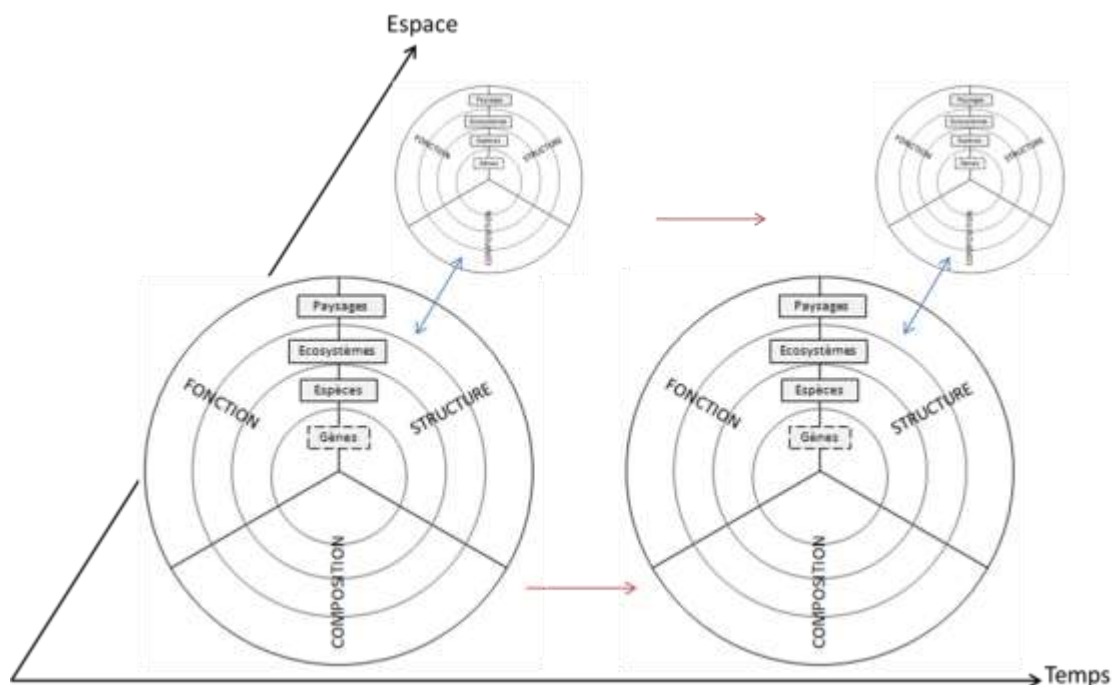


Figure 19 : Conception de la biodiversité. Les flèches bleues représentent les interactions dans l'espace (pouvant se faire à chaque niveau et quel que soit l'angle pris en compte) et les flèches rouges représentent les successions dans le temps.

3. Etape 2 : Exigences réglementaires européennes et françaises et recommandations





En Europe et en France, la réglementation concernant la séquence ERC s'est construite et complexifiée depuis les années 1970 (Annexe 1). Elle doit être appliquée pour tous les projets, plans ou programmes soumis à étude d'impact (décret n° 2011-2019 du 29 décembre 2011 portant sur la réforme des études d'impact des projets de travaux, d'ouvrages ou d'aménagements). Les impacts résiduels significatifs doivent ainsi faire l'objet de MC équivalentes permettant d'aboutir à la « non perte nette » (NNL) de biodiversité (obligation de résultats).

La détermination de cette significativité reste assez floue pour la biodiversité dite « ordinaire », c'est-à-dire celle qui n'est pas sujette à des procédures particulières. Les composantes de biodiversité concernées par ces procédures (Tableau 4) sont les espèces protégées au niveau européen et national, les zones humides, les milieux forestiers et les habitats faisant partie du réseau européen Natura 2000 (dits d'intérêt communautaire). Bien que non précisément définie de manière générale, la significativité des impacts sur

ces composantes est mieux cernée (notamment l'évaluation de l'état de conservation pour les espèces et habitats d'intérêt communautaire ; Bensettiti *et al.* 2012), et c'est donc principalement sur elles que porte la compensation (voir la section II pour plus de détails).

Les lois n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement et n°2010-788 du 12 juillet 2010 portant un engagement national pour l'environnement (dites lois Grenelles I et II), instaurent la mise en place des Trames Vertes et Bleues au niveau national, déclinées au niveau régional dans les Schéma Régionaux de Cohérence Ecologique (SRCE). Des acteurs phares comme le Ministère et le CNPN recommandent alors que les impacts sur les continuités écologiques soient également compensés. Cela va dans le sens d'une prise en compte accrue des impacts sur la biodiversité ordinaire, support de nombreuses fonctionnalités écologiques (dont les continuités), encouragée par les scientifiques (Doremus 2001).

Tableau 4 : Procédures spécifiques dans lesquelles la séquence ERC doit être mise en œuvre selon les composantes de biodiversité identifiées dans l'étude d'impact

	Procédures			
	Dérogation à la destruction d'espèces protégées	Incidences sur les zones humides	Autorisation de défrichement	Incidence sur le réseau Natura 2000
				
Texte réglementaire	Article L. 411-2 du code de l'environnement	Loi n° 2006-1772 de décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques	Ordonnance de janvier 2012 relative au code forestier	Directives Habitat et Oiseaux (EEC 1992, 2009)
Significativité des impacts	Atteinte au bon état de conservation des espèces (Bensettiti et al. 2012)	Atteinte à la qualité des masses d'eau (définie dans les SDAGE)	Dépassement du seuil surfacique minimal de défrichement (défini par département)	Atteinte au fonctionnement du réseau (Evans 2012)
Service instructeur en charge des dossiers	DREAL	DDT	DDT	DREAL / DDT

4. Etape 3 : Cadre concret d'évaluation de la biodiversité

Suite aux réflexions menées aux deux premières étapes, nous avons cherché à construire un cadre concret permettant une évaluation de la biodiversité fidèle à sa conception scientifique et qui prend en compte les contraintes réglementaires ainsi que les recommandations des acteurs phares (scientifiques, Ministère, CNPN...). Les étapes de

cette construction sont détaillées dans la partie II, mais globalement, le cadre d'évaluation a été structuré sur la base des réponses à quatre questions :

- Quelles composantes particulières de biodiversité doivent être prises en compte dans l'évaluation de la biodiversité ?
- A quelle(s) échelle(s) spatiale(s) la biodiversité doit-elle être évaluée ?
- Sous quel angle (composition, structure, fonction) la biodiversité doit-elle être évaluée ?
- Comment intégrer les aspects non réglementaires mais recommandés ?

Le cadre d'évaluation ainsi construit se décline en trois niveaux et deux échelles d'évaluation avec sept critères pour évaluer la biodiversité (Figure 20).

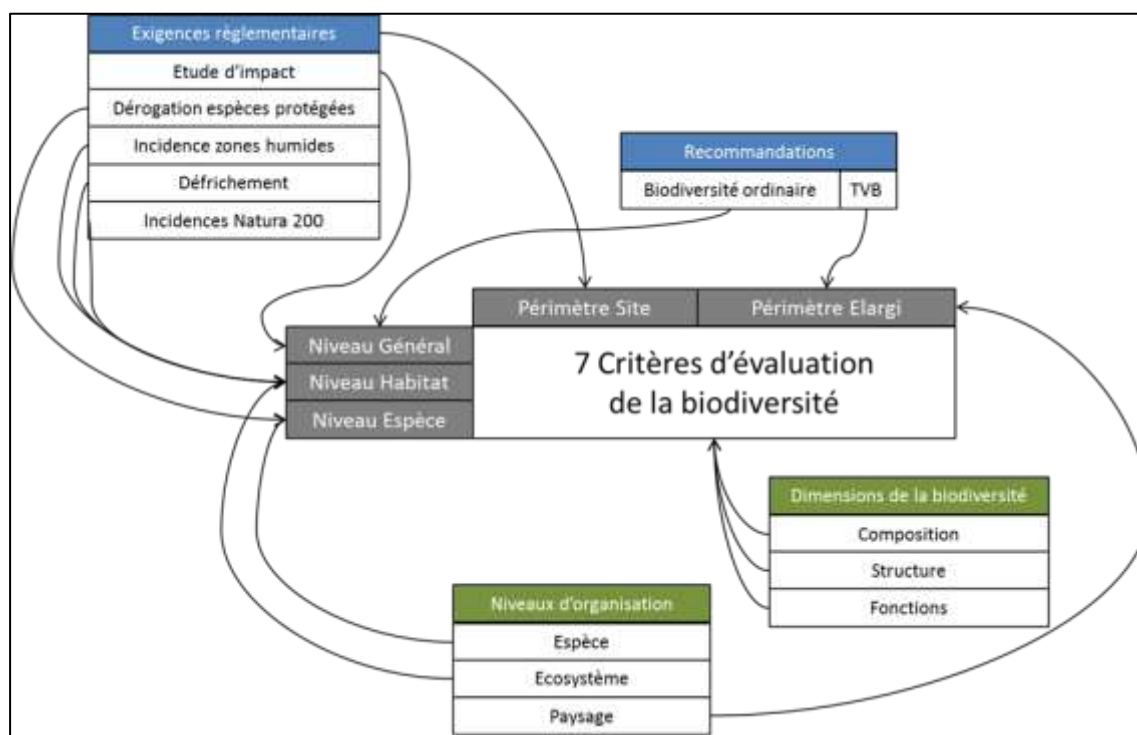


Figure 20 : Lien entre les éléments identifiés aux étapes 1 en vert (évaluation de la biodiversité partagée se basant sur sa conception scientifique) et 2 en bleu (exigences réglementaires et recommandations) et la construction du cadre d'évaluation de la biodiversité.

4.1. Les trois niveaux d'évaluation

La biodiversité du site est d'abord évaluée à un niveau « général » (NG), sans cibler une espèce ou un écosystème en particulier (que l'on nommera « habitat » par la suite pour la double entrée habitat « naturel », définis dans la classification EUNIS (ou

Corine Biotope), et habitat « d'espèce », zone favorable au cycle de vie des espèces (Bunce *et al.* 2013). Le NG permet de réaliser un diagnostic de la biodiversité présente sur le site évalué et d'identifier les habitats et/ou espèces « à enjeu », c'est-à-dire soit faisant l'objet d'une procédure particulière (Tableau 4), soit en danger sur une liste rouge UICN ou tout autre enjeu identifié par le maître d'ouvrage (espèce parapluie, emblématique...). Chaque habitat ou espèce à enjeu identifié est ensuite évalué plus précisément au niveau spécifique, décliné en un niveau « habitat » (NH) et niveau « espèce » (NSp) (Figure 21). Par exemple, le NG peut servir à détecter la présence d'une pelouse à enjeu avec des espèces inféodées à cet habitat. Dans ce cas le niveau NH permet de préciser l'état de conservation de la pelouse en question, les communautés floristiques présentes, la qualité du sol etc. Cela permet de préciser la nature des pertes dues aux impacts et ainsi de mieux cibler les actions de compensation.

L'existence du NG évite de « faire l'impasse » sur la biodiversité ordinaire présente sur un site. D'éventuels pertes ou gains qui ne sont habituellement pas évalués (le focus étant très majoritairement fait sur les composantes de biodiversité soumises à procédure particulière) peuvent ainsi être identifiés.

4.2. Les deux échelles spatiales

A chaque niveau d'évaluation (NG, NH et NSp), la biodiversité est évaluée à deux échelles spatiales (Figure 21) : 1/ au sein du périmètre du site correspondant au projet d'aménagement (comme cela est stipulé dans la réglementation liée à l'étude d'impact), et 2/ dans un périmètre élargi dont le rayon autour du site est variable. Chaque site (impacté et compensatoire) est évalué à ces deux échelles. Le périmètre élargi permet de prendre en compte des éléments d'écologie du paysage, principalement les continuités écologiques mais également l'enjeu écologique de la zone (présence d'espaces protégés, artificialisation des milieux...). Attention : le périmètre élargi du site impacté n'est pas un zonage dans lequel doit se trouver le site compensatoire. La localisation du site compensatoire est une thématique à part qui ne sera pas prise en compte dans le cadre méthodologique (Encadré 1).

Le périmètre élargi est à définir au cas par cas : il dépend des habitats, des espèces et des indicateurs considérés. Le choix du périmètre élargi revient donc à l'utilisateur qui devrait cependant respecter les principes suivants:

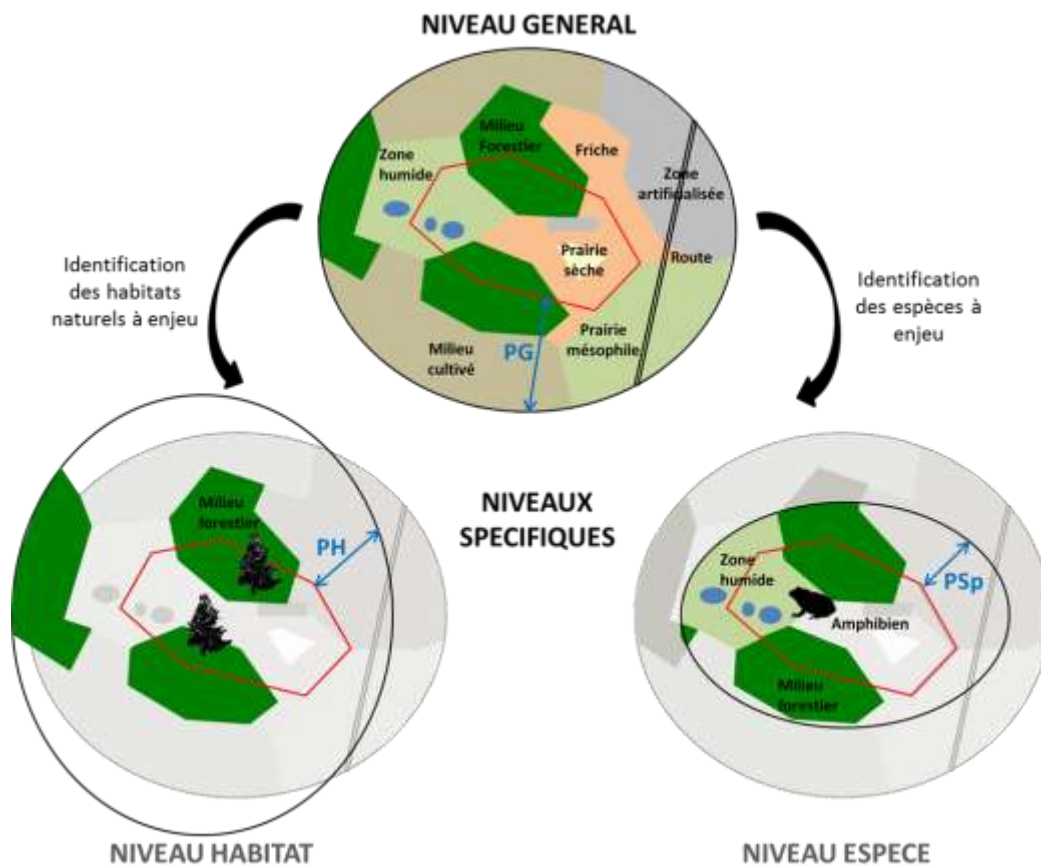


Figure 21 : Représentation schématique du cadre d'évaluation de la biodiversité avec les trois niveaux (général, habitat et espèce) et les deux périmètres (site en rouge et élargi en noir). L'exemple pris ici concerne le milieu forestier et une espèce d'amphibien. Le périmètre élargi est adapté à chaque niveau, le choix reposant sur différents critères : surface des sites (Pg), caractéristiques écologiques de l'habitat (PH) et capacité de dispersion des espèces (PSp).

- **Niveau Général** : Fixer un périmètre élargi de taille arbitraire autour de l'emprise des sites a été envisagé dans un souci de standardisation. Ce choix n'apparaît cependant pas satisfaisant au vu de la diversité des sites, et notamment des surfaces qui peuvent être très variables selon les projets. Or les interactions entre le périmètre du site et le périmètre élargi doivent être évaluées sur des échelles proportionnées. Une solution serait de fixer un périmètre élargi qui soit proportionnel à la surface du site concerné, mais avec une limite minimale (pour les plus petits sites) qui permette d'évaluer le rôle du site dans la matrice environnante, et une limite maximale (pour les grands sites) pour que l'évaluation reste réalisable. Nous n'avons pas encore fixé la proportion à respecter. Pour le faire, il serait nécessaire de réaliser des tests sur un grand nombre de terrains et d'établir des règles et des recommandations plus précises en fonction du contexte d'implantation du site et de son rôle dans ce contexte (enjeux

écologiques, pressions anthropiques...). Dans un premier temps, ce sera donc à l'utilisateur de la méthode de fixer le périmètre élargi qui lui semblera pertinent pour le NG, d'après les enjeux écologiques.

- **Niveau Habitat** : le périmètre élargi pour ce niveau doit permettre l'évaluation de l'insertion d'un habitat naturel (zone humide, milieu forestier...) dans le paysage environnant. L'étendue du périmètre élargi doit donc être fixée sur la base de critères écologiques liés à la nature de l'habitat concerné : l'hydrologie (bassin versant) pour une zone humide, ou l'altitude (étage de végétation) pour un écosystème de montagne.
- **Niveau Espèce** : la taille du périmètre élargi doit être pertinente pour prendre en compte les mouvements des individus de l'espèce considérée. Le paramètre retenu pour choisir le périmètre élargi est la capacité de dispersion des espèces, définie comme les mouvements des individus pour quitter leur site natal. Ce sont des mouvements continus qui peuvent avoir lieu au sein d'une génération ou entre générations (Gaines & McClenaghan 1980). Ces flux ont une importance démographique et génétique particulière pour le maintien des populations (Saunders *et al.* 1991). Le périmètre sera donc à choisir selon l'espèce et le taxon considéré (Annexe 3), des recherches spécifiques dans la littérature devant être réalisées au préalable. Par exemple, la capacité de dispersion moyenne du crapaud commun est de 180 m (Trochet *et al.* 2014), et celle du tétras lyre est de 5 km (Barbet-Massin *et al.* 2012).

Encadré 1 : Localisation des sites compensatoires

La loi biodiversité n°2016-1087 du 8 août 2016 précise que « les mesures de compensation sont mises en œuvre en priorité sur le site endommagé ou, en tout état de cause, à proximité de celui-ci afin de garantir ses fonctionnalités de manière pérenne ». Le cadre d'évaluation ne permet pas de définir la localisation des sites compensatoires la plus adaptée. Il permet l'évaluation de la biodiversité dans un périmètre élargi afin de pouvoir comparer le rôle des sites impactés et compensatoires dans un contexte plus général. S'il s'avère qu'un site compensatoire se trouvant dans le périmètre élargi du site impacté soit propice à mettre en place des MC équivalentes aux pertes, la « proximité » peut correspondre à ce périmètre élargi. La détermination du caractère proche du site impacté de la localisation du site compensatoire est néanmoins dépendante des composantes de biodiversité à enjeu visées, et doit bien souvent faire des compromis entre les différents enjeux. De plus, les critères écologiques ne sont pas les seuls à entrer en jeu. Les contraintes liées à la maîtrise du foncier (acquisition ou contractualisation) s'accroissent avec l'augmentation de l'urbanisation et des besoins pour l'agriculture, laissant peu de marge de manœuvre pour les maîtres d'ouvrage.

4.3. Critères d'évaluation

Selon les composantes de biodiversité que l'on souhaite évaluer, le recours à un angle d'évaluation plutôt qu'un autre peut s'avérer plus pertinent. Par exemple, en Australie, la politique de compensation vise à conserver les forêts endémiques. Pour les évaluer, la méthode d'évaluation de l'équivalence (EAM) Habitat Hectare (Parkes *et al.* 2003) contient des indicateurs relatifs à la structure des milieux forestiers, qui est connue pour les forêts de référence. Dans notre cas, les objectifs de conservation des réglementations spécifiques sont divers (Tableau 4), c'est pourquoi nous proposons d'évaluer la biodiversité sous les trois angles identifiés à l'étape 1 (composition, structure, fonction).

Cependant, afin de rendre l'évaluation plus lisible, sept critères dérivés des trois angles d'évaluation de la biodiversité ont été retenus. La composition (identité et variété des éléments d'un ensemble) se décline en trois critères : Diversité, Patrimonialité, Représentativité. La fonction (processus écologiques et évolutifs) se décline en deux critères : Fonctionnalités et Pressions. Enfin, la structure (organisation physique ou schéma suivi par un système) se décline en deux critères : Structure et Connectivité. Les définitions des critères sont présentées au Tableau 5. Tous les critères ne sont pas évalués à chaque niveau et pour chaque échelle spatiale, certains critères pouvant être inadaptés à certaines échelles ou niveau d'évaluation. Par exemple le critère Connectivité n'a de sens qu'à l'échelle du périmètre élargi.

5. Etape 4 : Recherche et sélection d'un lot d'indicateurs pertinents à intégrer à ce cadre concret d'évaluation

La dernière étape consiste à associer un lot d'indicateurs à chaque critère d'évaluation. La recherche et la sélection d'indicateurs est faite en appliquant à l'ensemble des indicateurs possibles trouvés dans la littérature deux filtres, qui permettent au lot d'indicateurs final d'avoir des bases scientifiques solides tout en gardant un caractère opérationnel (Figure 2.7). Cette étape est plus amplement détaillée dans la section II.

Tableau 5 : Les 7 critères d'évaluation de la biodiversité déclinés des 3 angles d'évaluation.

Angle de biodiversité	Critère d'évaluation	Définition du critère	Périmètre d'évaluation	Références
Composition	Diversité	Variété d'espèces et d'habitats.	Site	Magurran 2005
	Patrimonialité	Présence d'espèces protégées par la réglementation et d'espèces menacées sur liste rouge UICN (au niveau européen, national ou local).	Site et élargi	Butchart <i>et al.</i> 2005; Delzons <i>et al.</i> 2013
	Représentativité	Importance de la présence d'espèces ou d'habitats dans le périmètre du site par rapport à leur présence dans le périmètre élargi.	Elargi	Bodin <i>et al.</i> 2006; Arroyo-Rodriguez <i>et al.</i> 2009
Structure	Structure	Organisation physique des végétaux d'un habitat.	Site	Noss 1990
	Connectivité	Organisation du paysage au regard des continuités écologiques ou des éléments fragmentant de manière générale ou pour une espèce particulière	Elargi	Taylor <i>et al.</i> 1993; Fahrig 2003
Fonction	Fonctionnalités	Processus écologiques permettant le fonctionnement et le maintien des écosystèmes en termes de : -capacité de reproduction des espèces -spécialisation des communautés -qualité du sol -dynamique de la végétation	Site	Holling 1973; Clavel <i>et al.</i> 2011; Pereira <i>et al.</i> 2013
	Pressions	Perturbations naturelles ou anthropiques impactant la biodiversité.	Site et élargi	Vitousek <i>et al.</i> 1997; Spangenberg 2007; Serranito <i>et al.</i> 2016

5.1. Recherche

Une multitude d'indicateurs de biodiversité, utilisés dans divers contextes, existe. Ceci est illustré par l'existence d'un journal scientifique spécifique (*Ecological Indicators*¹⁰) qui regroupe les publications concernant les indicateurs en écologie. Concernant les sources prospectées et la nature des indicateurs susceptibles d'être retenus pour notre cadre d'évaluation, nous avons fixé deux contraintes :

¹⁰ « L'objectif de ce journal est de faire le lien entre le suivi et l'évaluation des indicateurs écologiques et environnementaux avec des pratiques de gestion. Il fournit un forum pour la discussion relatif au développement scientifique appliqué et l'examen des applications traditionnelles des indicateurs ainsi que des approches théoriques, de modélisation et quantitatives telles que l'élaboration d'indice. » Traduit de la page d'accueil du journal.

- les sources prospectées proviennent soit de la littérature scientifique (revues pratiquant le « *peer-review* ») soit de la littérature grise (revues techniques) à condition que des retours d'expériences publiés existent.
- les indicateurs présélectionnés ont des métriques quantitatives, qui permettent une évaluation directe et précise.

En tout, 170 indicateurs ont ainsi été présélectionnés (Figure 22).

5.2. Sélection

Afin d'alléger l'évaluation, le nombre d'indicateurs a ensuite été réduit à un lot nécessaire et suffisant sélectionné en deux temps (Figure 22) présentés ci-après.

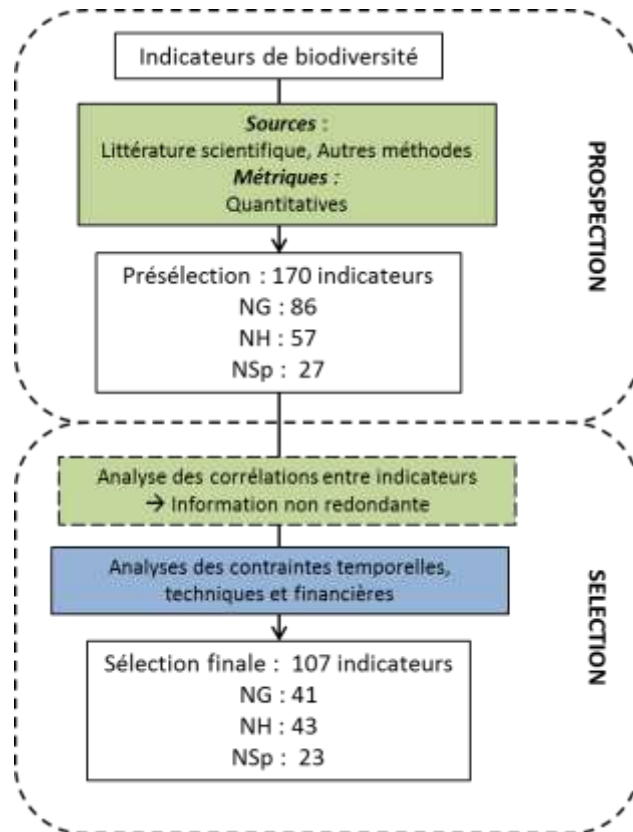


Figure 22 : Application des filtres (bases scientifiques en vert et opérationnalité en bleu) pour la prospection et la sélection des indicateurs de biodiversité intégrés dans au cadre d'évaluation. Le filtre en pointillé n'a été appliqué que pour le NG.

5.2.1. Analyse des corrélations entre indicateurs (NG)

Cette étape a pour but d'éliminer les indicateurs redondants. Cette analyse n'a pu être réalisée que pour le NG car les données issues des sites d'étude n'étaient pas assez nombreuses pour renseigner tous les indicateurs des autres niveaux. Par conséquent, la sélection des indicateurs aux niveaux NH et NSp s'est faite sur des critères d'opérationnalité (point suivant).

Dans un souci de parcimonie, une analyse des corrélations a été réalisée entre les valeurs des 86 indicateurs qui avaient été présélectionnés au NG (voir la section II pour plus de détail). Ces valeurs proviennent de données de huit sites d'étude issus de trois projets (Tableau 3 de la section II ; Figure 23) :

- **Combe Madame**, alpage de montagne dans les Alpes, qui est un des sites d'expérimentation de site naturel de compensation suite à l'appel à projet lancé par le Ministère de l'écologie en 2011¹¹.
- **l'île de Kembs**¹², ancien champ cultivé et parcelle forestière sur lesquels des travaux de restauration de grande envergure ont été mis en place suite au renouvellement de la concession du barrage de Kembs (sur le Rhin) obtenue par EDF en 2007 (Garnier & Barillier 2015).
- **Projet Romanche Gavet**¹³ dont EDF est le maître d'ouvrage. Il consiste en un démantèlement d'anciennes centrales hydrauliques dans la vallée de la Romanche (Isère) pour les remplacer par une seule centrale plus performante. Quatre sites ont été impactés par la construction de la centrale et des MC ont été mises en place sur deux autres sites (suite à une dérogation à la destruction d'espèces protégées).

La description plus précise de ces sites se trouve en Annexe 5. Chaque indicateur présélectionné a donc été renseigné huit fois, une valeur étant obtenue par site. Les trois matrices de corrélation résultantes des analyses de corrélations sont présentées en Annexe 4B. Des indicateurs ont été éliminés de la présélection selon les règles suivantes : si deux indicateurs étaient corrélés, un seul était retenu. Le choix de l'indicateur à retenir était réalisé de la manière suivante :

¹¹ Les détails de la mise en place de cette expérimentation sont présentés sur le site de l'association Initiative Biodiversité Combe Madame (IBCM), opérateur de ce site naturel de compensation <http://www.ibcm.fr>

¹² <http://alsace.edf.com/actions/kembs-le-projet-de-renaturation-de-lile-du-rhin>

¹³ <http://collectivites.edf.com/fichiers/fckeditor/refonte/DPRomanche-Gavet.pdf>

- soit l'un des deux indicateurs était également corrélé à plusieurs autres indicateurs non corrélés entre eux (au moins 5, nombre déterminé arbitrairement), alors c'est cet indicateur qui était éliminé.
- soit il s'agissait d'un groupe d'indicateurs fortement corrélés entre eux. Ce cas concernait principalement des indicateurs assez proches (par exemple un nombre d'habitats, une surface ou une proportion surfacique). Dans ce cas la priorité a été donnée à la cohérence des métriques : elles sont homogènes pour des indicateurs similaires au sein d'un critère (par exemple, les métriques des indicateurs de patrimonialité sont toutes des proportions, et non des nombres ou des surfaces absolues).



Figure 23 : Les 8 sites d'étude. A- Combe Madame autour du refuge (2015) ; B- Île de Kembs (partie champ avec le bras du Rhin restauré, 2015) ; C- Sites impactés du projet Romanche Gavet (Véna, Ponants, Clavaux, Gavet), photos prises par le bureau d'études Karum pour l'état initial avant impacts (dossier de dérogation espèces protégées, 2011) ; D- Sites compensatoires du projet Romanche Gavet (Pont de Gavet en haut et Île Falcon en bas, 2016).

5.2.2. *Prise en compte des contraintes temporelle, technique et financière (tous niveaux)*

Cette étape a pour but d'éliminer les indicateurs trop peu opérationnels. N'ont été retenus que les indicateurs utilisables avec les contraintes temporelle, technique et financière liées au contexte de la compensation. Pour cela, une « note d'opérationnalité » a été attribuée aux indicateurs présélectionnés restant des trois niveaux. Cette note est la synthèse de critère temporel (temps nécessaire au renseignement de l'indicateur), technique (type de compétences nécessaire pour mesurer l'indicateur) et financier (coût de la récolte ou de la récupération de la donnée ; Annexe 4C).

6. Synthèse

Le lot final est composé de 107 indicateurs (Figure 22) présentés dans des Tableaux 6, 7 et 8. Ce nombre permet au cadre méthodologique d'être adaptable à de nombreuses situations, mais dans la plupart des cas, seule une partie de ces indicateurs devra être renseignée. Par exemple, si le site ne contient pas de zone humide, les odonates ne seront pas inventoriés et les indicateurs correspondants n'auront pas à être renseignés.

Les indicateurs n'ont pas tous les mêmes spécificités. La plupart des indicateurs sont généralistes, c'est à dire qu'ils peuvent être utilisés quel que soit l'espèce ou l'habitat concerné. D'autres sont spécifiques à un habitat ou un taxon (par exemple la quantité de bois mort pour les milieux forestiers). Des indicateurs spécifiques sont proposés pour les milieux forestiers, prairiaux et zones humides, ainsi que pour l'avifaune, les chiroptères, les amphibiens, les reptiles, les lépidoptères et la flore (Tableaux 7 et 8). Ces indicateurs permettent d'affiner l'évaluation pour les quelques milieux et taxons cités.

La définition précise de chaque indicateur, la manière de le renseigner ainsi que les limites de son utilisation sont présentées en Annexe 6.

Tableau 6 : Lot final d'indicateurs intégré au cadre d'évaluation pour le Niveau Général

Echelle	Critère	Indicateurs
Périmètre élargi	Connectivité	Longueur de linéaire de transport (km)
		Longueur de linéaire de haies (km)
		Surface de corridor écologique traversant le site (ha)
		Nombre d'espèces de cohérence régionale pour la TVB
	Représentativité	Proportion d'habitats naturels (%)
	Patrimonialité	Nombre d'espaces d'intérêt écologique
		Nombre d'espèces déterminantes ZNIEFF
	Pressions	Proportion de milieux cultivés (%)
		Proportion de zones construites (%)
		Surface de plantes invasives (ha)
Nombre de source de pollution (usines)		
Périmètre site	Diversité	Nombre et surface d'habitats naturels (ha; EUNIS niveau 2)
		Longueur de lisière / ha de milieu forestier
		Nombre d'espèces de faune (décliné par groupe taxonomique)
		Nombre d'espèces de flore
	Patrimonialité	Proportion surfacique des habitats patrimoniaux (%)
		Proportion des espèces patrimoniales (%)
	Fonctionnalité	Proportion de l'avifaune nicheuse (%)
		Proportion des espèces (non avifaune) se reproduisant sur le site (%)
		Indice de spécialisation de l'avifaune (Le Viol <i>et al.</i> 2012)
		Proportion d'espèce de chiroptères spécialistes (%)
	Pressions	Surface de milieux cultivés (ha)
		Proportion de zones construites (ha)
		Nombre et proportion surfacique d'espèces exotiques envahissantes (%)

Tableau 7 : Lot final d'indicateurs intégré au cadre d'évaluation pour le Niveau Habitat

Echelle	Critère	Hab cible	Indicateur
Périmètre élargi	Connectivité	Tous	Indice de fragmentation de l'habitat (Ha/Km) (Lorrillière <i>et al.</i> 2015)
	Représentativité		Surface d'habitat similaire (EUNIS niveau 2) dans les sites patrimoniaux (ha)
Diversité	Nombre d'espèces inféodées à l'habitat (décliné par groupe taxonomique)		
	Nombre de microhabitats (dans les arbres (Regnery <i>et al.</i> 2013b) ou pierriers, andins...)		
Périmètre site	Fonctionnalité		Surface totale d'habitat (ha) et nombre de patches
			Nombre et épaisseur d'horizons de sol comparé au référentiel de Baize and Girard (2009)
			Abondance relative de la mésofaune du sol (nombre/100g)
			Nombre d'espèce bio-indicatrice (Siddig <i>et al.</i> 2016)
			Nombre d'espèce d'avifaune nicheuse inféodée à l'habitat

		Forêt	Nombre de très gros bois vivant et de bois mort (Bensettiti <i>et al.</i> 2012)
			Ancienneté de la forêt (année)
			Densité de lichen (%)
		Prairies	Nombre d'espèces pollinisatrices
			Taux d' de recouvrement par les ligneux (%)
		Zone Humide	Fonctions Hydrologiques, Biogéochimiques et Biologiques (Gayet <i>et al.</i> 2016)
	Structure	Tous	Proportion de flore dominante (%) (Hillebrand <i>et al.</i> 2008)
			Nombre et hauteur des strates de végétation (herbacées, arborescente et arborée)
	Proportion de sol dégradé (%)		
	Nombre d'espèces indicatrices de perturbation		
	Pressions	Forêt	Temps depuis la dernière coupe à blanc (année)
		Zone Humide	Taux de couvert des algues dues à l'eutrophisation (%)

Tableau 8 : Lot final d'indicateurs intégré au cadre d'évaluation pour le Niveau Espèces

Echelle	Critère	Spécificité	Indicateur
Périmètre élargi	Connectivité	Aucune	Surface habitat favorable (ha)
			Surface d'habitat favorable connecté au site (ha)
			Nombre de zones favorables connectées entre elles grâce au site
			Longueur d'éléments fragmentant (Km ou ha)
	Représentativité		Nombre d'observation de l'espèce (bases de données publiques)
Périmètre site	Fonctionnalité	Avifaune	Surface totale d'habitat favorable (ha) et nombre de patches
			Surface d'habitat de nourrissage et de reproduction favorable (ha)
		Chiroptères	Nombre de couples reproducteurs
			Surface d'habitat de chasse favorable (ha)
		Amphibiens	Nombre de gîtes favorables
			Surface d'habitat de reproduction favorable (ha)
			Nombre de mâle chanteurs
		Reptiles	Nombre de pontes
		Lépidoptères	Nombre de micro-habitats favorables
		Flore	Proportion surfacique de plante(s) hôte(s) (%)
	Diversité	Communauté faune	Nombre de pieds et/ ou de station
			Nombre d'espèces
Pressions	Tous	Nombre de familles	
			Surface de milieu ne générant pas de perturbation

7. Apports et limites de la démarche

Afin d'organiser les indicateurs sur lesquels repose l'évaluation des gains et des pertes de biodiversité, nous avons :

- identifié les composantes de la biodiversité qui devaient être évaluées conformément à la réglementation, aux recommandations du ministère, tout en étant cohérentes avec les connaissances scientifiques actuelles sur la biodiversité
- construit un cadre concret d'évaluation permettant d'organiser les indicateurs de la biodiversité et de rendre lisible la démarche d'évaluation
- choisi les indicateurs de biodiversité en appliquant le double filtre de bases scientifiques solides et d'opérationnalité.

Nous avons ainsi obtenu un cadre concret d'évaluation de la biodiversité organisant une batterie d'indicateurs destinés à évaluer les pertes et les gains de biodiversité.

7.1. Une évaluation « en entonnoir »

Le cadre proposé permet une évaluation allant d'un diagnostic général de la biodiversité présente sur les sites à un focus sur des composantes considérées à enjeux et sur lesquelles la compensation va plus spécifiquement porter. Les pertes et les gains sur la biodiversité « ordinaire » sont ainsi visibles, ce qui permet d'orienter les MC pour qu'elles bénéficient non seulement aux composantes à enjeu mais aussi à cette biodiversité ordinaire. Le périmètre élargi permet également de contextualiser l'évaluation au regard d'éléments présents dans le paysage environnant (corridors, espaces protégés ou à enjeu...).

Des indicateurs spécifiques pour l'évaluation précise des habitats n'ont été déclinés dans ces travaux de thèse que pour les milieux forestiers, prairiaux et zones humides car ce sont les principaux habitats à enjeu rencontrés dans le cadre de la thèse. Il sera nécessaire d'ajouter au lot existant, des indicateurs spécifiques à d'autres habitats à enjeu (en plus des indicateurs généralistes adaptés à n'importe quel habitat, Tableau 7) afin de rendre le cadre d'évaluation directement utilisable dans un plus grand nombre de contextes. Les maîtres d'ouvrage pourraient notamment ajuster l'évaluation en ajoutant des indicateurs spécifiques à des habitats fréquemment impactés par leurs activités (milieux rivulaires pour les aménageurs hydroélectriques comme EDF par exemple, ou

les pelouses d'altitude pour les stations de ski). La création d'un site collaboratif sur lequel les acteurs pourraient proposer de nouveaux indicateurs à classer dans les différents critères serait un bon moyen d'améliorer progressivement le cadre d'évaluation.

En ce qui concerne l'évaluation des espèces, leur diversité est tellement importante que les indicateurs spécifiques sont regroupés par groupes taxonomiques (et non déclinés pour chaque espèce). A ce niveau, le dire d'expert est d'avantage sollicité particulièrement pour déterminer le caractère favorable ou non d'un milieu pour une espèce (« Surface totale d'habitat favorable (ha) et nombre de patches » Tableau 8). Les critères sur lesquels ce caractère favorable est déterminé devraient être clairement identifiés par l'expert afin que l'évaluation reste transparente. Par exemple, pour le tétras lyre, les critères pour l'habitat de reproduction pourraient être définis comme : présence au sein d'un habitat forestier d'une mosaïque de milieux ouverts et de bosquets, une hauteur de strate herbacée suffisante et des orthoptères (ressource alimentaire) en grande quantité.

7.2. Perspectives d'amélioration dans la démarche de construction du cadre d'évaluation

L'approche suivie pour construire le cadre d'évaluation comprend quelques limites, la principale étant que l'analyse de la redondance des indicateurs n'a pas pu être réalisée pour les niveaux spécifiques (NH et NSp). En effet, un nombre trop faible d'indicateurs a pu être renseigné pour ces niveaux pour deux raisons :

- la donnée était complètement absente car les inventaires nécessaires n'avaient pas été réalisés (33,9% des indicateurs du NH et 29,6% de ceux du NSp ; Annexe 4A). Les indicateurs du NH nécessitent en effet des données assez spécifiques qui ne sont pas récoltées habituellement dans les procédures (surtout pour la structure de la végétation et des horizons de sol). Pour le NSp, les inventaires étaient hétérogènes selon les espèces, et particulièrement pour la précision de la description de l'habitat favorable.
- la donnée n'était pas présentée de manière à pouvoir extraire l'information souhaitée (33,9% des indicateurs du NH et 22,2% de ceux du NSp ; Annexe 4A). Par exemple, les listes d'espèces de flore n'étaient pas toujours présentées par habitat naturel, ou les couches SIG à l'origine des cartographies d'habitat présentées n'étaient pas disponibles.

Même pour le NG, quelques indicateurs n'ont pas pu être intégrés à l'analyse des corrélations par manque de données (13 indicateurs sur 77 présélectionnés ; Annexe 5A). Ces problèmes de données viennent du fait que la récolte n'a pas été faite spécialement pour renseigner les indicateurs présélectionnés, et que l'analyse a été faite *a posteriori*. Néanmoins, les sites d'étude font partie de projets conséquents et sont très riches en données comparé à la plupart des sites impactés ou compensatoires (Regnery *et al.* 2013a; Bigard *et al.* 2017). Cela a donc permis de tester les corrélations entre 64 indicateurs pour le niveau général, qui est le niveau avec le plus d'indicateurs, et qui est systématiquement utilisé (les NH et NSp ne sont renseignés que s'il y a présence de composantes à enjeu).

Seuls huit sites d'étude ont pu être utilisés pour tester les corrélations entre indicateurs. Pour accroître la précision de l'information obtenue, il serait nécessaire de multiplier les sites d'étude. Les sites du projet Romanche Gavet se situent, de plus, dans la même vallée, assez proches les uns des autres. Malgré une diversité observée entre ces sites, l'ensemble des sites d'étude ne représente qu'une petite partie de la diversité des milieux au niveau du territoire français. L'obtention du nombre conséquent de données nécessaires au remplissage de tous les indicateurs présélectionnés sur beaucoup de sites reste néanmoins très compliquée à l'heure actuelle. Cela pourrait être de moins en moins le cas dans le futur car la nouvelle loi « biodiversité » rend obligatoire le dépôt des données brutes de biodiversité acquises dans le cadre des études d'impact. Des perspectives d'obtenir un nombre plus conséquent de données pour pouvoir tester la redondance de nouveaux indicateurs sont donc ouvertes.

Les indicateurs des niveaux NH et NSp ont été quant à eux sélectionnés seulement selon des critères d'opérationnalité, qui sont des estimations qualitatives des contraintes temporelles, techniques et financières liées aux indicateurs. Ces critères ont été renseignés à dire d'expert ou d'après la littérature quand des éléments liés aux contraintes étaient présents, mais n'ont pas été éprouvés en pratique. C'est pourquoi il est possible que certains indicateurs (du NH et NSp, mais également au NG) soient trop complexes à utiliser dans la pratique. Cela pourra être mis en évidence par des phases de test sur des cas concrets du cadre d'évaluation (voir Chapitre 4).

Enfin, lorsque des indicateurs étaient corrélés et avaient le même niveau d'opérationnalité, nous avons privilégié la sélection des indicateurs habituellement utilisés dans les procédures (Annexe 5A). Cela a été déterminé selon notre expérience des procédures de compensation (étude d'impact, dérogation espèce protégées et incidence loi sur l'eau). Ce critère supplémentaire de choix intervient comme dernier recours pour trancher la sélection d'indicateurs équivalents. Il a l'avantage d'ancrer le choix des indicateurs par rapport au contexte actuel afin de favoriser une utilisation homogène.

7.3. Transposition de la démarche à d'autres contextes

La démarche selon laquelle le cadre d'évaluation a été élaboré (en 4 étapes et avec les 3 filtres) a vocation à pouvoir être mobilisée dans n'importe quel contexte. Le cadre d'évaluation présenté ici est adapté au contexte français et plus globalement européen. La transposition de la démarche dans d'autres contextes réglementaires, politiques et/ou écologiques, nécessiterait des modifications du cadre en tenant compte des différences pouvant exister sur les points suivants :

- **Politiques de compensation** : en France, l'effort de conservation est mis sur les espèces protégées et les habitats d'intérêt communautaire, d'où les niveaux spécifiques du cadre d'évaluation. Au Royaume-Uni en revanche, l'accent est mis sur la biodiversité ordinaire et en Allemagne la compensation intègre plusieurs composantes environnementales et se base donc plus sur les fonctions (dont la fonction esthétique, d'usage du sol etc. ; Wende *et al.* 2012). En Australie et au Brésil, la conservation des forêts endémiques prend une importance particulière (Coates & Atkins 2001; Ribeiro *et al.* 2009) et aux Etats-Unis, historiquement ce sont les zones humides qui bénéficient le plus de MC (Goldberg & Reiss 2016). Ces spécificités pourraient être prises en compte avec des niveaux spécifiques, ou des critères supplémentaires ou encore à l'aide d'un lot d'indicateurs dédiés.
- **Naturalité des écosystèmes** : elle peut se référer à des écosystèmes sans influence de l'activité humaine. En France, la surface de tels écosystèmes est négligeable. Il n'est donc pas pertinent d'inclure au cadre d'évaluation une notion de naturalité qui pourrait être prise comme un état de référence d'un écosystème « idéal » vers lequel on chercherait à se rapprocher avec les MC (Stoddard *et al.* 2006). Dans les régions où de tels écosystèmes existent encore, il pourrait être intéressant d'intégrer par exemple un critère spécifique afin que cette naturalité puisse être préservée. En Europe cette naturalité a été évaluée pour les milieux aquatiques.
- **Types d'écosystèmes** : pour ces travaux de thèse nous nous concentrons sur les milieux terrestres (dont les zones humides) car ce sont ceux pour lesquels la compensation a été le plus étudiée. Des projets d'aménagement impactent néanmoins les milieux aquatiques continentaux et marins (EDF gère, par exemple, 75% des réserves d'eau nationales de surface avec des aménagements hydroélectriques) qui ont un fonctionnement différent des milieux terrestres et qu'il conviendrait donc de prendre en compte dans l'évaluation, avec un niveau dédié par exemple. La France

étant le troisième domaine maritime mondial, une adaptation au milieu marin serait également une plus-value (par exemple selon les travaux de Bas *et al.* 2016).

- **Echelles spatiales** : dans le cadre d'évaluation, la biodiversité est évaluée pour chaque site à deux échelles (périmètre du site et périmètre élargi). Le périmètre élargi reste limité car l'occupation de sols en France varie sur des surfaces relativement restreintes. Sur des territoires où les espaces sont plus vastes (Etats-Unis, Canada, Chine, Brésil...), une évaluation à une échelle paysagère plus large pourrait permettre de mieux prendre en compte les populations d'espèces (Bruggeman *et al.* 2009) et l'effet des impacts ou de la compensation sur la matrice paysagère. En France, une approche au niveau territorial de la compensation est de plus en plus recommandée pour prendre en compte les impacts cumulés et orienter la localisation des impacts et de la compensation (MEB 2016; Bigard *et al.* 2017). Le cadre proposé pourrait être adapté en ajoutant une échelle spatiale supplémentaire pour l'évaluation

8. Conclusion

Le cadre concret d'évaluation de la biodiversité présenté dans cette partie permet de formaliser l'évaluation de la biodiversité et la comparaison des sites impactés et compensatoires au travers d'indicateurs organisés. Les indicateurs retenus ont été sélectionnés pour répondre aux trois défis (opérationnalité, bases scientifiques et exhaustivité). La démarche mise en œuvre pour aboutir à ce cadre est davantage détaillée dans la section II. Concrètement, les indicateurs proposés servent à évaluer les états initiaux réels des sites impactés et compensatoires, ainsi que les états des sites après impacts et après MC. Cela permet de calculer les pertes et les gains pour chaque indicateur et d'évaluer ainsi l'atteinte ou non de l'équivalence écologique pour chaque indicateur. Cependant, le montage des dossiers exige de pouvoir prédire la valeur probable des indicateurs après impact et après mesures compensatoires, et ce avant que les travaux n'aient réellement lieu. Les prochaines étapes de la construction du cadre méthodologique (présentées dans les chapitres suivants) consistent donc à déterminer comment prédire l'effet des impacts et des MC sur les indicateurs de biodiversité en prenant en compte la dimension temporelle et les incertitudes. La qualité des prédictions conditionne la validité du calcul des pertes et des gains sur lesquels se base l'atteinte de l'équivalence écologique et la vérification de l'objectif de NNL.

SECTION II

From conceptual vision to practical evaluation of biodiversity for ecological equivalence assessment in the context of biodiversity offsets.

Lucie Bezombes (1) (2), Thomas Spiegelberger (1), Stéphanie Gaucherand (1), Véronique Gouraud (2) Christian Kerbiriou (3,4)

(1) Université Grenoble Alpes, Irstea, UR EMGR, 2 rue de la Papeterie-BP 76, F-38402 St-Martin-d'Hères, France

(2) EDF R&D, Laboratoire National d'Hydraulique et Environnement, 6 Quai Watier, F-78400 Chatou, France

(3) Muséum National d'Histoire Naturelle, Centre d'Ecologie et de Sciences de la Conservation, UMR7204 MNHN-UPMC-CNRS, 55 Rue Buffon, F-75005 Paris, France

(4) Station de biologie marine, place de la croix, F-29900 Concarneau, France

Acknowledgments

We are thankful to Marie-Eve Reinert for her useful comments on an earlier draft of this article. We are grateful to the researchers from IRSTEA who participated in the working group on the framework development. We also thank Agnes Barillier and Frederick Jacob for relevant comments and advice on the choice of indicators, and all the organizations that collected the data on the study sites. This research was financed by the French government "CIFRE" grant for PhD students and Electricité de France (EDF).

Key words

Biodiversity offsets, biodiversity indicators, standardized framework, ecological equivalence, offset policy, operationality, scientific basis, comprehensiveness

- Article soumis à la revue *Ecological Indicators* – Réponse d'un reviewer reçu en septembre 2017 (révisions modérées) et re-soumission en octobre 2017.
La version suivante est la version révisée d'octobre 2017.

Abstract

In response to biodiversity erosion caused by human activities, biodiversity offsets is widely used to compensate for negative impacts with an objective of “no net loss” (NNL). One major challenge is selecting biodiversity metrics based on which the losses due to impacts and the gains due to offset measures will be calculated and the equivalence between them assessed. Metrics should be adapted to both the offset policy requirements and biodiversity complexity. In most European countries, the methods used and case-by-case practices are heterogeneous, a situation which does not guarantee achieving NNL. We suggest an approach to facilitate the elaboration of a practical and standardized framework for biodiversity evaluation in order to assess the ecological equivalence between losses and gains. The approach contains four steps during which filters are applied so that the framework is science-based, operational and comprehensive. We adapted the approach to the European offset policy, taking into account specificities of the context in France. The resulting framework combines the complexity of biodiversity expressed within a conceptual vision shared by stakeholders and legislative constraints within offset policies (steps 1 and 2). It includes two levels of biodiversity evaluation (a general level and a specific level subdivided into species level and habitat level) at two spatial scales (large and site scales; step 3). Biodiversity is evaluated with seven criteria derived from the conceptual vision of biodiversity (step 3), broken down into a final set of necessary and sufficient indicators (step 4). The selection of indicators was validated with concrete data from eight study sites (step 4). The approach aims to be integrative and adapted to a large number of situations, but for certain contexts possibly different features are identified in the resulting framework. We finally suggest future work necessary to complete the standardized framework with components particularly related to biodiversity losses and gains and equivalence assessment.

1. Introduction

Biodiversity offset is currently widely used to counteract impacts from development (Pilgrim *et al.* 2013). It consists in compensating biodiversity losses with commensurate gains provided by offset measures, in order to achieve “no net loss” (NNL) of biodiversity (ten Kate *et al.* 2004). Implementing biodiversity offset implies that initial states of biodiversity on both impacted and compensatory sites must be evaluated. Consequently, metrics have to be chosen as surrogates for biodiversity, based on which the ecological equivalence between losses and gains is calculated to demonstrate NNL (Quétier & Lavorel 2011).

Depending on the offset policy, metrics target different biodiversity components according to local and national conservation issues (McKenney & Kiesecker 2010). In the USA, wetlands are mitigated under the Clean Water Act (1972), and metrics are usually related to wetland functions (State of Florida 2004; Levrel *et al.* 2015). In the state of Victoria in Australia, the Native

Vegetation Act (2003) imposes compensation for endemic forest, and metrics represent vegetation cover and structure (Parkes *et al.* 2003). In Europe, where anthropogenic pressure on ecosystems is high, the use of basic mitigation metrics based on pristine habitat is nearly impossible; therefore, offset policies are currently complex and have been built up since the 1970's based on early conservation principles (Quetier *et al.* 2014). Biodiversity offset is currently required for several biodiversity components, for which conservation outcomes are stipulated in different legislations at both European and member state levels. Offset measures must be implemented when significant residual impacts (those remaining after avoidance and reduction) occur on those biodiversity components (e.g., in France for wetlands, forests, protected species and natural habitats and the Natura 2000 network; European Directive on Habitat 1992).

Despite the recent enactment of new laws in European countries strengthening offset objectives and implementation (i.e., in France the Recapture of Biodiversity and Landscapes law in 2016), in some countries there are still no recommended and available standardized metrics or methods to size offsets (e.g., France, UK, Spain, Italy). Only a few methods are starting to emerge in these countries (Department for Environment Food & Rural Affairs (DREFA) 2013; Gayet *et al.* 2016). Therefore, there exists a gap between offset policy requirements and usual practices, making it problematic to achieve the NNL of specific target biodiversity components (Regnery *et al.* 2013).

In practice, metrics used to evaluate biodiversity, in the context of biodiversity offsetting, should combine two main characteristics: they should meet legal requirements (McKenney & Kiesecker 2010) and capture the complexity of biodiversity (Gardner *et al.* 2013). The biodiversity components at stake are usually selected based upon anthropogenic considerations to address conservation issues (Regnery *et al.* 2013) but can also address ecological issues such as ecosystem functionalities (Levrel *et al.* 2012). However, how these components at stake should be evaluated remains a key challenge. The main reason is that biodiversity is multidimensional and can be observed at several organizational, spatial and temporal scales (Noss 1990), which makes its evaluation complex. Moreover, biodiversity offsets are implemented in a context of development projects where the evaluation of biodiversity is subject to technical, financial and temporal constraints (Cuperus *et al.* 2001; Quigley & Harper 2006).

Standardized frameworks could improve this evaluation of biodiversity and the assessment of ecological equivalence between losses and gains, by suggesting quantitative metrics (Gibbons & Lindenmayer 2007) that better combine legislation requirements and biodiversity complexity. Based on this observation, we developed a pragmatic methodological approach to facilitate the development of this type of standardized framework for practical biodiversity evaluation in the context of biodiversity offset. We proceed in four steps: (1) rallying all the actors involved around the conceptual vision of biodiversity which should be shared by stakeholders; (2) identifying the characteristics of the offset policy and the legislation requirements; (3) developing a practical framework for biodiversity evaluation; and (4) prospecting for and selecting a relevant set of

indicators within the framework. Following these four steps, different filters are applied (Fig. 1) to ensure that the framework is operational, science-based and comprehensive, which are necessary attributes for the framework to enable achieving NNL (Bezombes *et al.* 2017). We apply this approach in the European context including the specificities of the French legislation and validate it with data collected on eight impacted and compensatory sites in France. We present the resulting standardized framework step by step.

2. Step 1: Rallying all the stakeholders involved around a shared conceptual vision of biodiversity

The first step of this approach is to rally stakeholders involved in biodiversity offset around a shared conceptual vision of what biodiversity is. In the context of development projects, biodiversity issues are often considered by companies as legislative constraints leading to uncertain results. This first step should be a good opportunity to open up a dialogue between all stakeholders and spread knowledge about biodiversity toward the ones not usually directly involved in biodiversity matters. This is a prerequisite for environmental issues to be taken into account as soon as the project is conceived, while all the options are still possible. The result should be a consensus on the concept of biodiversity, which in turn will prefigure how components of biodiversity should be assessed. Since biodiversity is multidimensional, it is important to conceptualize its intrinsic complexity as an explicit common basis for its evaluation. This should increase the project efficiency by avoiding wasting time and money on doubtful evaluation of biodiversity with a high risk of being rejected by the relevant authorities. Also, using such an innovative approach can give a better advertising for developers and improve their image with the environmental authority that delivers the permits.

According to the Convention of Biological Diversity (CBD Secretariat 1992), biodiversity has been defined as the diversity between organisms and their interactions at different levels of organization, from genes to ecosystems. We propose to evaluate these levels in terms of three primary dimensions: the composition, structure and function of biodiversity as recommended by Noss (1990). These dimensions should be evaluated at both spatial and temporal scales of biodiversity. Indeed, spatial patterns drive the interactions between organisms at each level of organization (e.g., the flow of species from one favorable habitat to another through ecological corridors). There are also temporal successions of fauna and flora from the pioneer to the mature state of an ecosystem whose dynamic is influenced by the perturbation regime.

We agreed that evaluating biodiversity according to the conceptual vision integrating all the above-mentioned elements should capture biodiversity in its complexity. Encouraging stakeholders to discuss and agree on the conceptual view of biodiversity before developing metrics for offset design may lead to greater awareness of the complexity of biodiversity, a more

complete evaluation of biodiversity components by better including its essential features and finally greater and better acceptance of biodiversity offsets.

3. Step 2: Identifying the characteristics of the offset policy and the legislation requirements

The second step of our approach consists in identifying the characteristics of the offset policy and the legislation requirements that determine a set of biodiversity components at stake that have to be offset. This involves analyzing what is mandatory and what is not mandatory but considered as good practices (Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) 2012b) that contribute to improving biodiversity offsetting and in turn the acceptance of project developments.

3.1. Mandatory

In Europe, species protection is based on the EU Habitats Directive and the EU Birds Directive. Over 900 plant and animal species are protected under Annex IV of the EU Habitats Directive 92/43/EEC (EEC 1992), and all wild birds are protected under Article 1 of the EU Birds Directive 2009/147/EC (codified version of Directive 79/409/EEC as amended; EEC 2009). The protection of these species (with particularly declining population dynamics for most of them; Donald *et al.* 2007) prohibits the destruction or alteration of their habitats. When developers cannot avoid negative impacts on species (considering the economic and social issues of development projects), derogation requests to legal protection can be attributed under articles 9 and 16 of the EU Habitats and Birds Directives. According to these articles, development projects may be authorized under the condition that offset measures maintain or restore a favorable conservation status (Table 1) of the species populations concerned (EEC 1992, 2009). Thus, to effectively conserve these populations, offset measures have to target the same species that are impacted (like for like). In addition to the European laws, in France, Environmental Impact Assessment (EIA) procedures are mandatory for projects defined in article R.122-2 of the Reform of the EIA Decree (2012). In these cases, the mitigation hierarchy (avoid, restore or rehabilitate and offset) must be applied and any significant residual impacts on woodlands, wetlands, protected species and protected natural habitats (at the European and national scales) have to be compensated by appropriate offset measures (Table 1) because they are considered biodiversity components at stake (Quetier *et al.* 2014).

3.2. Not mandatory but recommended

In addition to these mandatory requirements, a French consultative process called “Grenelle de l’Environnement” has also encouraged developers since 2007 to evaluate the impacts of their

projects on landscape level connectivity. Moreover, the EU 2020 Biodiversity Strategy requires that by 2020, ecosystems and their services be maintained and enhanced by establishing green infrastructure and restoring at least 15% of degraded ecosystems (Commission to the European Parliament 2014). Also, other areas classified as natural areas of ecological, zoological and floristic value (ZNIEFF) are considered as patrimonial areas, which do not benefit from mandatory protection, but the jurisprudence confirms that their presence must be taken into account in development projects.

In general, increasing recommendations from scientists stipulate that offset measures should focus on ecosystem functionalities. In practice, impacts on “ordinary biodiversity” (i.e., biodiversity components not considered to be at stake) are usually declared as nonsignificant, even though ordinary biodiversity supports ecosystem functionalities (Smith & Knapp 2003; Solan *et al.* 2004) and is declining (Julliard *et al.* 2004; Jiguet *et al.* 2010).

4. Step 3: Developing a practical framework for biodiversity evaluation

The objective of the third step is to develop a practical framework for biodiversity evaluation taking into account the complexity of the conceptual vision of biodiversity (step 1) but also adapted to a particular context of offset policy with legislation requirements (step 2, Fig. 1), which makes the framework comprehensive. The elaboration of the framework can be guided by the four following questions.

4.1. What biodiversity components at stake does the framework target?

To be operational, the framework should first focus on biodiversity components that must be offset by legislation. In the French offset policy, the EIA procedures ensure that a diagnosis of the biodiversity present and possibly impacted is carried out in order to select the components at stake in both European and French offset policies (see step 2). The problem is that currently, these components are evaluated heterogeneously depending on a species' conservation status on the IUCN Red List (endangered species receive greater attention) and the stakeholders involved (Regnery *et al.* 2013). These heterogeneous practices do not guarantee NNL and lead to losses of biodiversity. Therefore, to fit all procedures (Table 1) in a more standardized and reproducible way, we suggest that the framework carries out the evaluation at two levels: a level sticking to the protected species and habitats legislation and a more general level including the ordinary biodiversity (see Fig. 2a):

- a general level (GL), where the biodiversity present on an impacted and a compensatory site is evaluated in every case and in a general way, that is without focusing on a particular species or natural habitat. The ordinary (supporting ecosystem functionalities) and patrimonial biodiversity can be diagnosed in EIA with this level. This level should be used for every site evaluation. - a

specific level (SL), which is further subdivided into species level (spL) and habitat level (hL), where components at stake detected at the GL are in the focus. They are evaluated in a more detailed manner (species needs, population viability, threats, habitat structure and maturation etc.), because they may be subject to offset if residual impacts persist after the avoidance and reduction phases. Within the European offset policy, the spL can be used to evaluate species protected under the EU Habitats and Birds Directives, and the hL for natural habitats that are part of the Natura 2000 network. This level should be used for sites where species or habitats at stake are identified.

4.2. What spatial scale does the framework support?

Biodiversity losses and gains can be assessed at different spatial scales for each level of biodiversity organization (Fig. 2). In Europe, despite the EU Strategy on Green Infrastructure, there is no obligation to evaluate biodiversity at the landscape level (general term used here to describe the surrounding environment (several kilometers) of impacted or compensatory sites). In France, only significant residual impacts on important ecological corridors tend to be compensated. For linear infrastructures such as roads and railways, the landscape context is increasingly taken into account due to their highly fragmenting effect on landscape over long distances (Cuperus *et al.* 2001; Jones *et al.* 2014; Mimet *et al.* 2016). One major difficulty is to evaluate the value of the impacted or compensatory site in a broader landscape context (Bruggeman *et al.* 2009), notably because of the lack of available data, making the assessment of losses and gains at a large spatial scale quite sensitive. The way these aspects are integrated into the assessment of losses and gains remains mainly case-dependent and is often based on expert opinion only.

Therefore, we included an enlarged evaluation of biodiversity in the framework. To do this in a standardized way, for each of the three levels (GL, sL and hL), we suggest that biodiversity is evaluated at two spatial scales (see Fig. 2b):

- the site scale (SS), which corresponds to an evaluation of biodiversity within the perimeters of the impacted and compensatory sites. Biodiversity is evaluated in terms of species and ecosystems. The direct influence of impacts (e.g., destruction of 1 ha of wetland) or offset measures (e.g., restoration of 2 ha of wetlands) can be observed at this scale, as well as species perturbation.

- the large scale (LS), which is an area surrounding the sites (Fig. 2b) with a perimeter considered according to various issues: the size and shape of impacted and compensatory sites (at the GL), their location in the catchment (at the hL), and dispersal capacity or vital area of the species at stake (at the spL). The LS does not properly correspond to a landscape context as depending on the project it would cover a very wide area that is too time-consuming to prospect. Evaluation at

this scale is a proxy for larger phenomena such as connectivity between favorable habitats for a species, which can be fragmented by development projects or restored with offset measures.

4.3. What dimensions of biodiversity are taken into account within the framework?

As mentioned in step 1, we consider three main dimensions to evaluate biodiversity: composition, structure and function (Noss 1990). Depending on the conservation outcomes put forward as offset policy objectives, some dimensions are more appropriate to evaluate the biodiversity components at stake than others. For example, in the Habitat Hectare approach (Parkes *et al.* 2003), the structure of the native vegetation is evaluated, given that the offset policy aims to maintain the naturalness of endemic forests. In the *Fish Habitat* approach (Harper & Quigley 2005), the composition, structure and function of lacustrine habitats are evaluated, given that the offset policy aims to maintain lake fish productivity. These approaches assume that native habitats function well and possess features allowing persistence of species over time. However, in Europe where anthropogenic pressures on ecosystems are high and have lasted for a long period of time, ecosystems have evolved with human practices and some highly valued habitats are dependent on land use (e.g., calcareous grasslands supporting high biological diversity; Doxa *et al.* 2012). As there are several objectives for biodiversity offset depending on the components considered (Table 1), all three dimensions are necessary to evaluate biodiversity in a comprehensive way.

To facilitate the understanding of the framework without in-depth knowledge in ecology, we broke down the compositional, structural and functional dimensions of biodiversity into seven criteria (Table 2). Most of the criteria are related to ecological processes, except for the “Patrimonial Status” criterion, which refer to anthropogenic conservation choices.

According to Noss (1990), the term “function” involves ecological and evolutionary processes, including gene flow, disturbances and nutrient cycling. Therefore, we related it to the “Pressure and Management” and “Functionalities” criteria, specifying the “Functionalities” criterion as four main processes identified as the most relevant for offset policy objectives (Table 2).

4.4. How does the framework integrate non mandatory good practices and recommendations?

Some practices and recommendations may not be enacted in the legislation, but still increase effective biodiversity offsetting and acceptance of the project. They can be mentioned in guidelines recognized by the offset policy (e.g., Cuperus *et al.* 1999; Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) 2012a, b; CGDD 2013), they can be encouraged by expert panels evaluating and advising legal authorities on the application of the mitigation hierarchy (e.g., National Committee for Nature Protection (CNP) in France) and they can emerge from scientific research (Evans *et al.* 2015; Gelcich *et al.* 2016).

In France, the obligation of achieving NNL is currently legislated, but no method detailing how to measure it is imposed. Therefore biodiversity offsetting is based to a large extent on recommendations, notably:

-Offsetting impacts on connectivity are recommended at both the European and national levels (EU Strategy on Green Infrastructure and Grenelle de l'Environnement). Our framework integrates the "Connectivity/Fragmentation" criterion (Table 2), ensuring that this structural dimension of biodiversity is taken into account.

-Scientific research recognizes that the evaluation of biodiversity in terms of species lists or habitats is not sufficient to evaluate losses and gains, and urges countries to assess impacts on species and habitats also in terms of their functionalities. Our framework integrates some of these functionalities (Table 2).

5. Step 4: Prospecting and selecting a relevant set of indicators within the framework

The fourth step of the approach consists in first prospecting and then selecting a relevant set of indicators for biodiversity evaluation, i.e., the metric for the calculation of biodiversity losses and gains. In the framework presented herein, indicators should aim to characterize the seven criteria chosen for the evaluation of biodiversity as best possible (Table 2).

As a multitude of indicators is currently available, during this step we applied filters to reduce the high number of potential indicators (Heink & Kowarik 2010). Two main filters can be applied (Fig. 1) so that the indicators selected are both science-based and operational i.e., adapted to the temporal, technical and financial constraints that developers must contend with.

5.1. Prospection phase

First, an exhaustive list of indicators should be created with a maximum number of indicators for assessing each criterion defined in step 3. It is crucial that all potential indicators respond to disturbances, anthropogenic stresses and changes over time in a predictable manner and that there is low variability in this response (Dale & Beyeler 2001). In this study, the changes refer to development projects' impacts and offset measures' benefits on biodiversity. Therefore, the types of impacts and offset measures commonly encountered have to be identified. In European countries, development projects concern mainly urbanization, linear infrastructures, quarries, touristic activities (ski resorts, coastal development), industrial activities... Accepted offset measures consist in ecosystem restoration, creation or maintenance (with preference when there is legal protection) (Jacob *et al.* 2014).

During the prospection phase, we applied the scientific basis filter by investigating indicators validated in scientific publications to ensure that indicators have been tested and approved as valid surrogates of the target elements. We also prospected for indicators in guidelines from

methods already used and considered relevant for biodiversity evaluation in diverse contexts (e.g., Gibbons & Freudenberger 2006; Delzons *et al.* 2013). We advise searching only for indicators with quantitative metrics, excluding indirect notations relative to qualitative characteristics, in order to keep the evaluation direct and transparent. Even though qualitative assessment is less time-consuming and needs less technical support than quantitative one, we favored a precise quantitative evaluation of biodiversity.

The list of the preselected indicators after the prospection phase is detailed in Appendix 1. A total of 170 indicators were preselected (86 for GL, 57 for hL and 27 for sL). Indicators at specific levels were classified into the indicators adapted in every situation (i.e., for the evaluation of all habitats or species), and those adapted only for one type of natural habitat or species (e.g., the number of dead trees for forest habitats).

5.2. Selection phase

During the selection phase, a final set of most relevant indicators for biodiversity evaluation is selected out of the exhaustive list by applying the scientific basis and operability filters (Fig. 1). In a preliminary step, we identified the indicators usually found in current procedures (see Appendix 1) in order to give them priority in the selection of the final set of indicators. Indeed, environmental authorities assessing procedures expect certain information (e.g., detailed mapping of natural habitats) and therefore related indicators (e.g., natural habitat areas) should be present in the standardized framework to allow for long-term and inter- or intra-project comparisons.

5.2.1. Scientific basis filter: removal of redundant indicators

To obtain a final set of indicators without redundancy in the information they provide, we analyzed the correlations between indicators. In theory, they should be analyzed for all preselected indicators, but to illustrate this process we restrained our analysis only to indicators from the GL (see Appendix 1).

The data used were collected on eight study sites in France: a mitigation banking experiment in the Belledonne mountains (French Alps) in the department of Isère; a compensatory site located on the upper Rhine River, in the department of Haut Rhin; four impacted sites along the Romanche River and two related compensatory sites downstream on the same river also in the department of Isère (see Table 3 for details). All data refer to the initial states of biodiversity before impacts or offset measures on these sites and various types of data were used: inventories, GIS, public data and field prospection.

This selection is intended to remove the indicators highly correlated to others from the exhaustive list (based on Spearman rank correlation; high correlation being considered as $R^2 > 0.6$, $P < 0.05$) in

order to obtain a minimum set of independent indicators. The selection proceeded in three stages: a) analyzing correlations between indicators not usually used in procedures; (b) analyzing correlations between indicators that are usually used in procedures (from mandatory requirements) and c) analyzing correlations between the indicators selected in a) and b), first removing indicators that are not usually used in the procedures. The three correlation matrices are presented in Appendix 3. Approximately half of the preselected indicators for which correlations were tested were removed (39 out of 75; see Appendix 1) because they were highly correlated with other indicators.

5.2.2. *Operationality filter: taking into account temporal, technical and financial constraints*

We applied this filter to all three levels. Since the practical framework for biodiversity evaluation should remain operational in the context of biodiversity offset, we passed all indicators (from General and Specific Levels) through an operationality filter. It aims to exclude indicators that would not be appropriate in a context driven by temporal (data collection could take several years), technical (software for which skills are not yet common among practitioners, e.g., “Graphab” for landscape connectivity evaluation; Foltête *et al.* 2012) and financial (expensive material) constraints.

We categorized operationality into three features related to the above-mentioned constraints (Appendix 3) based on the authors’ expertise of procedures: estimated time of data collection (temporal), type of skills needed to fill in the indicator (technical) and price of the data collection needed to fill in the indicator price (financial). Depending on the features’ modalities, three levels of operationality were assigned to indicators: low, medium or high. The overall level of operationality was evaluated as the mean levels of each feature. Indicators with an overall “low” operationality were removed first, but indicators with a medium or high level of operationality were also removed if they did not pass the scientific basis filter (five out of 81 for GL, 13 out of 56 for hL and four out of 27 for spL; see Appendix 1).

5.2.3. *Final result of selection*

The final set of indicators organized by levels, scales and criteria is summarized in Table 4 (41 indicators in the GL, 43 in the HL and 23 in the sL). This constitutes a standardized framework for biodiversity evaluation adapted to the European context constructed following our methodological approach.

6. Discussion

6.1. Towards losses, gains and equivalence assessment

The framework resulting from the approach applied herein is an essential first step in the development of a complete equivalence assessment method (EAM). The metrics used for losses and gain calculations are important cornerstones because they determine what biodiversity component will be compensated in the offset process (Bekessy *et al.* 2010). The indicators suggested in the framework represent these metrics, based on which the ecological equivalence between biodiversity losses and gains could be assessed. For this purpose, each indicator should be assessed four times: before impacts and offset measures (initial state of impacted and compensatory sites) and after impacts and offset measures (predicted state of impacted and compensatory sites). Consequently, losses and gains can be calculated for each indicator as the predicted values minus the initial values. The ecological equivalence is logically reached when the values of losses equal the values of gains. For more transparency and coherence in the evaluation, we chose not to aggregate indicators into notes per criterion or even an overall score for an entire site. In this way, even though it might make calculations complex, biodiversity components showing important losses or gains could be detected more easily, allowing better management of the projects in general depending on the strengths and weaknesses of the offset measures. The same framework can also be used afterwards to monitor offset measures and verify that predictions were accurate. Even though the framework is well developed in terms of the indicators, the following aspects still need to be completed to obtain a functional EAM.

-Loss and gain predictions. The ecological equivalence has to be assessed early in the project development process, allowing authorities to evaluate whether the design of offset measures can achieve NNL. This timing implies that indicator values after impacts and offset measures are predictions that have to be made based on the impacted and compensatory sites' initial state. Such predictions are accompanied by a certain amount of uncertainty (Moilanen *et al.* 2009) that should be taken into account in order to maximize the accuracy of the calculation of losses and gains. Uncertainties notably refer to the risk of failure when implementing offset measures and are usually dealt with by area multipliers (Bull *et al.* 2016). Predicted values of indicators should therefore be modulated depending on the level of uncertainty, which could be determined by classifying them according to the target species or habitat (Tischew *et al.* 2010), the type and intensity of the impacts (temporary or permanent), the type of offset measures (habitat restoration, protection, creation or enhancement), the ecological engineering techniques used (Jaunatre *et al.* 2014) and the temporal issues (ecosystem resilience; Curran *et al.* 2013). In the current state of knowledge, the evaluation of these uncertainties can only be qualitative; only the acquisition of data from feedbacks will make it possible to switch to a quantitative evaluation.

-Equivalence assessment. Using the framework, the balance between losses and gains is observed for each indicator individually. In an ideal situation, every indicator would be at least balanced or show a net gain, and consequently ecological equivalence would be reached for the whole project. In practice however, some indicators will be balanced (gain equals loss), while

others will probably show a net gain or a net loss. To determine whether equivalence is reached overall, we suggest ranking indicators according to the compromises established in collaboration with stakeholders before using the framework, regarding the biodiversity issues and the offset policy requirements (should we prioritize the loss of natural land, species perturbation, landscape fragmentation?...). The objective is to give more weight to net losses or net gains for certain indicators. This step is crucial since every indicator will not be balanced or show a net gain at the same time (one action favorable for some species could be harmful for others, e.g., opening areas). Thus, equivalence (or net gain) should be reached at least for all “priority” indicators, i.e., the ones identified to represent the main biodiversity issues. The prioritization of indicator will certainly vary from a project to another, but some issues may be common to an entire territory.

6.2. Framework test phase

To completely finalize the framework and facilitate widespread utilization, it is essential that a test phase be conducted on several projects impacting biodiversity and for which offset measures are necessary. The panel of projects should represent a maximum of different situations in terms of target species and habitats, types and duration of impacts, type of offset measures, etc. During the test phase, indicators should be validated, answering questions such as: are they relevant in every situation? Are they manageable for the stakeholders involved? Can their values be predicted over the short or long term? Do they logically respond to changes (impacts and offset measures)? This feedback will contribute to improving the framework by highlighting relevant protocols to collect the necessary data and also by dealing with temporal (how long after impacts or offset measures are the indicator values predicted?) and spatial (what are the relevant scales to consider?) issues.

6.3. Field of application

The approach detailed in this paper is general enough to be applied in every offset policy by every stakeholder wishing to develop a standardized framework for practical biodiversity evaluation on sites impacted by development projects or enhanced by offset measures. The filters applied ensure that the framework combines a scientific foundation, operability and comprehensiveness, which are decisive features in the frameworks' effectiveness meeting the NNL of biodiversity (Bezombes *et al.* 2017).

Nonetheless, the resulting standardized framework would vary from the one presented in this paper since national offset policies claim different objectives and are constructed upon multiple conservation issues in different countries or regions. Moreover, each country has its own specificities in terms of legal requirements (e.g., France and Germany depend on the EU Natura 2000 network offset policy but have quite different national legislations; see Madsen *et al.* 2010).

Some aspects of the framework would have been different if the approach was applied in another context:

-*Offset policy*. This framework focuses on species and habitats at stake in response to the importance given by EU and French offset policies in protecting species and habitat conservation. In the USA for example, wetland mitigation represents a major part in offset policy (Madsen *et al.* 2010) and therefore the framework would probably focus more particularly on wetlands, either with a specific level for wetlands or with a comprehensive set of indicators dedicated to wetlands evaluation within the habitat level. Similarly, endemic forests are protected in Brazil and Australia under particular legislation (Madsen *et al.* 2010) and would have a reinforced importance within the framework. In the UK there is willingness from the government to preserve ordinary biodiversity (Department for Environment Food & Rural Affairs (DREFA) 2013), which could be evaluated only with an extended GL.

-*Naturalness*. In European countries, biodiversity has evolved with human activities for centuries and only very few remaining ecosystems can be considered to have high naturalness (e.g., some Mediterranean primary forests, peatlands). In regions where wilderness areas never impacted by human activities still exist (e.g., tropical forests), the framework should enable the evaluation of this naturalness, with a dedicated criterion for example. Moreover, in such cases it would be easier to compare the selected indicators to a reference state (i.e., high naturalness) to obtain relative metrics rather than absolute metrics (e.g., values expressed as percentages of the benchmark; Parkes *et al.* 2003).

-*Type of ecosystems*: The framework is adapted to terrestrial biodiversity (including wetlands) and at the moment does not include indicators specific to aquatic or marine ecosystems. The structure of the framework could be the same, but indicators would be different since these ecosystems have different properties than the terrestrial ones. They notably have high temporal variability due to frequent hydrological disturbances (floods, low water) (Resh *et al.* 1988; Poff *et al.* 1997), very pronounced longitudinal structuring (Kondolf *et al.* 2003) and higher consumer biomass than primary producers (unlike terrestrial ecosystems).

-*Spatial scales*. In Europe, the high population density of countries (the urbanization rate is 75% according to the European Commission), and the low amount of remaining pristine habitat, influences land use, which becomes strategic. Land use is managed on smaller areas compared to countries like the USA, Australia, Brazil and Canada. In those areas, the LS could be more related to a landscape scale since species dynamics can be observed over wide areas (Hanski 1998).

-*Changes in biodiversity*. Economic development influences the type of impacts on biodiversity. In certain countries mining is an important source of impacts on biodiversity (Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) 2014; Virah-Sawmy *et al.* 2014). The specificities of this

type of impact should be integrated when prospecting for indicators given that they should respond to anthropogenic changes.

6.4. Role of expert's opinion in a standardized framework

The approach developed herein facilitates the elaboration of a standardized framework for biodiversity evaluation. This standardization however, still needs an expert with a particular knowledge so that the evaluation can be adapted to a wide range of situations. Certain indicators within the species level such as “the area of favorable habitat” need expert knowledge to be filled in (this is no longer the case for aquatic ecosystems) since, for example, integrating requirements for individual species would burden the framework. Instead of analyzing each habitat feature in a standardized way to evaluate habitat favorability for one particular species, we kept general indicators such as “favorable breeding or nesting habitat.” Nonetheless, expert opinion should be guided by general recommendations, and arguments leading to the attribution of indicator values should be documented to provide transparency. During the framework elaboration process, expert opinion also played a role, mainly during the indicator selection phase. To obtain a consistent set of indicators, the strict application of both the scientific basis and operationality filters was modulated by expert opinion; particularly for similar indicators (e.g., diversity of birds, bats, mammals, etc.) the same metrics were chosen even though they were heterogeneously correlated to other indicators.

6.5. Improving Environmental Impact Assessment

Using the framework for biodiversity evaluation that we present in this paper could largely contribute to improving both European and French EAI (Bigard *et al.* 2017) at two main phases for stakeholders involved:

-The planning phase conducted by developers and environmental consultancies. Using a standardized framework that is reproducible between projects enables developers to save time and money that otherwise would have been spent in the determination of frameworks on a case-by-case basis. Environmental consultancies could in turn concentrate on collecting high-quality data. The framework helps design offset measures that achieve NNL of biodiversity in a more efficient way, probably resulting in a better acceptance of the projects by authorities.

-The examination phase conducted by authorities. The generalized use of standardized frameworks makes examination of EIA faster for authorities, guaranteeing that developers provide an assessment of minimum quality while meeting legal requirements. Taking into account the cumulated impacts of several projects in the same area is also possible since projects can be compared with the same method.

The collection and efficient use of homogenous data in EIA will also make offset measure monitoring easier because the same indicators can be used in management plans. Consequently, both practitioners and researchers could share their experiences (Fennessy *et al.* 2007) to meet the goal of further improving biodiversity offsetting.

Conclusion

Using a framework coherent with the approach we presented in this paper should ensure that the assessment of ecological equivalence, necessary to design offset measures achieving NNL, is science-based, operational and comprehensive. The approach can be applied to every offset policy no matter what biodiversity issues are at stake. The resulting framework can provide an objective basis for discussion on biodiversity offset management and should be shared by the different stakeholders involved.

Figures and Tables

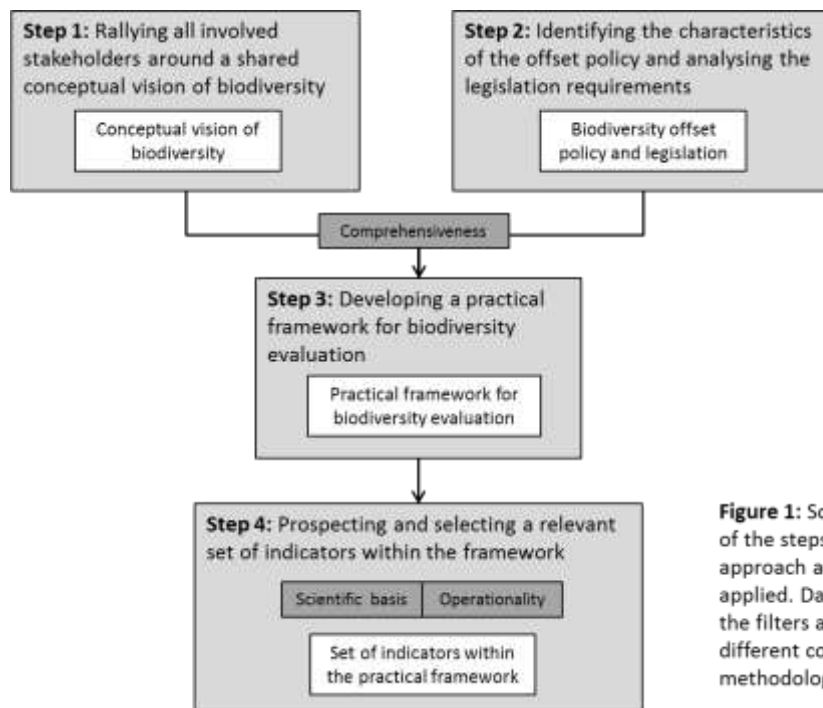


Figure 1: Schematic representation of the steps followed in the approach and the related filters applied. Dark grey boxes represent the filters and white boxes the different constituent parts of the methodological framework.

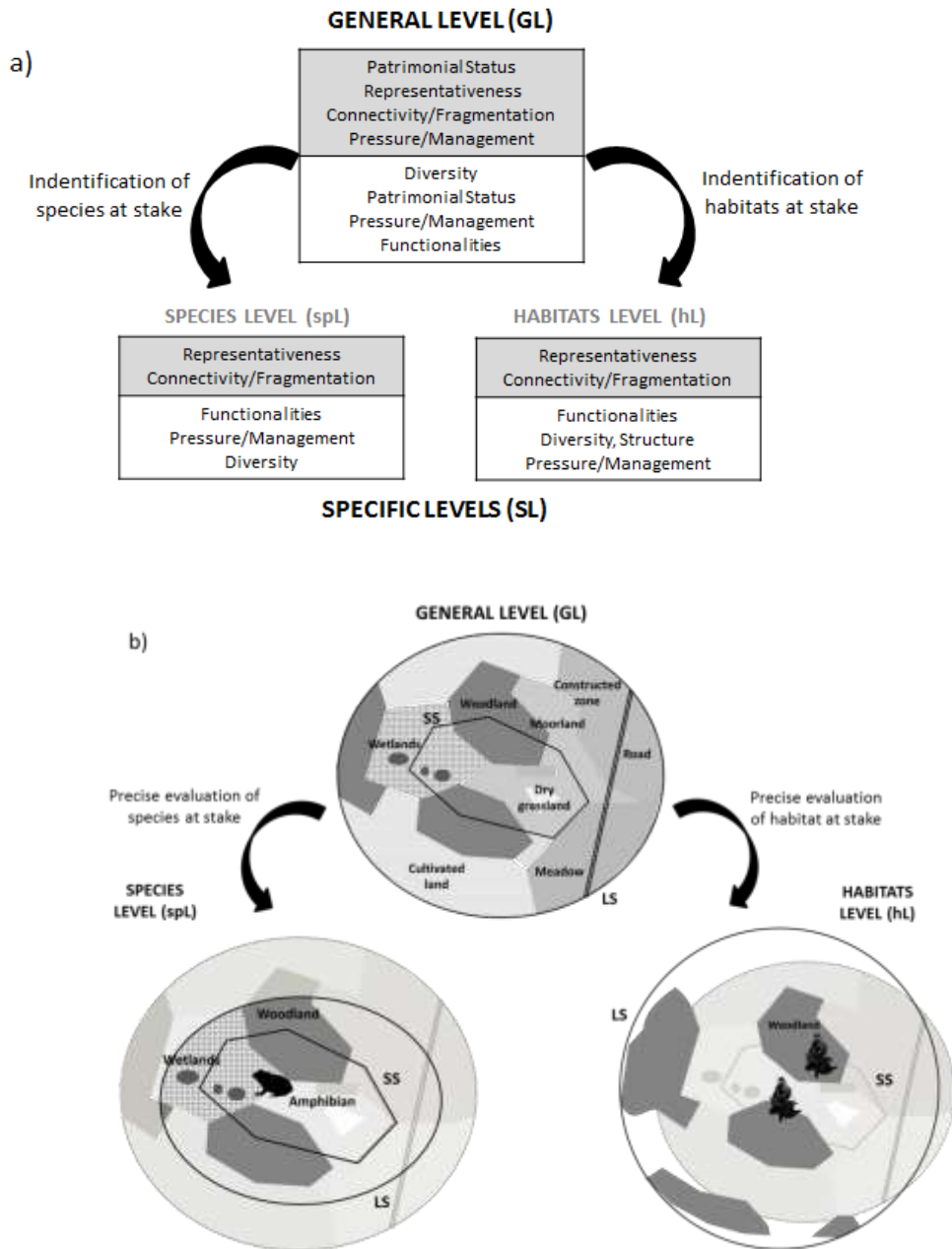


Figure 2: a) Schematic and b) cartographic representation of the practical framework of biodiversity evaluation. Biodiversity is evaluated at two levels (General and Specific, declined in species and habitats) and two spatial scales: Large Scale (grey boxes) and Site scale (white boxes). The perimeter of the Larger Scale is defined at each level.

Table 1: Offset policy in Europe with specificities of the French context (EIA=Environmental Impact Assessment).

Procedures	Valued Biodiversity Components	Objectives	Conservation Outcomes
European offset policy			
EIA on Natura 2000	Habitats part of the Natura 2000 network	Identifying residual significant impacts on natural habitats and species having justified the designation in the Natura 2000 network	Offset measures aim to maintain the conservation goals of the Natura 2000 site impacted
Species derogation	Birds listed in Annex 1 of the EU Birds Directive 2009/147/EC Species listed in Annex II & IV of the EU Habitats Directive 92/43/EEC	Identifying residual significant impacts on protected species and suggesting commensurate offset measures for the same species	Maintenance of a favorable conservation status of the populations of the species concerned (EEC 1992, 2009)
Habitat derogation	Habitats listed in Annex II & IV of the EU Habitats Directive 92/43/EEC	Identifying residual significant impacts on protected habitats and suggesting commensurate offset measures on the same habitats	Maintenance of a favorable conservation status of the habitat concerned (EEC 1992, 2009)
Specificities of French offset policy			
EIA	Ecological corridors (called 'Trames vertes et bleues') as defined in the <i>article 371-1 of the Environment Code</i>	Running a diagnosis of biodiversity present and possibly impacted; detecting the presence of biodiversity components at stake. Identifying residual significant impacts on ecological corridors and suggesting commensurate offset measures to restore them.	No net loss of valued biodiversity components
Species derogation	Protected species at national and regional scales	Identifying residual significant impacts on protected species and suggesting commensurate offset measures for the same species	Offset measures aim to maintain or improve the "conservation state" of the species populations
Habitat derogation	Wetland incidence: Wetlands as defined in the <i>article L211-1 of the Environment Code</i>	Identifying residual significant impacts on wetlands functions and suggesting commensurate offset measures for the same functions	Offset measures aim to maintain the quality of water resources within a catchment
	Woodland incidence (<i>article L.341-1 of the Forestry Code</i>) : Woodlands with a minimum area fixed by regional administrations	Identifying residual significant impacts on woodlands and suggesting commensurate offset measures on the same woodlands	Offset measures aim to reforest areas with ratios from 1:1 to 1:10 according to the type of woodlands, legal status and the local context.

Table 2: Criteria used within the framework for biodiversity evaluation

Dimension of biodiversity	Criteria of biodiversity evaluation used within the framework	Definition of the criteria used within the framework	References
Composition	Diversity	Variety of species and ecosystems on impacted and compensatory sites	(Magurran 2005)
	Patrimonial Status	Presence of protected (at European, national and local scales) or endangered (on the red list of IUCN) species and habitats on impacted and compensatory sites	(Butchart <i>et al.</i> 2005; Delzons <i>et al.</i> 2013)
	Representativeness	Importance of the presence of species and habitats at the Site Scale (SC) compared to the Large Scale for impacted and compensatory sites	(Bodin <i>et al.</i> 2006; Arroyo-Rodriguez <i>et al.</i> 2009)
Structure	Vegetation structure	Physical organization of vegetation on impacted and compensatory sites	(Noss 1990)
	Connectivity/Fragmentation	Degree to which the landscape facilitates or impedes movement among resource patches	(Taylor <i>et al.</i> 1993; Fahrig 2003)
Function	Functionalities	Ecological processes ensuring ecosystems functioning and maintenance in terms of: (i) capacity of reproduction, (ii) population specialization, (iii) soil quality and (iv) maturity of the vegetal succession	(Holling 1973; Clavel <i>et al.</i> 2011; Pereira <i>et al.</i> 2013)
	Pressure/Management	Natural or anthropogenic phenomenon impacting biodiversity, considered as management when they are voluntary actions realized on ecosystems in order to maintain it or to make it evolve toward a desired state	(Vitousek <i>et al.</i> 1997; Spangenberg 2007; Serranito <i>et al.</i> 2016)

Table 3: Details about the study sites used to test the correlations between indicators.

Sites	Type of ecosystems	Year of data collect	Source of data	Data collector	Prospected area
Banking experiment in the French Alps	Alpine pasture with rocky areas and spruce forest. Favorable habitats for the black goose	2014 / 2015	Inventories reports	Public organization Associations Private company	1852 ha
Compensatory site on the Rhine River	Old crop field left in fallow and alluvial forest	2013	Inventories reports Private GIS platform	National Museum of Natural History Consultancy agencies Private company	356 ha
Impacted Sites along the Romanche River (4 sites)	Majority of deciduous forest in the bottom of a valley with some rocky parts and meadows	2011	Protected Species Derogation Procedure	Consultancy agency	32.3 ha in total (13.3 ; 7.9 ; 5.3 ; 5.8)
Compensatory Sites along the Romanche River (2 sites)	Meadows (dry and mesophilic) and deciduous forest	2012	Management plan	Consultancy agency	59.3 ha in total (42 ; 17.3)

Table 4: Structure of the framework (Levels, Scales, Criteria and Indicators). Grey lines contain indicators for the Large scale and white lines for the Site scale. For further details about the indicators you can contact directly the authors.

Level	Scale	Criteria	Concerned Habitat or Taxa	Indic
General Level (GL)	Larger Scale	Connectivity/ Fragmentation	All	Length of transportation linear (km)
				Length of hedge linear (km)
		Area of corridor crossing site (ha)		
		Number of species determinant for regional corridors		
		Representativeness		Proportion of natural habitats on site compared to local context (%)
	Patrimonial Status	Number of protected or important natural areas		
		Number of surrounding ZNIEFF species present on site		
		Pressure/ Management	Proportion of cultivated land at Larger Scale (%)	
	Smaller Scale	Diversity	All	Proportion of constructed zones at Larger Scale (%)
				Area of invasive plants (ha)
Number of pollution sources (e.g. chemical factory,)				
Number and area of natural habitats (ha; EUNIS level 2)				
Length of edge per ha of forest				
Patrimonial Status		Number of fauna species (assessed by taxonomic group)		
		Number of flora species		
		Area proportion of patrimonial (protected and rare) habitats (%)		
		Proportion of patrimonial (protected and endangered) species (%)		
		Functionalities	Proportion of nesting birds (%)	
Pressure/ Management	Proportion of species (non-birds) reproducing on site (%)			
	Birds speciation index (Le Viol <i>et al.</i> 2012)			
	Proportion of specialist bats (%)			
	Area of cultivated land (ha)			
	Area of constructed zones (ha)			
Habitat Level (hL)	Larger Scale	Connectivity/ Fragmentation Representativeness	All	Number of species and area proportion of invasive plants (%)
				Fragmentation index of large habitat type (ha/km; (Lorrillière <i>et al.</i> 2015)
	Area of similar habitat at Larger Scale (ha)			
	Smaller Scale	Diversity		Number of species depending on the habitat (assessed by taxonomic group)
				Number of microhabitats (in trees, (Regnery <i>et al.</i> 2013), or scree, windrow...)
	Functionalities	All		Total habitat area (ha) and Number of habitat patches
Number and thickness of organic layers of soil compared to reference (Baize & Girard 2009)				
Relative abundance of detritivores mesofauna (number/g)				
Number of bio-indicator species (Siddig <i>et al.</i> 2016)				
			Forest	Number of nesting birds depending on the habitat
				Number of living and dead wood (Bensettiti <i>et al.</i> 2012)

				Time of forest existence (year)
				Lichen density (%)
		Meadows		Number of pollinators species
				Cover rate of woody species (%)
		Wetlands		Hydrological, Biogeochemical and Biological functionalities (Gayet <i>et al.</i> 2016)
	Vegetation Structure	All		Proportion of dominant flora (%) (Hillebrand <i>et al.</i> 2008)
				Number and height of vegetation stratum (herbaceous, shrubby and tree)
	Pressure/ Management	All		Proportion of degraded soil area (%)
				Number of pressures indicator species
		Forest		Time since last clear cut (year)
		Wetlands		Cover rate of algae from eutrophication (%)
Species Level (spL)	Larger Scale	Connectivity/ Fragmentation	All	Favorable surrounding habitats (ha)
				Favorable surrounding habitat connected to the site (ha)
				Length of fragmenting elements (Km)
		Representativeness		Number of species observations (from public databases)
	Smaller Scale	Functionalities	All	Total favorable habitat (ha) and Number of habitat patches
			Birds	Favorable resting and breeding habitat (ha)
				Number of breeding pairs
			Bats	Favorable roots and hunting habitat (ha)
			Amphibian	Site of reproduction and favorable habitat (ha)
				Number of singing males and number of layers
			Reptiles	Number of favorable micro-habitats
			Lepidoptera	Area proportion of host plants
			Flora	Number of stems and/or stations
			Diversity	Fauna community
			Number of families	
	Pressure/ Management	All		Disturbance exposure frequency



Chapitre 3

Deuxième étape du développement du cadre méthodologique : intégration de la dimension temporelle et des incertitudes pour la prédiction des indicateurs après impacts et mesures compensatoires



©Lucie Bezombes

SECTION I

1. Introduction

1.1. Le besoin de prédiction

Un projet d'aménagement est accepté par le préfet (après instruction par les DREAL ou les DDT) quand les mesures compensatoires (MC) conçues pour contrebalancer les impacts du projet sur la biodiversité sont jugées satisfaisantes (apport de gains équivalents aux pertes, proximité du site compensatoire avec le site impacté, gestion sur le long terme du site compensatoire ; critères issus de la loi du 08 août 2016). Cela implique de concevoir les mesures compensatoires en amont du projet, avant que les impacts n'aient lieu, seulement sur la base de prédictions. De la même façon, l'équivalence est évaluée entre les gains et les pertes attendus et non réels. Ces évaluations relèvent de la responsabilité du maître d'ouvrage qui fait en grande majorité appel à des bureaux d'études experts pour les réaliser.

Une phase de prédiction de l'évolution des états initiaux (mesurés réellement avec un lot d'indicateurs dédiés, voir chapitre 2) des sites après impacts et compensation est donc nécessaire (voir la structure commune des méthodes d'évaluation de l'équivalence, chapitre 1). Cette prédiction implique d'attribuer une valeur aux indicateurs une fois les effets des impacts et des MC estimés. Il convient, pour cela, d'estimer la dynamique de la biodiversité mesurée en réponse aux changements, en intégrant dans les calculs toutes les incertitudes associées.

En France, cette prédiction se fait majoritairement à dire d'expert car des outils plus standards et rigoureux, comme la modélisation, ne sont pas disponibles ou couramment utilisés par les maîtres d'ouvrage et les bureaux d'études prestataires. De plus, même si des modèles adaptés aux besoins de la compensation se développent (Cole & Dahl 2013; Laitila *et al.* 2014; Meineri *et al.* 2015), ils restent encore peu généralisables. Enfin, les difficultés d'accès aux données brutes (manque d'archivage et de centralisation) limitent les possibilités d'utiliser des outils prédictifs. Le dire d'expert est donc le moyen retenu dans ces travaux de thèse pour la « phase de prédiction » du cadre méthodologique. Il peut être pertinent sur des espèces et des milieux bien connus

des naturalistes (avifaune notamment) mais dans tous les cas il doit être cadré scientifiquement pour que l'évaluation reste transparente.

Le résultat doit aussi tenir compte des incertitudes liées à la prédiction, et notamment le risque que les impacts ou les MC n'aient pas l'effet prévu. Habituellement, ce risque est intégré au dimensionnement des MC avec des ratios surfaciques (en France pour les zones humides, les ratios sont fixés de 1 pour 1 à 1 pour 3 dans les SDAGE selon les enjeux). Si l'augmentation de la surface de milieu est globalement positivement corrélée à la richesse spécifique et à l'abondance des individus (cf. relation allométrique Aire-Espèces ; Preston 1960) ainsi qu'à une meilleure récupération des fonctions associées (Moreno-Mateos *et al.* 2012), elle ne garantit pas le succès des MC. De plus, cette relation aire-espèce, n'est pas linéaire mais asymptotique (Connor & McCoy 1979; McGuinness 1984), ce qui questionne l'utilisation de ratios linéaires. La réalisation de retours d'expérience sur des MC déjà réalisée est un bon moyen d'identifier les sources d'incertitude pour pouvoir adapter les pratiques de compensation.

1.2. La dynamique des écosystèmes

La prédiction d'un état futur de la biodiversité implique la mobilisation de connaissances et de concepts scientifiques liés à la dynamique des systèmes (Couvet & Teyssèdre-Couvét 2010). Cette dynamique est schématisée de manière générale comme un cycle dans les théories écologiques récentes (Figure 24). Ce cycle comprend des alternances entre deux périodes :

- Des successions de végétation et de faune associée (1 et 2 de la Figure 24), qui suivent des trajectoires écologiques pour atteindre des états d'équilibre. Ces états peuvent être stables (milieu forestier tempéré par exemple) ou alternatifs, c'est-à-dire qu'un état stable n'est pas clairement identifié (comme pour l'alternance forêt et savanes en milieux tropicaux). De plus, les écosystèmes peuvent suivre des trajectoires multiples pour passer d'un état à l'autre (Connell & Slatyer 1977).
- Des réorganisations suite à des perturbations (3 et 4 de la Figure 24). L'écosystème peut ainsi repartir dans le même cycle ou bien suivre un cycle différent. Certaines successions n'atteignent pas d'état d'équilibre car elles sont perturbées trop souvent et suivent un cycle d'états transitoires (berges de cours d'eau par exemple).

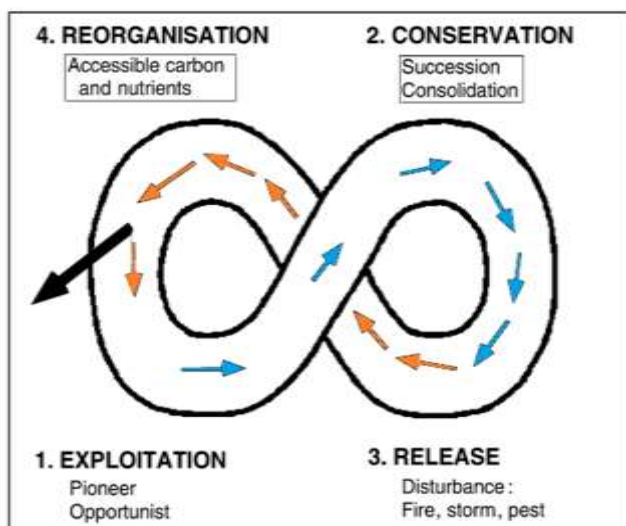


Figure 24 : Représentation cyclique de l’alternance entre succession (flèches bleues) et réorganisation des écosystèmes suite à des perturbations (flèches orange). Les flèches proches les unes des autres représentent des changements rapides tandis que les flèches éloignées représentent des changements lents. La flèche en gras à gauche matérialise le possible changement de système suite à des perturbations trop importantes. Schéma adapté de Bengtsson et al. (2000).

La durée d’alternance de ces périodes dépend de la fréquence et de la nature des perturbations. D’après White and Pickett (1985) « *une perturbation correspond à tout phénomène discret dans le temps qui déstabilise un écosystème ou la structure d’une population, et qui modifie les ressources, la disponibilité du substrat, ou l’environnement physique* » (traduit de l’anglais). Les perturbations peuvent être naturelles (feu de forêt, crue etc.), ou anthropiques (fauche, exploitation forestière etc.). La manière dont un écosystème répond aux perturbations est globalement caractérisée par sa résilience et sa résistance (Holling 1973 ; Gunderson 2000). La résilience est la capacité d’un système à revenir à son état initial après une perturbation. La résistance est la capacité d’un système à ne pas changer d’état en subissant une perturbation (Figure 25).

Selon Connell (1978), la diversité spécifique est maximale quand la fréquence de la perturbation est moyenne, tandis que lorsque les perturbations sont fréquentes, elle est plus faible (les espèces à cycle vital court et à forte capacité d’expansion sont favorisées). Lorsqu’une perturbation est trop importante (plus de résilience ni de résistance) les écosystèmes entrent dans des états « non désirables » (c’est-à-dire en mauvais état de conservation, voire ci-après), on dit qu’ils sont dégradés (Figure 26). Des interventions humaines (restauration, réhabilitation, substitution) sont alors des solutions envisageables pour qu’ils évoluent selon une trajectoire souhaitée (Figure 26). La réalisation de scénarios grâce à des outils de prédiction permet d’appréhender l’évolution des milieux suites à diverses actions, par exemple l’application de différentes charges de nitrates dans les sols (Sverdrup & Belyazid 2015).

La trajectoire dans laquelle se trouvent les écosystèmes peut notamment être évaluée avec leur état de conservation, notion introduite dans la Directive Faune Flore

Habitat (EEC 1992, 2009). L'état de conservation pour un habitat naturel est défini comme « l'effet de l'ensemble des influences agissant sur un habitat [...] qui peuvent affecter à long terme sa répartition naturelle, sa structure et ses fonctions ainsi que la survie à long terme de ses espèces typiques [...] ». Des critères de détermination de l'état de conservation ont été définis pour quelques habitats d'intérêt communautaire (Bensettiti *et al.* 2012).

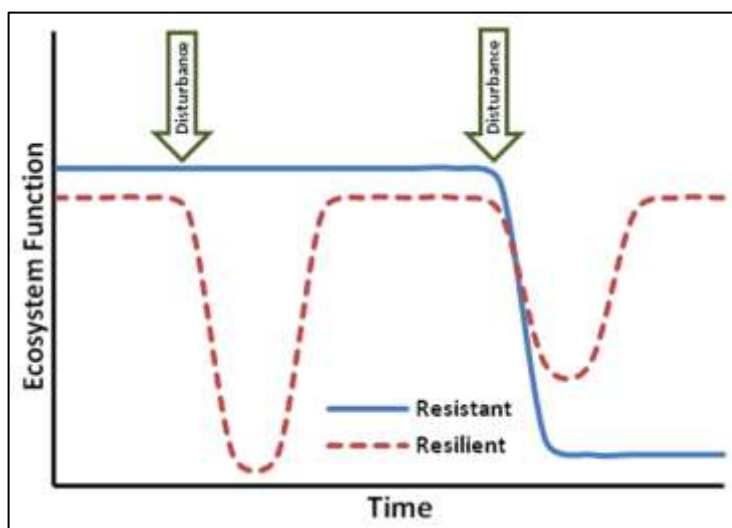


Figure 25 : Représentation schématique de la résilience (courbe pointillée) et de la résistance (courbe pleine) d'un écosystème à des perturbations (flèches vertes). Ces caractéristiques peuvent s'observer sur n'importe quel attribut d'un écosystème (diversité spécifique, couvert végétal...). Source : www.forestry.sfasu.edu/facultystovallsilvicultureindex.php/silviculture-textbook-sp-9418167-disturbances

Enfin, les changements globaux modifient le rythme et l'ampleur des perturbations sur les milieux naturels, impactant ainsi leur dynamique (trajectoires, équilibres, résilience, résistance...) « naturelle », c'est-à-dire sans perturbation anthropique. Ces changements sont à prendre en considération pour la prédiction de l'effet des impacts et des mesures compensatoires, bien que certains effets ne puissent être visibles que sur des longues périodes de temps.

Au regard de la complexité des dynamiques des écosystèmes dans un contexte en évolution rapide, la prédiction d'un état futur de la biodiversité est donc très incertaine. L'incertitude est, de manière générale, un manque de connaissances ou de certitudes sur un sujet donné (Knight 2012). Elle provient aussi de la part intrinsèque de stochastique dans les systèmes naturels. Kujala *et al.* (2013) ont identifié trois grands types d'incertitudes à partir de la littérature existante : *epistemic* (connaissance incomplète sur des faits qui pourraient être connus mais qui ne le sont pas), *linguistic* (incertitude sur le langage et le sens des mots) et *human decision* (incertitudes provenant des préférences humaines subjectives, de jugements ou de croyances). Une fois le(s) type(s) d'incertitude lié(s) à la prédiction identifié(s), il est alors plus facile de les réduire au maximum lors de la prédiction des valeurs des indicateurs après impacts ou MC.

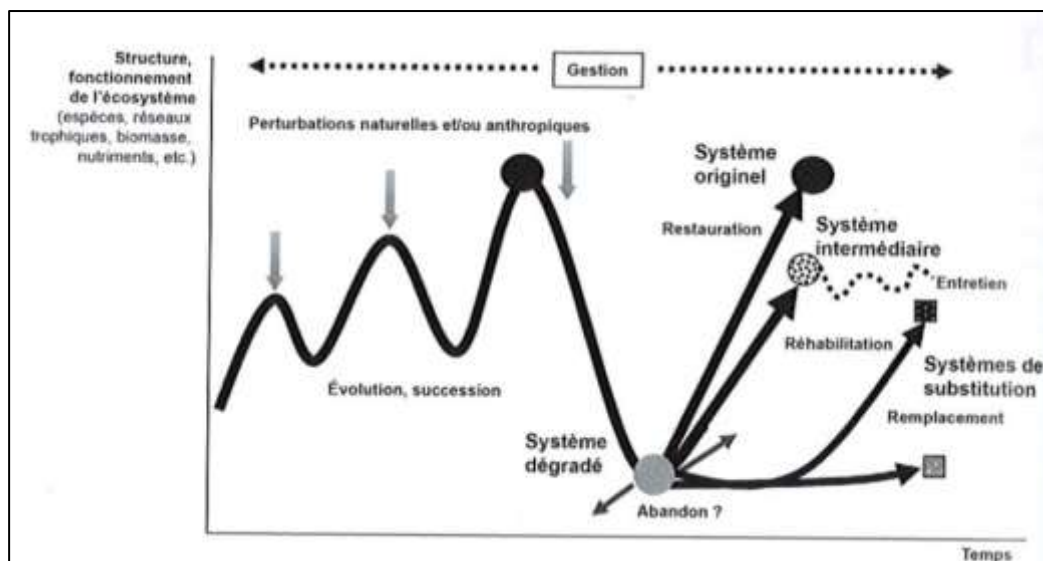


Figure 26 : Représentation schématique de quelques actions envisageables sur un système qui a été dégradé suite à une perturbation trop importante (Barnaud 2015). D’après la Society for Ecological Restoration International : « la restauration écologique est une action intentionnelle qui initie ou accélère l’auto-réparation d’un écosystème en respectant sa santé, son intégrité et sa gestion durable.[...] La réhabilitation insiste sur la réparation des processus, de la productivité et des services de l’écosystème, tandis que le but de la restauration vise aussi à rétablir l’intégrité biotique préexistante en termes de composition spécifique et de structure des communautés ».

1.3. Objectifs du chapitre 3

Le décalage entre les moyens scientifiques nécessaires à la prédiction d’un état futur de la biodiversité (nombreuses données et connaissances nécessaires) et les possibilités concrètes d’application de cette prédiction sont importantes. En effet, nous avons vu que cette prédiction en réponse à la fois aux perturbations naturelles et anthropiques est complexe et incertaine. Dans ces conditions, l’objectif de ce chapitre est d’apporter des éléments pour cadrer le dire d’expert sur la prédiction des valeurs des indicateurs après impacts ou MC dans le cadre méthodologique pour tenir compte : 1/ de la dynamique des écosystèmes et 2/ du risque d’incertitude sur les degrés des impacts et l’efficacité des MC.

Dans le cadre de ces travaux de thèse, la dimension temporelle n’a pas pu être très approfondie et sera prise en compte dans le cadre méthodologique avec du dire d’expert. Son recours favorise l’opérationnalité, tandis que le cadrage de ce dire d’expert, qui reposera surtout sur de la bibliographie, assure un minimum de bases scientifiques. La prise en compte des incertitudes pour la prédiction s’appuie sur un retour d’expérience (REX) du succès de MC mises en place en Isère (détaillé dans la section II), ainsi de la bibliographie (dont une partie concerne des REX). L’intégration concrète des facteurs

d'incertitudes dans le cadre méthodologique se fait au travers de quelques principaux critères et vise à être facilement interprétable (opérationnalité).

2. Dimension temporelle : prise en compte de la dynamique des écosystèmes

La prise en compte de la dynamique des écosystèmes pour la prédiction des valeurs des indicateurs après impacts et compensation est traitée dans ces travaux de thèse suivant deux problématiques : 1/ à quel pas de temps prédire ces valeurs, et 2/ quels éléments prendre en compte pour la prédiction de ces valeurs ? Ces deux axes ont été identifiés comme étant ceux à traiter en priorité pour obtenir un cadre méthodologique opérationnel.

2.1. Pas de temps de la prédiction

Afin de prendre en compte la dynamique de la biodiversité dans le temps, nous proposons que les effets des impacts et des MC soient prédits à deux pas de temps : à « court terme » (CT), c'est-à-dire juste après les impacts ou la mise en place des MC ; et à « long terme » (LT), qui peut être fixé à une trentaine d'années après leur mise en place. Ce chiffre correspond à l'engagement habituel des maîtres d'ouvrage pour la gestion des sites compensatoires. Il est donc peu probable que ces derniers puissent projeter leurs actions sur des pas de temps plus importants. Selon les milieux visés, ce pas de temps ne correspondra pas à l'atteinte de l'équivalence du fait de leur maturation lente (milieu forestiers, tourbières). En revanche, pour d'autres milieux avec une dynamique plus rapide (mares, prairies, berges de cours d'eau), l'équivalence pourra être déjà atteinte. Le même pas de temps devrait être utilisé pour les prédictions CT ou LT des impacts et des MC.

Cette double prédiction permet de mieux décomposer l'effet des perturbations (impacts ou MC) sur la biodiversité (Figure 27). En effet, l'effet des impacts du projet d'aménagement sera généralement moins important à long terme, car le site après les impacts peut être au moins partiellement recolonisé de façon spontanée par la biodiversité (Kaplan *et al.* 1998; Frouz *et al.* 2008) ou bien faire l'objet de mesures de réduction d'impacts (passage à faune pour les linéaires de transport, végétalisation de zones de chantier... ; Mimet *et al.* 2016). Les pertes seront donc globalement plus importantes à

CT qu'à LT, bien que cela dépende des indicateurs considérés. On pourrait, par exemple, s'attendre à ce que des communautés plus généralistes s'installent sur les sites impactés (Devictor *et al.* 2008; Clavel *et al.* 2011), faisant augmenter la diversité mais diminuer l'indice de spécialisation de l'avifaune.

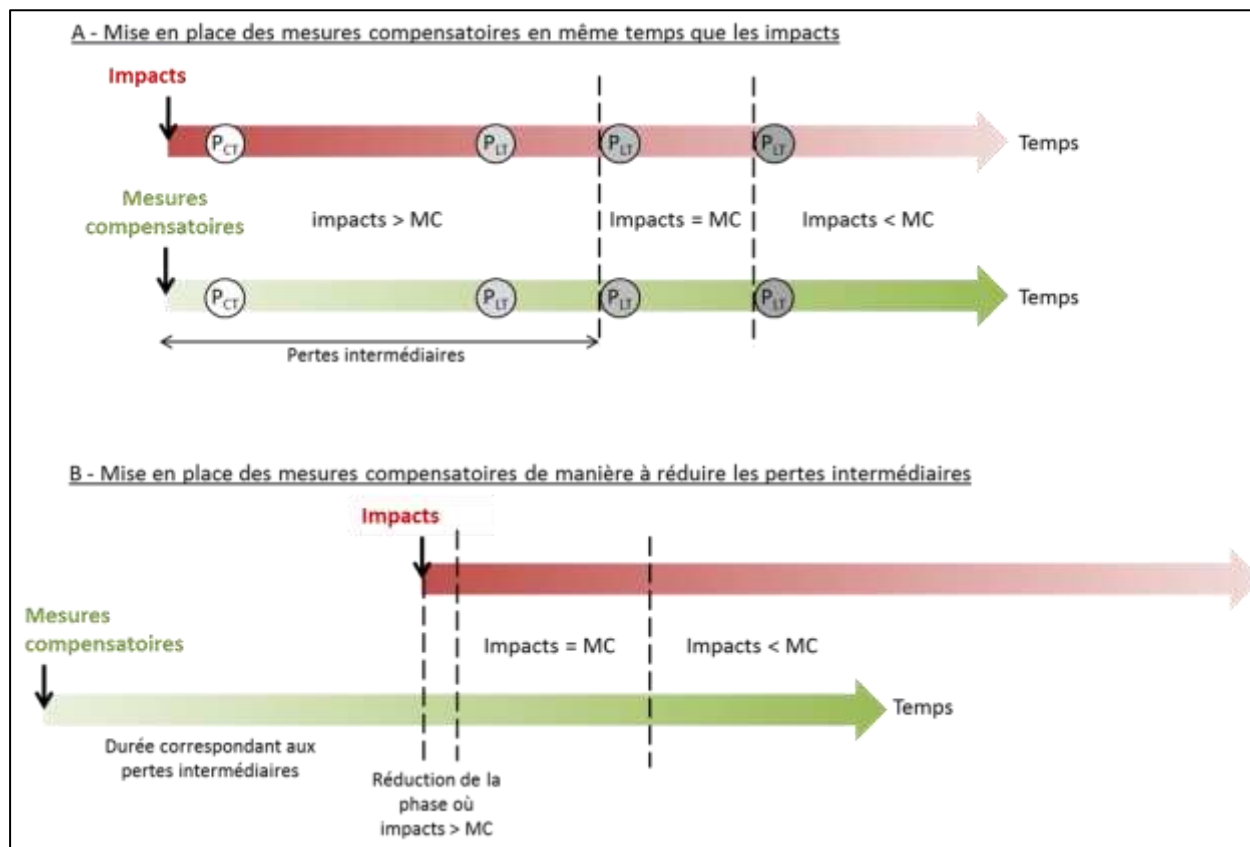


Figure 27 : A- Représentation schématique des deux prédictions (court terme P_{CT} et long terme P_{LT}) de la valeur des indicateurs après impacts et mesures compensatoires. Plus la coloration des flèches est vive, plus l'effet des impacts ou celui des MC est important. Selon les cas, la prédiction à LT peut refléter trois situations : effet des impacts supérieur, inférieur ou égal à celui des MC. B-Cette double prédiction permet d'avoir une estimation de la durée des pertes intermédiaires (supérieure, égale ou inférieure au pas de temps de prédiction) et ainsi du moment auquel il faudrait mettre en place les MC pour que celles-ci soient effectives (ou quasiment) au moment des impacts.

Au contraire, dans la mesure où un plan de gestion est mis en place pour suivre, et rectifier au besoin, l'évolution des habitats ou des espèces, l'effet des MC devrait être plus important à LT qu'à CT. Les actions d'ingénieries écologiques réalisées pour les MC permettent en effet de donner au milieu une trajectoire (Falk *et al.* 2006), qui mettra un certain temps à atteindre l'état souhaité. Par contre, dans les cas où des actions de gestion nécessitent d'être répétées régulièrement (entretien des milieux ouverts notamment) pour que les MC soient effectives, l'effet des MC pourrait être moins important à LT si ces actions ne sont pas répétées.

Grâce à cette double prédiction, une estimation des pertes intermédiaires est possible (Figure 26). Cette estimation reste néanmoins assez peu précise car il est seulement possible d'estimer si la durée des pertes intermédiaires est supérieure ou inférieure au pas de temps de la prédiction LT (dans notre cas une trentaine d'années).

Dans l'idéal, les MC devraient être mises en place avant que les impacts n'aient lieu, d'une durée correspondante à la durée des pertes intermédiaires, afin que ces pertes soient réduites au maximum (Figure 26). De cette manière, les MC pourraient être adaptées pour répondre aux objectifs au fur et à mesure, sans occasionner de pertes intermédiaires car les impacts n'auraient pas encore eu lieu. Les pertes générées par les impacts pourraient également être comparées aux gains réellement mesurés.

Une limite à souligner est qu'en ne se plaçant pas sur la même période de temps, les sites impactés et compensatoires risquent de ne pas être soumis aux mêmes perturbations naturelles, qui peuvent modifier considérablement l'état du milieu. Le degré d'impacts anthropiques ou l'efficacité des MC dans ce contexte est donc très variable et il conviendrait de prendre en compte cette variabilité due aux aléas climatiques.

2.2. Eléments à prendre en compte pour la prédiction

Trois éléments principaux ont été identifiés comme étant déterminants pour guider le dire d'expert dans la prédiction de la valeur des indicateurs après impacts et MC :

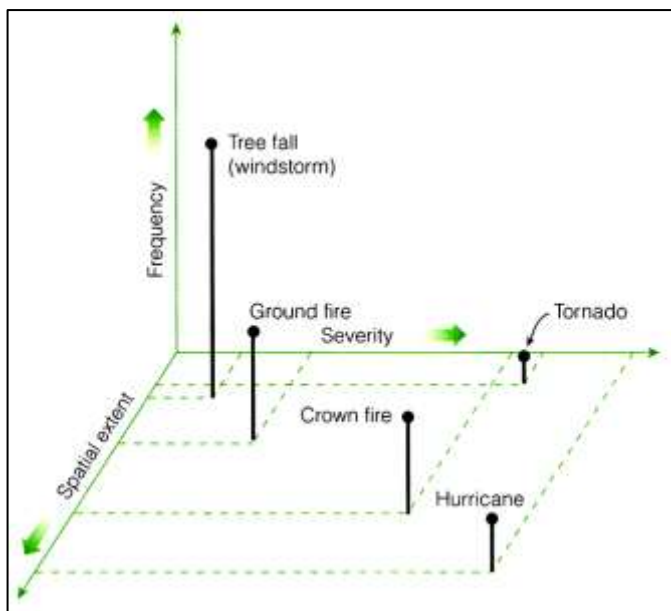
- le *type de perturbation*,
- la *dynamique de l'écosystème* sur lequel la perturbation a lieu,
- la *réponse de l'indicateur* considéré.

Ce cadrage reste simple dans ces travaux de thèse mais permet une première approche de la prédiction de la valeur des indicateurs.

2.2.1. Caractéristiques de la perturbation

Les perturbations sont identifiées dans la littérature comme contribuant à l'évolution « naturelle » des écosystèmes (Bengtsson *et al.* 2000). Les MC comme les impacts constituent des actions sur l'écosystème qui le font évoluer, et sont donc considérés ici comme des perturbations. Leurs effets peuvent être caractérisés selon trois axes (Pickett *et al.* 1989; Krohnen *et al.* 2009; Dornelas 2010) : la fréquence (ou durée), la sévérité (ou intensité) et la portée spatiale (Figure 28). Afin de pouvoir classer de manière concise et opérationnelle les impacts et des MC, nous proposons une description

qualitative par l'intermédiaire de neuf catégories issues des trois axes (trois catégories par axe ; Tableau 9).



← Figure 28 : Caractérisation des perturbations selon 3 axes : fréquence (ou durée), sévérité (ou intensité), portée spatiale (Krohnen et al. 2009).

Tableau 9 : Déclinaison des trois axes caractérisant les perturbations en catégories descriptives des impacts et des MC (en gras), dont la définition retenue dans ces travaux apparaît en police normal. Des exemples d'impacts ou de MC représentant les catégories sont données en italique.

Fréquence (durée)	Sévérité (intensité)	Portée spatiale
<p>Temporaire courte durée : la perturbation a des effets qui durent au maximum quelques années <i>Impacts : chantier, stockage d'engins</i> <i>MC : Ouverture de milieux</i></p>	<p>Modification peu intense de l'écosystème : action sur un compartiment de l'écosystème (sol, flore, faune, hydrologie...) <i>Impacts : passage d'engins</i> <i>MC : semi, plantation, gîte pour reptiles</i></p>	<p>Ponctuel de faible surface : la perturbation concerne une emprise au sol ponctuelle sur une surface allant jusqu'à quelques hectares <i>Impacts : bâtiments, parking, central hydroélectrique</i> <i>MC : Création d'une mare</i></p>
<p>Temporaire longue durée : la perturbation a des effets qui durent de quelques années à quelques dizaines d'années <i>Impacts : carrière, stockage de déchets</i> <i>MC : plantation, gîtes pour reptiles</i></p>	<p>Modification intense de l'écosystème : action sur plusieurs compartiments de l'écosystème (sol, flore, faune, hydrologie...) <i>Impacts : défrichement</i> <i>MC : décompactations du sol, création de mare</i></p>	<p>Ponctuel de surface importante : la perturbation concerne une emprise au sol ponctuelle sur une surface allant au-delà de quelques hectares <i>Impacts : aéroport, retenue d'eau</i> <i>MC : ouverture de milieux sur une dizaine d'ha</i></p>
<p>Permanent : la perturbation a des effets qui durent au-delà de quelques dizaines d'années <i>Impacts : bâtiment, retenue d'eau</i> <i>MC : arrêt d'une activité agricole, restauration hydraulique (ZH)</i></p>	<p>Modification très intense de l'écosystème : action sur tous les compartiments de l'écosystème (sol, flore, faune, hydrologie...) <i>Impacts : destruction totale par imperméabilisation</i> <i>MC : reméandrage rivière, décaissement et plantation</i></p>	<p>Linéaire (peu importe la surface) : la perturbation concerne une emprise au sol linéaire influençant les connectivités <i>Impacts : ligne grande vitesse, autoroute</i> <i>MC : plantation de haie, reméandrage d'un tronçon de rivière</i></p>

Par exemple, la construction d'une autoroute peut être caractérisée comme permanente, avec modification intense des compartiments de l'écosystème et linéaire. Selon les mêmes catégories, une création de mare avec plantation de flore hydrophile et réintroduction d'amphibiens est temporaire longue durée, avec modification de tous les compartiments de l'écosystème et ponctuel de faible surface.

Ainsi, l'effet des impacts et des MC peut être comparé sur une même base. La prédiction des valeurs des indicateurs au cours du temps tient donc compte en premier lieu des caractéristiques de la perturbation considérée. Il est à noter que les caractéristiques des impacts devraient guider le choix de MC, qui devraient être similaires.

2.2.2. Dynamique des écosystèmes

Une fois le type de perturbation défini, nous proposons d'étudier succinctement la dynamique dans laquelle se trouvent les sites impactés et compensatoires. Les questions suivantes peuvent être formulées afin de situer dans quelle dynamique se trouve la biodiversité des sites, et ainsi mieux prédire son état après une perturbation :

- Les écosystèmes sont-ils en équilibre stable ou alternatif ? Ou bien dans un cycle d'états transitoires ? Les berges de cours d'eau sont par exemple dans un équilibre transitoire.
- Quel est l'ordre de grandeur de la durée des successions de végétation (dynamique lente ou rapide) ? Quelles trajectoires peuvent prendre les écosystèmes (Cristofoli *et al.* 2010) ?
- Les écosystèmes sont-ils dans un bon état de conservation ? Une pelouse avec un taux de couvert de ligneux supérieur à 20% est, par exemple, considéré en mauvais état de conservation (Bensettiti *et al.* 2012). Le cadre d'évaluation de la biodiversité (Chapitre 2) contient des indicateurs issus des méthodes EVAL (Bensettiti *et al.* 2012) qui permettent d'évaluer l'état de conservation de certains habitats d'intérêt communautaire.
- Le milieu est-il résilient et/ou résistant au type de perturbation (Elmqvist *et al.* 2003) ? Pour le site impacté, cela suppose de chercher à estimer comment la biodiversité présente peut se rétablir suite aux impacts. Par exemple un milieu dépendant de perturbations fréquentes (bordure de cours d'eau par exemple, ou milieux ouverts) sera plus susceptible de revenir à son état initial après une

perturbation qu'un milieu dépendant de conditions extrêmement stables sur un temps très long, comme les tourbières. Ainsi les tourbières pourront se trouver dans une dynamique de dégradation dès lors que leur hydrologie ou que les caractéristiques des sols auront été modifiés, sans retour possible en arrière.

2.2.3. Indicateur considéré

Une fois la perturbation et la dynamique du milieu auquel elle s'applique caractérisées, il devient possible de prédire la réponse d'un indicateur. Pour cela il faut connaître la forme de la réponse, qui peut être documentée avec la bibliographie relative aux indicateurs sélectionnés dans le cadre d'évaluation (Chapitre 2) notée en Annexe 6. La forme de la réponse peut varier selon deux paramètres :

- La réponse *dans le temps* dans des conditions données. Par exemple, pour un site cultivé laissé en jachère (Figure 29), plusieurs indicateurs peuvent être utilisés pour évaluer l'évolution dans le temps de la végétation, qui n'aura pas la même forme selon l'indicateur considéré (linéaire, logarithmique).
- La réponse *selon différentes perturbations*. Par exemple, la spécialisation des communautés d'avifaune diminue avec l'augmentation des perturbations et de la fragmentation (Devictor *et al.* 2008). La richesse spécifique, quant à elle, augmente généralement avec une perturbation modérée avant de diminuer avec une perturbation plus forte (Seifan *et al.* 2010).

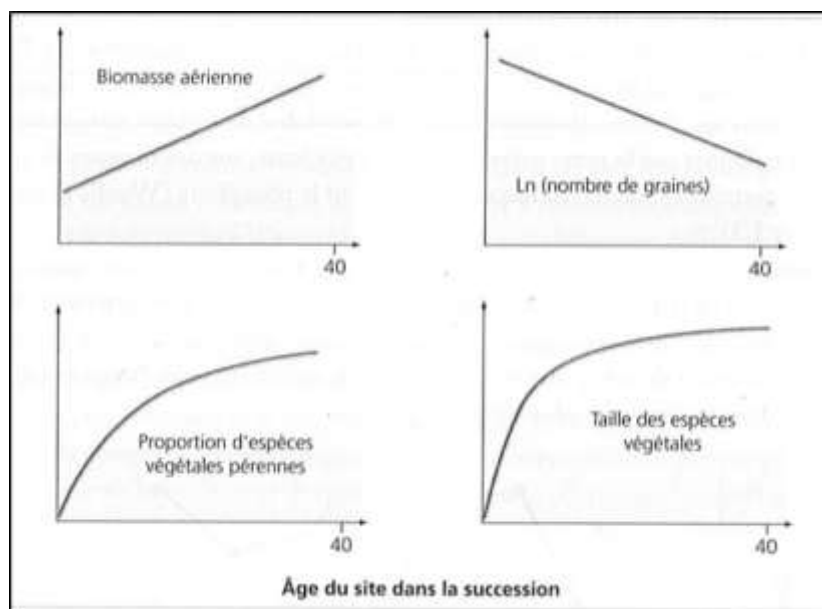


Figure 29 : Communautés végétales post-culturales dans la région de Montpellier, âgées de 0 à 40 ans décrites selon 4 indicateurs (Couvét & Teyssède-Couvét 2010).

Une attention particulière devrait être portée sur le fait que les valeurs des indicateurs peuvent être influencées par plusieurs perturbations (impacts ou MC), et qu'une même perturbation peut avoir des effets sur plusieurs indicateurs. Par exemple, lors d'une restauration de prairie, la diversité floristique est influencée à la fois par le travail du sol, par le type de semi et les amendements éventuels. Egalement, l'ouverture d'un milieu par fauche aura une influence sur la diversité de lépidoptères et sur le couvert de ligneux.

2.3. Exemple théorique de prédiction

Afin d'illustrer la manière dont l'effet des impacts et des MC peut être prédit, un exemple simple est détaillé dans les Tableaux 10 et 11. La prédiction tient compte des critères préalablement identifiés (§ 2.2.) et se base sur notre expertise d'écologie.

Considérons un site de 1,2 ha avec une mare et un milieu boisé. Un bâtiment doit être construit à l'emplacement de la mare et d'une partie du milieu boisé. Il y a donc une zone artificialisée sans mesures de réduction (comme de la végétalisation) et une zone de chantier avec des mesures de réduction (travaux hors période de nidification). A long terme, des réhabilitations sur les zones de chantier sont réalisées. Les impacts sont donc (Tableau 9) :

- pour le bâtiment, permanents, avec modification de tous les compartiments de l'écosystème et ponctuels de faible surface
- pour la zone chantier, temporaire de courte durée, de modification peu intense des compartiments de l'écosystème et ponctuels de faible surface.

Seulement quatre indicateurs du niveau général (NG) sont présentés pour déterminer l'état initial, car l'exemple se veut simple : Surface de milieu boisé, Diversité spécifique des amphibiens, Diversité spécifique de l'avifaune, Proportion d'espèces menacées sur LR France et Surface de milieu non artificialisé.

Considérons également un site compensatoire de 2.5 ha localisé à proximité du site impacté, acquis pour répondre aux besoins de compensation et évalué avec les mêmes indicateurs que pour le site impacté (Tableau 11). Deux MC sont prévues :

- la gestion conservatoire du milieu boisé existant : action permanente, avec modification peu intense des compartiments de l'écosystème et ponctuelle de faible surface,

Tableau 10 et Tableau 11: Exemple théorique de prédiction sur le site impacté et sur le site compensatoire.

Indicateur	Etat initial	Prédiction CT	Après impact CT	Prédiction LT	Après impact LT
Surface de milieu boisé (ha)	1	0.5 ha sont défrichés pour la construction du bâtiment et des voies d'accès	0,5	0.1 ha sont reboisés sur les zones de chantier	0,6
Diversité spécifique des amphibiens (nombre d'espèces)	3	Les espèces, qui avaient besoin de la mare et du milieu boisé pour leur cycle de vie n'ont plus les conditions favorables à leur maintien	0	Des espèces peuvent recoloniser le milieu boisé car une mare a été créée en guise de MC à proximité	2
Diversité spécifique de l'avifaune (nombre d'espèces)	8	A CT, le dérangement lié aux travaux de défrichement fait fuir la plupart des espèces, mais certaines plus ubiquistes arrivent à subsister	2	Des espèces peuvent recoloniser le milieu boisé moins perturbé mais pas au niveau de la diversité initiale étant donné la réduction de l'habitat	6
Proportion d'espèces menacées sur LR France (%)	27,2 (2 espèces d'amphibiens et 1 d'oiseau)	Les espèces menacées font partie des espèces qui ne trouvent plus d'habitat favorable sur le site suite aux impacts.	0	Les espèces d'amphibien qui recolonisent la mare sont des espèces communes. Seule une espèce d'oiseau menacée recolonise le milieu boisée qui lui est particulièrement favorable.	12,5
Surface de milieu non artificialisé (ha)	1,2	Seule la partie restante du milieu boisé n'est pas artificialisée	0,5	La partie réhabilitée de milieu boisé n'est plus considérée comme artificialisée	0,6

Indicateur	Etat initial	Prédiction CT	Après impact CT	Prédiction LT	Après impact LT
Surface de milieu boisé (ha)	2	Pas d'évolution de surface	2	Les caractéristiques du milieu changent (non présenté dans cet exemple) mais la surface n'évolue pas	2
Diversité spécifique des amphibiens (nombre d'espèces)	0	Un amphibien présent sur le site impacté réimplanté	1	le réseau de mares à proximité du milieu boisé est favorable à plusieurs espèces communes d'amphibien qui peuvent potentiellement coloniser la zone.	5
Diversité spécifique de l'avifaune (nombre d'espèces)	10	Pas de colonisation à CT car pas de changement notable du milieu	10	Le vieillissement du milieu boisé est favorable à des nouvelles espèces	13
Proportion d'espèces menacées sur LR France (%)	10 (1 espèce d'avifaune)	L'espèce d'amphibien réintroduite est l'une des espèces menacées du site impacté.	18 ,1	Une espèce d'oiseau menacée recolonise le milieu boisé qui lui est particulièrement favorable, en plus de celle déjà présente. Les espèces d'amphibien sont communes.	16,7
Surface de milieu non artificialisé (ha)	2,5	Tout le site (2 ha de milieu forestier et 0.5 ha de prairie mésophile)	2,5	Tout le site (2 ha de milieu forestier et 0.3 ha de prairie mésophile et 0,2ha occupé par les mares)	2,5

- la création d'un réseau de trois mares dans la prairie mésophile (à proximité de ce boisement), avec introduction d'une espèce d'amphibien menacée : action temporaire longue durée, d'effort conséquent et ponctuelle de faible surface. A LT, les milieux évoluent suite à l'impulsion donnée par les MC.

Cet exemple simple montre comment la prédiction des valeurs des indicateurs après impacts et MC peut être réalisée en tenant compte du type de perturbation, de la dynamique des milieux et de la réponse de l'indicateur considéré. On peut voir que la portée spatiale des impacts des MC est similaire, mais que les deux autres caractéristiques des perturbations ne concordent pas exactement. Pour la forêt, les deux actions (impacts et MC) sont permanentes, mais les MC sont d'intensités différentes (par exemple, une restauration d'un milieu forestier serait d'intensité similaire). Pour la mare, les intensités sont similaires, mais la MC est temporaire de longue durée tandis que les impacts sont permanents.

On notera que dans cet exemple, les mares sont créées sur un milieu existant (prairie mésophile) pouvant avoir un intérêt propre (milieu favorable pour la biodiversité ordinaire, fonction de pollinisation, corridor écologique etc.). Ces aspects sont pris en compte avec les indicateurs sélectionnés dans le cadre d'évaluation (critères de fonctionnalité, de connectivité, de diversité). Le choix de privilégier un type de milieu par rapport à un autre (ici les mares par rapport à la prairie) peut être discutable. Le cadre d'évaluation permet d'en évaluer les conséquences sur l'ensemble des composantes de biodiversité.

Ces exemples de prédictions ne tiennent pas compte des incertitudes liées au décalage qui peut exister entre les effets attendus des impacts ou des MC et leurs effets réels. Dans le cas présenté, l'avifaune pourrait par exemple ne pas recoloniser le milieu boisé qui serait trop proche de l'activité générée par la construction du bâtiment, ou les mares récréées pourraient ne pas être favorables aux espèces d'amphibiens (végétation inadaptée, assèchement en période de reproduction...).

Pour être rigoureuse, la prédiction de la valeur des indicateurs devrait prendre en compte le taux d'incertitude associé, qui devrait être fondé, entre autre, sur des connaissances des probabilités de réussite des MC. Cela rendrait le calcul des pertes et des gains plus réaliste. Dans le cadre de cette thèse, nous ne sommes pas en mesure de proposer une façon aussi rigoureuse d'intégrer les incertitudes directement au calcul des pertes et des gains, cela exigerait en soi un travail bibliographique approfondi et un retour d'expériences à grande échelle sur toutes les mesures compensatoires réalisées sur tous types d'écosystèmes. Dans un premier temps, nous proposons d'intégrer les incertitudes au cadre méthodologique de manière qualitative.

3. Incertitudes associées à la prédiction de la valeur des indicateurs après impacts ou MC

La prédiction de la valeur des indicateurs est confrontée à de nombreuses sources d'incertitudes, comme le manque de garantie quant à la pérennisation des MC, le manque de connaissance de la durabilité des impacts et des recolonisations spontanées des sites... Dans le cadre de cette thèse, nous nous sommes focalisés sur les incertitudes liées à un manque de connaissance de l'effet réel des impacts ou des MC sur la biodiversité. Ce type d'incertitude est donc *épistémique*, c'est à dire dû à la part de variabilité des écosystèmes dans l'espace et le temps qui n'est pas encore connue (Elith *et al.* 2002; Kujala *et al.* 2013). La capitalisation de données relatives à la mise en place de la compensation peut permettre de réduire ces incertitudes pour les MC (Tischew *et al.* 2010). Afin d'avancer sur cette question, nous avons effectué un retour d'expérience (REX) sur le succès de MC réalisées en Isère entre 2001 et 2016 dont les résultats sont détaillés ci-après.

3.1. Retour d'expérience sur le succès des MC (voir section II pour plus de détails)

L'objectif de ce REX est d'identifier des facteurs contribuant au succès ou à l'échec des MC, afin de pouvoir faire une meilleure estimation de la valeur des indicateurs après leur mise en place et ainsi réduire l'incertitude sur le calcul des gains.

3.1.1. Organisation du retour d'expérience

Récolte de la donnée

Des MC issues de projets soumis à dérogations à la destruction d'espèces protégées (DEP) et incidence loi sur l'eau (LSE) mises en place en Isère ont été analysées. La recherche d'informations sur les projets a été effectuée dans les archives de la DDT de l'Isère. Environ 90 dossiers ou arrêtés préfectoraux (lorsque les dossiers n'étaient pas disponibles) ont été sélectionnés, mais seulement une trentaine a pu être retenue pour l'analyse des MC. Celles-ci devaient en effet être bien caractérisées dans le dossier (détails sur les espèces ou zones humides ciblés par les mesures, localisation des sites compensatoires, nom du gestionnaire en charge de la mise en place ou du suivi) afin de pouvoir en estimer le succès ou l'échec. Après contact avec les gestionnaires des sites compensatoires, nous avons pu avoir accès (visites de terrain) aux MC de 20 projets sur la trentaine sélectionnée (voir Annexe 8c pour une description des projets et des MC associées). Ces 20 projets se situent principalement autour de Grenoble, Voiron et Bourgoin-Jallieu (Figure 30). Pour ces 20 projets, un total 59 MC ont été mises en place.

On peut supposer que les problèmes d'autorisation d'accès aux sites constituent un biais d'échantillonnage. En effet, les opérateurs en charge de MC qui ont bien été mise en place et suivies sont plus enclins à les faire « expertiser ». Nous avons tout de même eu accès à des MC de moins bonne qualité.

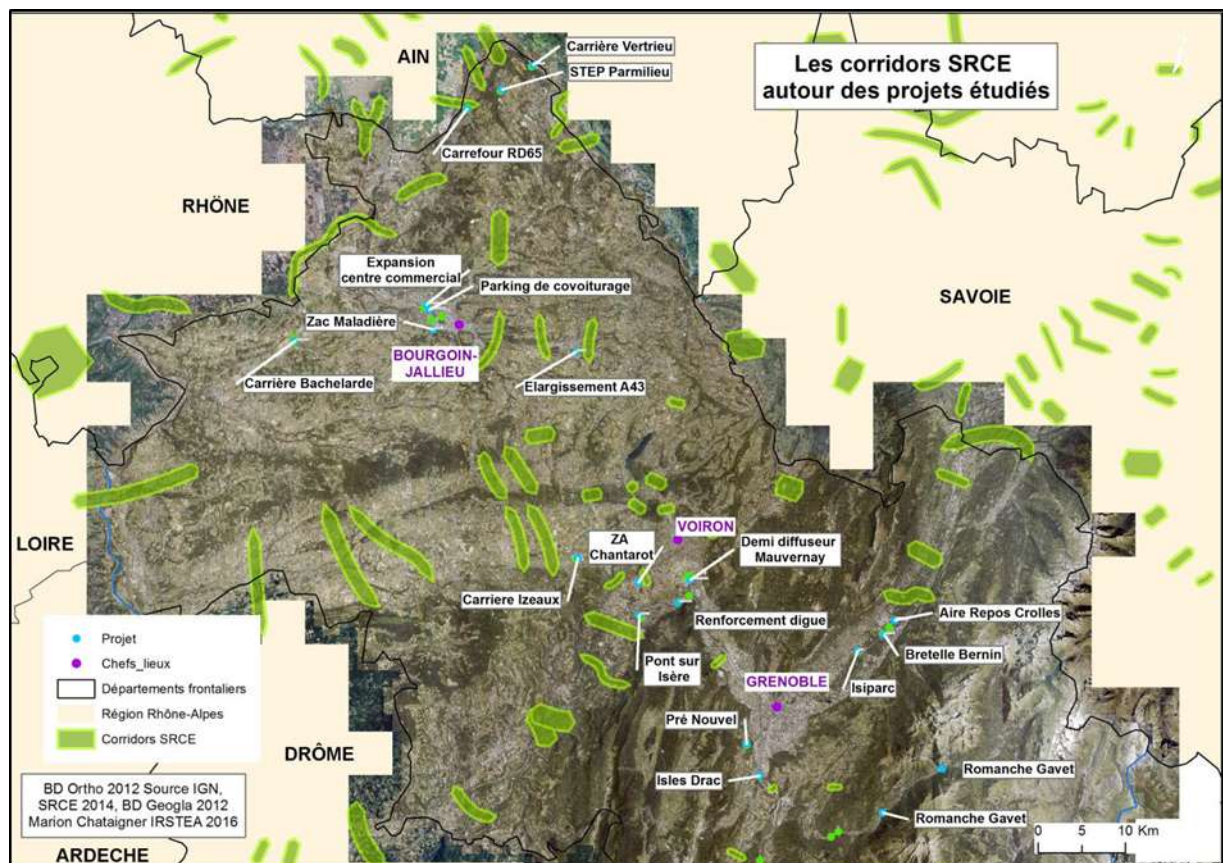


Figure 30 : Localisation des 20 projets (sites impactés et compensatoires) étudiés pour le retour d'expérience et localisation par rapport aux corridors écologiques identifiés dans le SRCE.

Evaluation des facteurs de succès

Le succès des MC a été déterminé en termes de présence de(s) espèce(s) ou d'habitat(s) ciblés dans les dossiers. Cela ne prend pas en considération des paramètres comme l'abondance des individus ou la reproduction qui permettent d'évaluer la viabilité des populations. Le succès a été vérifié lors des visites de terrain en 2016 en présence des gestionnaires des sites. Les MC ayant été mises en place entre 2001 et 2014 (avec une majorité en 2012 et 2013), le recul était de 2 ans minimum. Seules deux modalités, succès ou échec, ont été relevées :

- *Pour les espèces*, la mesure a été considérée comme un succès lorsque des individus ou des traces (nids, pontes, empreintes, fèces) avaient été observés sur le site compensatoire (nos observations ou celles du gestionnaire),

- **Pour les habitats**, la présence des éléments abiotiques caractéristiques de l'habitat (ex. présence d'eau), et/ou d'éléments biotiques structurant (ex. bois mort), ainsi que des assemblages de végétaux caractéristiques de l'habitat a conditionné le succès (nos observations).

Quatorze variables pouvant potentiellement influencer le succès ou l'échec des MC ont été relevées pour l'ensemble des mesures (Tableau 1 de la section II) :

- **Variables environnementales** : surface du site compensatoire, type de MC (Annexe 8b et Figure 31), durée du plan de gestion, distance entre le site compensatoire et le site impacté, distance entre le site compensatoire et le corridor écologique identifié dans le SRCE le plus proche (Figure 30), état du site avant la mise en place des MC et type de maître d'ouvrage.
- **Variables « espèces »** : groupes taxonomiques ciblés par la MC (avifaune, chiroptères, reptiles, amphibiens, mammifères, insectes et flore).

Ces données ont été soit directement récoltées dans les dossiers, soit auprès du gestionnaire des sites lors de la visite de terrain.



Figure 31 : Exemple de mesures compensatoires étudiées dans le cadre du retour d'expérience. A-Création d'une mare, B-Plantation de haies, C-Restauration d'une zone humide, D-Création de gîte pour les reptiles, E-Ouverture de milieu, F-Création de gîte pour les chiroptères. Crédits photos : Marion Chataigner.

Analyse du succès des MC

Afin de déterminer les variables qui influencent significativement le succès des MC, un modèle linéaire généralisé (GLM) a été construit. Le détail de la construction de ce modèle est présenté en Annexe 8d et dans la section II. Toutes les variables influençant potentiellement le succès n'ayant pas pu être incluses, le modèle final a la forme suivante :

$$\begin{aligned} \text{Succès de la MC} \sim & \text{Surface du site compensatoire} \\ & + \text{Type de MC} \\ & + \text{Distance entre le site compensatoire et le site impacté} \\ & + \text{Distance entre le site compensatoire et le corridor} \\ & \text{écologique identifié dans le SRCE le plus proche} \end{aligned}$$

L'influence de ces quatre variables sur le succès des MC en termes de présence des habitats et des espèces ciblées a été analysée.

3.1.2. Résultats et discussion de l'analyse du succès des MC

Les résultats de l'influence des variables sur le succès des MC sont présentés dans le Tableau 12.

Le type de MC influence significativement le succès à la fois en termes d'espèces et d'habitats (Figure 1 section II). Les opérations de création de gîtes (principalement pour les reptiles et les chiroptères) affichent toutes un succès en termes de présence de l'habitat, mais les espèces ne colonisent pas systématiquement ces gîtes.

Tableau 12 : Effet des variables sélectionnées dans le modèle sur le succès des mesures compensatoires, exprimé en tant que présence des espèces ou des habitats cibles. Les variables ont un effet significatif sur le succès quand la P-value < 0,05.

	Habitat cible			Espèce cible		
	Chisq	df	P- value	Chisq	df	P- value
Surface du site compensatoire	X ² =0.312	1	P=0.577	X ² =6.792	1	P=0.009
Dist. site impacté – site compensé	X ² =1.162	1	P=0.281	X ² =3.179	1	P=0.074
Dist. site compensé – corridor SRCE	X ² =0.437	1	P=0.509	X ² =0.415	1	P=0.519
Type de mesure compensatoire	X ² =12.320	5	P=0.031	X ² =11.299	5	P=0.046

Les mesures de gestion ayant pour objectif d'entretenir les milieux ouverts ou de contrôler des espèces exotiques envahissantes n'affichent quant à elles aucun succès en terme de présence (ou absence) des espèces cibles, et un succès faible en terme de présence de d'habitat cible. Ce résultat est cohérent avec ce que l'on sait par ailleurs de l'efficacité des moyens de lutte contre les EEE (Early *et al.* 2016). Quant aux milieux ouverts, ils nécessitent un suivi régulier dans le temps avec des opérations récurrentes d'ouverture de milieu qui n'avaient pas été mis en place dans les cas étudiés ici. L'effet des autres types MC sur le succès n'est pas significativement différent (Figure 1 section II).

La surface du site compensatoire influence significativement le succès des MC lorsqu'elles visent le maintien ou le retour d'une espèce cible. Selon notre analyse, plus la surface du site compensatoire est grande, plus il y a de chance d'observer l'espèce cible. Ce résultat va dans le sens de la relation *Aire-Espèce* (Preston 1960) qui stipule qu'un plus grand espace permet une abondance plus importante des individus, assurant ainsi un meilleur maintien des populations (Bender *et al.* 1998). La taille du site compensatoire n'est cependant pas le seul facteur à prendre en compte pour garantir la présence des espèces cibles. La littérature met de plus en plus l'accent sur l'importance des corridors écologiques entre patches d'habitats favorables pour permettre le maintien des populations (Taylor *et al.* 1993; Ives *et al.* 2013; Tambosi *et al.* 2014).

La distance entre le site impacté et le site compensatoire a une tendance (non significative ; Tableau 12) à influencer le succès des MC en termes de présence des espèces cibles. En effet, la mise en place des MC proches du site impacté peut augmenter les chances que les espèces impactées colonisent le site compensatoire, à condition que les deux sites ne soient pas séparés par des barrières infranchissables pour ces espèces (présence d'éléments de connectivité entre les deux sites). La notion de « proximité » est dépendante du groupe taxonomique considéré car la distance qui peut être parcourue par les espèces pour coloniser de nouveaux habitats favorables peut être variable. Les reptiles sont par exemple peu mobiles (Sordello *et al.* 2013) alors que certaines espèces d'avifaune ou de chiroptère peuvent couvrir des centaines de kilomètres (Fenton 1997).

La distance entre le site compensatoire et le corridor écologique identifié dans le SRCE le plus proche n'a pas d'influence significative sur le succès. Les corridors identifiés au niveau du SRCE sont des zones potentiellement intéressantes à maintenir ou restaurer pour connecter des zones à fort enjeu écologique¹⁴ et sont à affiner au niveau local. Un site compensatoire se trouvant proche d'elles pourrait donc potentiellement bénéficier du flux d'espèces empruntant les corridors écologiques maintenus ou restaurés, ou constituer lui-même l'un de ces corridors (création de haies par exemple). Cependant, la proximité entre un corridor et un site compensatoire ne suffit pas à la recolonisation des espèces, qui ont besoin d'éléments favorables (haies, berges de cours d'eau) à leurs déplacements.

3.1.3. Améliorer les retours d'expérience

Ce REX mené sur des MC mises en place en Isère constitue une première approche de l'évaluation du succès des MC. Il permet de confirmer certains résultats de la littérature mais nécessiterait d'être approfondi pour être plus largement généralisable.

¹⁴ <http://www.trameverteetbleue.fr/presentation-tvb/echelles-action>

Notamment, la définition du succès que nous avons retenue reste assez simple. Elle est cohérente avec la réglementation française qui impose une compensation en « like for like » (la biodiversité qui bénéficie des MC doit être la même que celle impactée), mais pourrait mieux refléter la dynamique des écosystèmes et des populations. En effet, la présence d'individus sur un site, bien qu'étant un premier indicateur, ne permet pas de savoir si les individus se reproduisent sur le site et si les populations ont la capacité de se maintenir dans le temps. De même, la présence de l'habitat cible ne garantit pas que cet habitat soit fonctionnel. L'évaluation de critères de succès plus complexes impliqueraient toutefois de réaliser des inventaires plus poussés.

Dans notre retour d'expérience, nous n'avons pas pris en considération le temps depuis la mise en place des MC au moment de l'évaluation (la majorité des mesures étaient mise en place depuis 3 ou 4 ans). Il pourrait être intéressant de suivre l'évolution des critères de succès à plusieurs pas de temps afin d'estimer la durée nécessaire pour les atteindre.

De plus, un nombre de MC plus important pourrait être évalué afin de pouvoir tester l'influence de plus de variables sur leur succès ou échec. L'étude est, en effet, limitée par le nombre de répliquas qui ne permet pas d'évaluer beaucoup d'effets. En pratique, l'acquisition de données homogènes sur les MC s'avère difficile. En effet, d'une part les études d'impact et autres procédures (demande de DEP, incidence LSE...) ne sont pas standardisées, et d'autre part les dossiers ne sont pas traités et archivés de la même manière par les différents services instructeurs (DREAL et DDT) d'une région à l'autre. La base de données développée en France par le Ministère de la Transition Ecologique pourrait pallier ce problème. Dans un premier temps, elle a vocation à répertorier la localisation des MC ainsi que le maître d'ouvrage associé, et pourrait inclure à moyen terme des données plus spécifiques.

3.2. Associer les facteurs d'incertitude à la prédiction

Comme dit précédemment, la quantification précise des incertitudes permettant de les intégrer directement dans le calcul de la valeur prédite des indicateurs dépasse le cadre de cette thèse. Nous proposons donc de signaler qualitativement les indicateurs pour lesquels le degré d'incertitude est le plus fort afin de nuancer les gains (et les pertes) prédits. Nous proposons d'utiliser la méthode suivante pour attribuer un degré d'incertitude à un indicateur : déterminer si cet indicateur est concerné par une, deux ou trois des sources d'incertitudes que nous avons identifiées sur la base du REX et de notre expertise (lors de la mise en œuvre du cadre méthodologique sur des cas concrets, voir le chapitre 4). Ces sources d'incertitude sont les suivantes (Tableau 13):

- **Les facteurs qui échappent au contrôle du maître d'ouvrage** : en particulier dans le Périmètre Elargi, la valeur des indicateurs à long terme ne dépend souvent pas que des actions du maître d'ouvrage et échappe à sa capacité de prédiction.
- **La méconnaissance des espèces animales ou végétales ciblées** : la biologie de certaines espèces est très bien connue (avifaune notamment) et permet de mettre en place des mesures de restauration ou de gestion des milieux appropriées pour garantir leur installation et leur maintien. Ce n'est cependant pas le cas de toutes les espèces (insectes particulièrement). Lorsque l'espèce ciblée est peu étudiée et que certains éléments clés de sa biologie ne sont pas connus (capacité de dispersion, d'installation, surface minimale d'habitat nécessaire, etc.) le degré d'incertitude associé est beaucoup plus fort
- **Le risque d'échec associé au type de MC** (uniquement pour prédire la valeur des indicateurs après MC) : les mesures compensatoires peuvent être des opérations de restauration de milieu ou de mise en gestion impliquant des techniques d'ingénierie écologique. Si les techniques ont déjà fait leur preuve avec des taux de réussite élevés, l'incertitude associée à la valeur prédite de l'indicateur est faible. Par contre s'il s'agit de techniques nouvelles, jamais testées, alors cette source d'incertitude est forte pour la MC.

Tableau 13 : Sources d'incertitudes à prendre en compte lors de la prédiction de la valeur des indicateurs après impacts et MC

Prédiction	Sources d'incertitudes	Questions à se poser	Cas où considérer l'incertitude
Impacts et MC	Facteurs échappant au contrôle du Maître d'Ouvrage (MO)	La prédiction de la valeur de l'indicateur dépend-elle essentiellement des actions réalisées par le maître d'ouvrage ? Y a-t-il une part qu'il ne peut pas maîtriser ?	D'autres facteurs peuvent nettement influencer la valeur que peut prendre l'indicateur (ex : construction de nouvelles infrastructures de transport dans le périmètre élargi par d'autres maîtres d'ouvrage)
	Méconnaissance du comportement de l'espèce faune (capacité d'adaptation)	Le comportement des espèces sur lesquelles porte l'indicateur est-il bien connu ? Est-il adaptable au type d'impact/ de MC ?	Le comportement de l'espèce (ex : l'espèce fuit le site pendant les travaux ou colonise facilement le nouvel habitat favorable) n'est pas bien connu. A interpréter entre autre selon la taille du site compensatoire
	Méconnaissance du comportement de l'espèce flore (dynamique de recolonisation)	La flore a-t-elle une dynamique de recolonisation connue ?	La dynamique de recolonisation ou la réponse de la flore à une action (impact ou gestion) est mal maîtrisée (ex. les espèces exotiques envahissantes)
Impact	Le caractère plus ou moins direct de l'impact	La valeur de l'indicateur est-elle en relation directe avec l'intensité de l'impact ?	Les effets de l'impact ne se reflètent pas nécessairement directement sur la métrique de l'indicateur (ex. pour la destruction de la moitié d'un boisement, l'effet de l'impact est plus direct et prévisible sur la surface de milieu forestier que sur la diversité d'avifaune)

MC	Risque d'échec associé au type de mesure compensatoire	Quel est le taux de succès du type de mesure compensatoire envisagé ? Les conditions environnementales du site sont-elles favorables à la biodiversité ciblée par la mesure ?	La mesure compensatoire est une restauration peu pratiquée ou une création d'un milieu, ou si l'environnement n'est pas favorable (ex : mauvaises conditions hydriques pour une ZH ou isolement pour un habitat d'espèce)
----	--	---	---

- **Le caractère plus ou moins direct de l'impact** (uniquement pour prédire la valeur des indicateurs après impact) : lorsque l'impact est direct, la prédiction de la valeur peut rester simple, par exemple si 2 ha de forêt sont détruits pour construire un bâtiment, la surface de la forêt sur le site impacté après impact est égale à la valeur initiale moins 2 ha. Par contre, la diversité de l'avifaune sur le site impacté peut être affectée directement par une perte d'habitat et indirectement par le dérangement induit par les travaux et l'exploitation du site. Prédire la diversité de l'avifaune après impact est donc plus difficile en l'absence de retour d'expérience, l'incertitude associée sera donc plus forte.

Après identification des sources d'incertitude associées à la prédiction de chaque indicateur, un système de notation simple est proposé :

Aucun type d'incertitude → Niveau d'incertitudes *Faible*

1 type d'incertitude → Niveau d'incertitudes *Moyen* *

2 types d'incertitude → Niveau d'incertitudes *Elevé* **

3 types d'incertitude → Niveau d'incertitudes *Très Elevé* ***

A titre d'exemple, ce système a été appliqué sur le cas théorique présenté au §2.3 pour illustrer le mécanisme de prédiction de la valeur des indicateurs après impacts et MC (Tableau 14).

Plus le niveau d'incertitude lié à la prédiction de la valeur de l'indicateur après impacts ou MC est élevé, plus il est nécessaire d'ajuster la prédiction. En appliquant le principe de précaution, cela peut être fait en considérant que l'effet des impacts sera plus important que celui initialement prédit, ou l'effet des MC moins important. Il sera alors nécessaire de réviser l'action prévue (impact ou MC) de manière itérative pour que l'équivalence entre pertes (qui seraient plus importantes) et gains (qui seraient moins importants) puisse être atteinte. La prédiction après révision des actions prévues peut ainsi être moins incertaine.

De manière générale, plus le niveau d'incertitude est fort, plus il sera nécessaire de prévoir un suivi de l'évolution réelle des indicateurs une fois les impacts et les MC réalisés et de prévoir un budget spécifique afin de faire de la gestion adaptative sur les sites. En effet, s'il s'avère que les valeurs réelles des indicateurs sont plus basses que celles estimées, des mesures doivent être prises pour corriger les actions déjà engagées et ainsi atteindre les valeurs des indicateurs prédites initialement. Cela peut être fait après le laps de temps correspondant aux prédictions LT (trentaine d'année), ainsi la valeur réelle

des indicateurs peut être comparée à la valeur prédite. Cependant, pour éviter des pertes intermédiaires trop importantes, il serait nécessaire de pouvoir estimer à des pas de temps plus courts (2, 5 ou 10 ans) si les trajectoires suivies par les sites permettraient bien d'atteindre les objectifs. Quelques travaux ont été réalisés en ce sens, notamment sur les tourbières (Poulin *et al.* 2013), mais le dire d'expert reste le moyen le plus répandu.

Concrètement, l'attribution d'un niveau d'incertitude à la prédiction de la valeur des indicateurs doit se traduire par la prévision d'un suivi de ces indicateurs, et donc d'une enveloppe financière adaptée pour la mise en place de ce suivi. Ce sont ces suivis qui permettront à terme d'affiner la prédiction de la valeur des indicateurs en réduisant l'incertitude associée. Un niveau d'incertitude élevé devrait également se traduire par une préconisation de gestion adaptative impliquant potentiellement la mise en place de mesures correctives.

Tableau 14 : Attribution d'un niveau d'incertitude à la prédiction des valeurs des indicateurs après impact et MC à court et long terme (CT et LT) pour l'exemple théorique présenté au 2.3. Fa = Faible, M = Moyen, Fo = Fort.

Site	Surface de milieu boisé (ha)				Diversité spécifique des amphibiens (nombre d'espèces)				Diversité spécifique de l'avifaune (nombre d'espèces)			
	Impacté		Compensatoire		Impacté		Compensatoire		Impacté		Compensatoire	
Pas de temps de la prédiction	CT	LT	CT	LT	CT	LT	CT	LT	CT	LT	CT	LT
Influence de l'action (projet ou MC)												
Comportement de l'espèce faune / flore						x	x	x	x	x	x	x
Définition de l'emprise et de l'impact									x	x		
Type de mesure compensatoire « à risque »												
Niveau d'incertitude	Fa	Fa	Fa	Fa	Fa	M	M	M	Fo	Fo	M	M
	Proportion d'espèces menacées sur LR France (%)				Surface de milieu non artificialisé (ha)							
Site	Impacté		Compensatoire		Impacté		Compensatoire					
Pas de temps de la prédiction	CT	LT	CT	LT	CT	LT	CT	LT				
Influence de l'action (projet ou MC)			x	x								
Comportement de l'espèce faune / flore	x	x	x	x								
Définition de l'emprise et de l'impact	x	x										
Type de mesure compensatoire « à risque »												
Niveau d'incertitude	Fo	Fo	Fo	Fo	Fa	Fa	Fa	Fa				

4. Pistes d'amélioration de la prédiction

4.1. Du dire d'expert à la standardisation

En l'état actuel du cadre méthodologique d'évaluation de l'équivalence écologique, la prédiction des valeurs des indicateurs après impacts et MC se fait selon un dire d'expert. Celui-ci est cadré par la prise en compte de critères liés à la dynamique des écosystèmes et aux incertitudes quant aux effets réels des perturbations prévues (impacts ou MC). Pour que l'évaluation soit la plus transparente possible, il est essentiel que l'expert qui réalise les prédictions garde une trace de ses réflexions et des sources sur lesquels il s'est appuyé. Si le recours au dire d'expert à l'avantage de rendre la prédiction souple et adaptable selon le contexte, il ne garantit pas une prédiction rigoureuse. En effet, selon les compétences et l'expérience des acteurs impliqués (maîtres d'ouvrage, bureaux d'étude, gestionnaires, administration), la prédiction pourra s'avérer plus ou moins complexe à réaliser. Cela amène d'autres d'incertitudes de type *human decision* (Kujala *et al.* 2013) qui sont dues à l'imprécision du dire d'expert et la manière dont chacun appréhende les entités du monde environnant.

Une standardisation de la prédiction basée sur une étude approfondie de la dynamique des écosystèmes (successions, résilience, résistance...) et sur des retours d'expérience serait donc préférable. Plusieurs niveaux de standardisation pourraient être mis en place. Dans un premier temps, les critères utilisés pour cadrer le dire d'expert (type de perturbation, dynamique du milieu, réponse de l'indicateur) pourraient être plus approfondis et liés avec l'effet qu'ils peuvent avoir sur les indicateurs de biodiversité. Par exemple, pour un type de perturbation donnée, sur un certain milieu avec une dynamique donnée, une fourchette de valeurs de l'indicateur (ayant une forme de réponse connue) pourrait être précisée. Cette fourchette de valeurs pourrait correspondre à la prise en compte des incertitudes, comme cela est fait dans l'*Ökokonto* allemand (Darbi & Tausch 2010). Si l'incertitude liée à la prédiction est importante, c'est-à-dire qu'il y a de fortes chances que les effets prévus des perturbations soient en décalage avec les effets réels (information tirée des retours d'expérience), la valeur basse de la fourchette serait sélectionnée.

A plus long terme, avec le développement des connaissances et des outils en écologie, la mobilisation de modèles pourrait être préconisée. L'intérêt des modèles est qu'ils permettent d'explicitier clairement les différents paramètres nécessaires à la prédiction et de les faire évoluer dans le temps selon des contraintes données. Un modèle, même conceptuel, a également le mérite de pouvoir décomposer les sources d'incertitudes. Certaines sont liées au manque de connaissance de la dynamique des milieux, tandis que certaines sont liées aux capacités de gestion ou de restauration des

milieux lors des opérations de MC. On peut imaginer que ces sources d'incertitude, grâce à une mise en commun des retours d'expérience, se réduise et puisse permettre d'améliorer les modélisations.

L'utilisation de modèles est néanmoins délicate car ils sont relativement simples à développer et à implémenter mais ne peuvent alors pas prendre en compte beaucoup de paramètres (Pioch *et al.* 2017), soit ils sont plus complexes et moins opérationnels (Guisan & Thuiller 2005). Une solution serait de développer plusieurs modèles (par type de perturbation ou par type de milieu par exemple) qui puissent chacun être mobilisable par un public technique. Dans tous les cas, que l'on fasse appel à la modélisation ou que l'on prédise la valeur des indicateurs sur la base de la littérature scientifique et technique, c'est bien l'acquisition de données continue dans le temps, sur des milieux variés, soumis à différents types de perturbations et récoltées de manière standardisée qui permettra d'affiner les prédictions.

4.2. Prendre en compte le changement climatique

L'évolution de la dynamique des milieux et les incertitudes seraient également à replacer dans le contexte du changement climatique. Ce changement global affecte la biodiversité sur des échelles de temps très courtes (Bässler *et al.* 2010 ; Barbet-Massin *et al.* 2012 ; Thompson *et al.* 2013), ce qui pose question pour la mise en place des MC. Notamment, les mesures envisagées en réponse aux pertes seront-elles adaptées aux nouvelles conditions induites par le changement climatique ? Les connaissances concernant l'effet du changement climatique sur la biodiversité sont encore en évolution ce qui génère beaucoup d'incertitude (Kujala *et al.* 2013). Des travaux ont tout de même montré que la modification des facteurs abiotiques (température, précipitation, proportion de gaz à effet de serre dans l'atmosphère, couverture neigeuse) affecte la biodiversité de plusieurs manières (Gitay *et al.* 2002; Bellard *et al.* 2012), particulièrement pour les milieux terrestres :

- Modification de la phénologie, la physiologie, la morphologie et du comportement de certaines espèces (Roy & Sparks 2000),
- Changements des aires de distribution d'espèces (Huntley *et al.* 2006),
- Augmentation de la fréquence et l'intensité de l'apparition de maladies et des parasites,
- Perturbation d'écosystèmes de haute latitude dans l'hémisphère nord.

Il serait donc nécessaire de prendre en compte le possible effet de ces changements lors de la prédiction des valeurs des indicateurs après impacts ou MC. Notamment, la capacité de (re)colonisation des sites par les espèces dépend de leur aire

de distribution et de leur comportement, qui pourront potentiellement être affectés par le changement climatique.

D'une manière générale, le changement climatique pose la question de savoir s'il est pertinent d'orienter les efforts de compensation uniquement sur la biodiversité actuellement présente en un lieu donné, où s'il est préférable d'anticiper et compenser la biodiversité qui serait présente dans le futur. Les scénarios pour 2100 prévoient par exemple un très net recul des hêtraies vers le Nord de la France (Piedallu *et al.* 2009). De même, des travaux de simulation des aires de distribution des oiseaux nicheurs en Europe sous les différents scénarios climatiques ont été réalisés (Figure 32). Ainsi des MC sont planifiées actuellement pour la biodiversité risquent de ne pas être adaptées à des conditions futures.

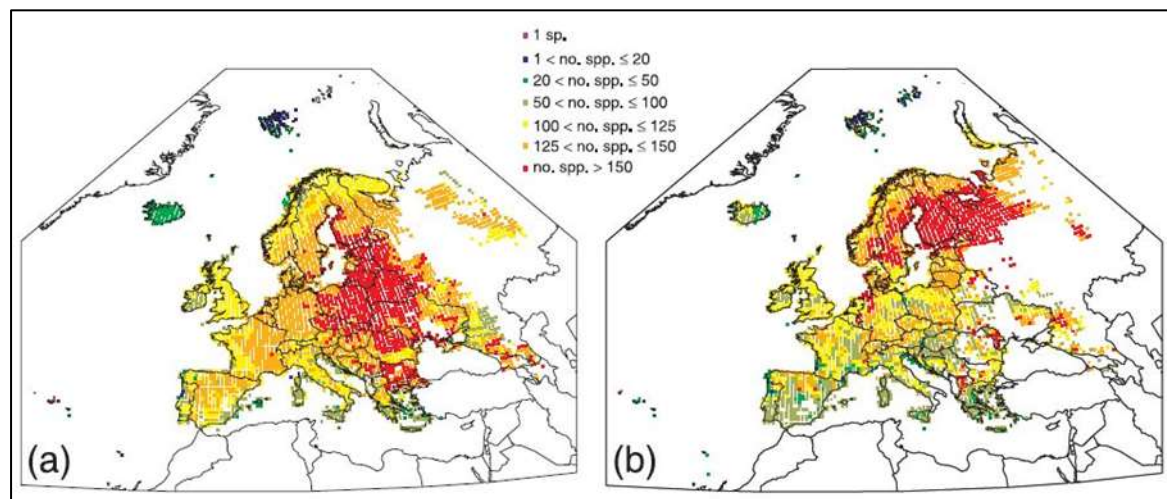


Figure 32 : Simulation de la diversité d'oiseaux nicheurs européens présente (en 2006) et potentielle. La carte de gauche montre le nombre d'espèces d'oiseaux nicheurs simulé en chaque point de la grille pour le climat actuel. La carte de droite montre le nombre d'espèces d'oiseaux simulé comme potentiellement nicheurs en chaque point de la grille pour un scénario climatique entre 2070 et 2099 dérivé de la simulation HadCM3 du scénario d'émission de gaz à effet de serre B2 de l'Intergovernmental Panel on Climate Change (Huntley et al. 2006).

Sans anticiper à ce point l'effet du changement climatique sur la mise en place des MC, l'accent pourrait être mis d'avantage sur les connectivités pour permettre aux espèces de migrer, d'une manière qui est encore difficilement prévisible. Ainsi, les MC auraient plus un rôle d'accompagnement des effets du changement climatique sur le maintien des espèces, plutôt que des actions fortes d'anticipation qui sont également source d'incertitude.

Ce genre de réflexion est également valable de manière plus générale pour les changements globaux. En plus du changement climatique, ou en interaction avec lui, les phénomènes observés à large échelle tels que la dégradation des sols, l'utilisation

intensive des ressources hydriques, la pollution chimique de l'air et de l'eau etc. posent aussi des questions sur le degré des impacts et l'efficacité des MC dans ce contexte.

5. Conclusion

Dans cette section nous avons présenté les outils développés pour aider à prédire les valeurs des indicateurs (sélectionnés au chapitre 2) après impacts et MC dans le cadre méthodologique d'évaluation de l'équivalence. Nous proposons que cette prédiction se fasse à court et long terme afin de mieux identifier et réduire les pertes intermédiaires. La prédiction se fait à dire d'expert (opérationnalité), auquel nous avons apporté un cadrage pour qu'il tienne compte du type de perturbation, de la dynamique des écosystèmes ainsi que des incertitudes (risques de sous-estimer l'effet des impacts et de surestimer celui des MC ; bases scientifiques). Cette partie du cadre méthodologique reste à améliorer car elle n'a pas été approfondie à cause des contraintes temporelles et techniques de la thèse (manque de données quantitatives notamment). Les prochaines étapes consistent à définir des modalités de calcul des pertes, des gains et de l'équivalence (Chapitre 4). Une phase de test de la méthode sur des sites divers sera également nécessaire pour identifier sa plus-value et ses limites. Deux tests sur deux sites seront détaillés au Chapitre 4.

SECTION II

→ Article soumis à la revue *Conservation Biology* – En révision en octobre 2017

Success of biodiversity offsets: more feedbacks are necessary to reduce uncertainties

Lucie Bezombes (1, 2), Christian Kerbiriou (3, 4), Thomas Spiegelberger (1)

(1) Université Grenoble Alpes, Irstea, UR EMGR, 2 rue de la Papeterie-BP 76, F-38402 St-Martin-d'Hères, France

(2) EDF R&D, Laboratoire National d'Hydraulique et Environnement, 6 Quai Watier, F-78400 Chatou, France

(3) Muséum National d'Histoire Naturelle, Centre d'Ecologie et de Sciences de la Conservation, UMR7204 MNHN-UPMC-CNRS, 55 Rue Buffon, F-75005 Paris, France

(4) Station de biologie marine, place de la croix, F-29900 Concarneau, France

Key words

Biodiversity offsets, uncertainties, offset measures success, no net loss, feedback

Abstract

Biodiversity offsetting is a common way of preserving species and habitats in the context of development projects. It consists in compensating losses due to impacts by commensurate gains on biodiversity through offset measures. The design of offset measures contains a certain number of uncertainties caused by numerous factors that make it difficult to achieve the “no net loss” objective. The risk of offset failure is usually integrated into offset design by increasing the compensatory site area. This approach is questionable because it increases offset implantation costs with no guarantee of success. A way of decreasing such uncertainties is to assess the success or failure of offset measures that have already been implemented and analyze factors that could explain the results observed. We collected feedback on 59 offset measures implemented from 2001 to 2015 in 21 offset projects in France. We first determined criteria to evaluate offset success according to the French offset policy and then selected potential factors that can explain this success for either target species or habitats. Most prominently, the type of offset measure influenced the offset success rate for both species and habitats, while a larger compensatory site increased the probability of success only for species. Finally, the role of feedback in reducing uncertainties in biodiversity offset is discussed, notably as a basis to enhance evidence-based management.

Acknowledgements

We are thankful to Stéphanie Gaucherand for her assistance in the management of this study, and to Richard Potiron-Briot and Marion Chataigner for the data collection from the archives and in the field. We are grateful to Véronique Gouraud for her useful comments on an early draft of this article. We also thank the Isère Direction Départementale des Territoires and all compensatory sites managers for providing access to the offset procedures and compensatory sites. This research was financed by the French Direction Eau et Biodiversité, the French government “CIFRE” grant for PhD students and Electricité de France (EDF).

1. Introduction

Biodiversity offsets have become a widespread tool for biodiversity conservation in the context of development projects (Madsen *et al.* 2010). Offset measures are implemented at the end of the mitigation hierarchy (avoid, reduce, offset) in order to compensate for negative impacts on biodiversity with various modalities depending on the offset policy (McKenney & Kiesecker 2010). The overall result of this process should be a “no net loss” (NNL) of biodiversity (Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) 2012). To reach this goal, offset measures must be actions “on the ground” that favour biodiversity (such as ecosystem creation, restoration, rehabilitation or maintenance) and that are equivalent to related impacts (Bull *et al.* 2013), instead of financial transfers as allowed in certain countries (Bishop *et al.* 2009; Santos *et al.* 2012). Although biodiversity offsets seem appealing because it aims to accommodate economic development as well as biodiversity conservation, several concerns about biodiversity offsets effectiveness, have been raised (e.g. additionality of offset measures, interim losses, long-term management; Gardner *et al.* 2013; Evans *et al.* 2015; Maron *et al.* 2016).

Project developers and environmental authorities notably face uncertainties when implementing and authorizing offset measures, given that NNL is difficult to predict. Uncertainties concern mainly (i) the time until the expected gains of biodiversity are provided by creation or restoration actions (Curran *et al.* 2013) and (ii) the risk that offset measures will fail to provide the expected gains (Maron *et al.* 2012). The most common way of dealing with uncertainties is to compensate with larger areas compared to those impacted using area multipliers (Bezombes *et al.* 2017). Multipliers are either determined by consensus among stakeholders following the principle of precaution or are a science-based solution to make sure that impacts are compensated (Moilanen *et al.* 2009; Laitila *et al.* 2014; Bull *et al.* 2016). Using such ratios, however, does not guarantee the success of compensation measures, and therefore this practice is questionable (Maron *et al.* 2012). The challenge for reducing uncertainties would instead be to successfully restore degraded habitat, mostly in areas already largely disturbed and fragmented, which would provide greater benefit to biodiversity.

Collecting feedback on previously implemented offset measures could provide insight into the factors contributing to their success or failure, and thus could contribute to reducing uncertainties and allow a better design of offset measures, notably by improving ecological actions

implemented as offset measures. Implementing more efficient offset measures would in turn make it easier to achieve NNL. This involves determining criteria for offset measures' success and identifying factors that could influence this success, such as the species or ecosystems targeted in offset measures (Tischew *et al.* 2010), the type of offset implemented (e.g. wetland restoration; Anderson 1995) and the ecological engineering techniques used (Jaunatre *et al.* 2014).

In this paper, we suggest an approach to gather feedback on previously implemented offset measures in order to better qualify uncertainties related to biodiversity offsets. We first (i) determine how offset success can be evaluated, then (ii) identify which factors influence the success or failure by conducting field surveys on a set of offset measures implemented in France following two offset procedures (involving wetlands and protected species) and (iii) suggest actions aiming to better take into account uncertainties in biodiversity offsets.

2. Material and methods

2.1. Determining criteria for success

Offset measures' success can be evaluated based on two main categories of objectives: the objectives defined by developers and environmental authorities consistent with offset policies (e.g. Regnery *et al.* 2013), and the objective of NNL, which is not always a mandatory requirement. These objectives can be combined but are often distinct because no unanimously accepted method to evaluate equivalence and NNL exists (Bezombes *et al.* 2017). Within the European offset policy, protected species and habitats (EEC 1992, 2009) have to be offset if significant residual impacts remain after avoidance and reduction measures. Moreover, in the French legislation wetlands compensation is subject to a specific procedure aiming to maintain the good quality of water masses.

As the French offset policy, like the majority of offset policies (Madsen *et al.* 2010), requires offsetting in a like-for-like approach, we defined success as the presence of the same habitat or species that has been impacted. To simplify the analysis, success was classified either as complete (yes) or incomplete (no) at one point in time, based only on the presence/absence of target species or habitat (see Appendix 1 for details on the modalities used to meet the criteria for success).

2.2. Identifying factors influencing success

Out of the multiple aspects that can be considered, we selected 14 potential factors to explain the presence of target habitat or species: the compensatory site area, the type of offset measures (see Appendix 2 for a description of offset measures), the duration of the management plan, the state of the compensatory site before offset measures, the type of developer (private or public), the distance between impacted and compensatory sites, the distance between the compensatory site and landscape ecological corridors and the target species group (birds, bats, reptiles, amphibians, mammals, insects and flora; see Table 2 for details). The state of the site before

offset measures (degraded or not) was defined based on the expert opinion of the practitioner who considered the site as degraded when there are current or past anthropogenic pressures on the ecosystem. The distances between compensatory sites and either impacted sites or the nearest ecological corridor are calculated as the shortest distance from one perimeter to another.

2.3. Data set

We studied 21 French projects subject to the protected species, the wetland or both procedures in the Isère department in southeast France (see Appendix 3 for details on the impacted and compensatory sites). The sites were mainly located in urbanized, agricultural or semi-natural landscapes around the cities of Grenoble, Voiron and Bourgoin-Jaillieu. The projects were chosen because they were accessible in the archives, offset measures had already been implemented and the practitioner was available to show us the compensatory site and give us complementary information on the offset measures. For each project, one to six offset measures were implemented between 2001 and 2015, allocated on one or two offset sites (see Appendix 3). Compensatory site areas ranged from 100 m² for the smallest to 40 ha for the largest. A total of 59 offset measures were analysed, with pond creation the most frequently implemented (Table 1). For the 21 projects, first the maximum data available in the procedures were collected (e.g. site locations, biodiversity impacted, type of impacts and offset measures) and then field surveys were conducted with the practitioners to collect the complementary data (i.e. presence/absence of target species/habitat, state of the site before offset measures, etc.)

2.4. Data analysis

We tested the influence of 14 factors (i.e. our explanatory variables: seven environmental variables and seven types of target species: birds, bats, reptiles, amphibians, mammals, insects and flora; see Table 1) on the offset successes observed (presence or absence of target habitat or species, i.e. our response variables) using Generalized Mixed Models (GLMM, function `glmmPQL`, R package MASS, Ripley *et al.* 2013). Due to the nature of the response variable (success/failure) and potential over-dispersion, we performed GLMMs with a quasi-binomial error distribution for both types of success (target habitat and species). We checked independence among all explanatory variables by performing two-by-two tests of the variables and removed three dependent variables from the set of 14 (target bats, type of developer, state of compensatory sites; see Appendix 4).

To avoid over-parametrization a set of five potential factors of success was selected among the 14 being identified (see Appendix 4), using a hierarchical partitioning of variance (Chevan & Sutherland 1991; R package `hier.part`, Walsh *et al.* 2013), and a full model with those factors (Type Offset, Comp. area, Dist. Imp. Comp, Dist. Comp. Corr and Target flora) was constructed.

Finally, we checked multi-collinearity among these five explanatory variables performing variance-inflation factors (VIF, `vif` function, package `car`) on each model (Fox & Monette 1992). We removed one variable showing a VIF value >2 (target flora, see Appendix 4) to construct the final

model based on the recommendations of Heiberger and Holland (2015) and Chatterjee *et al.* (2000) (the mean of the VIF values has to be <2 for there to be no striking evidence of multicollinearity).

The final model for the presence/absence of target habitat or species has the following structure:

$$\text{Success of offset measure} \sim \text{Comp. area} + \text{Dist. imp. comp} + \text{Dist comp. corr.} + \text{Type offset.}$$

Finally, the effects of each variable were evaluated using a type II ANOVA, and back-transformed estimates of categorical variables were assessed using R package lsmeans (Lenth 2016).

3. Results

The type of offset measure implemented significantly influenced offset success in terms of both habitat and species (Table 2). Management had the lowest probability of success whatever the target of the offset measure was (Figure 1), while creation of micro-habitats (scree or windrow mainly for amphibians and reptiles) had the highest probability of success only when targeting habitats.

The area of the compensatory sites influenced the presence of the target species (Table 2), with larger areas having a higher probability of success ($\beta=0.127 \pm 0.061$). On average the rate of success varied from 72% to 96% when the area of the compensatory site varied from 1 to 20 ha.

The distance between the impacted site and the compensatory site had a non-significant tendency to influence offset success for species habitat. The probability of success tended to be greater when impacted and compensatory sites were close to each other ($\beta= -0.088 \pm 0.054$).

Finally, the distance between the compensatory site and the nearest landscape ecological corridor had no significant influence of the offset success for either habitat or species presence.

4. Discussion

Conducting assessments of feedback on offset measures can help to better qualify and objectify uncertainties about the risk of success and thus improve offset implementation leading to>NNL of biodiversity.

4.1. Assessing feedback on offset measures

Offset measures on biodiversity must respond to identified losses of species or habitat and provide commensurate gains on these components. Success of offset measures can be evaluated at two levels: (i) quality: do the restoration or creation actions benefit the target species or habitat? And (ii) quantity: how much does the restoration or creation benefit the target species or habitat? We determined the first as the presence/absence of target species or habitats on the compensatory sites. This qualification allows a primary determination of success that is easy to evaluate in practice but does not take into account progressive management and restoration processes, nor the size and dynamic of populations and habitats. Ideally, offset success should also be determined in terms of quantity to meet the>NNL objective. This could be done by

assessing the state of species populations (size and viability) by measuring abundance of individuals (Cushman *et al.* 2010; Lindenmayer *et al.* 2014), measuring biological parameters (e.g. fecundity, development stage, maturity) and assessing natural habitat functionality (Petchey & Gaston 2006).

Due to the lack of accessible data, we only tested four factors explaining offset success, and a substantial increase in the number of cases studied would be necessary to test the influence of more variables. This would require overcoming the difficulties encountered during this investigation. First, offset procedures were not easily available because of the lack of human and financial resources put into Environmental Public Services to capitalize data. Second, Environmental Impact Assessments describing offset measure design were of heterogeneous quality with various data missing (Regnery *et al.* 2013), so that certain projects could not be integrated into the analysis. A better organization of data concerning offset measures, for example in public databases managed at the national level, would substantially reduce these barriers. In France, the monitoring of biodiversity offsets has recently been introduced in the new law on biodiversity (*law no. 2016-1087*). A database is being developed by the Ministry of Ecology, with the aim of centralizing information on biodiversity offsets from application files to field controls including localization of offset sites (Gabillard 2015).

4.2. Factors influencing success

The analysis of offset measures' success shows that three factors influence the presence/absence of the target habitat or species: the type of offset measures and the compensatory site area both had a significant effect, and the distance between impacted and compensatory site showed a nonsignificant trend. The influence of the type of offset measures is mostly due to the fact that all creations of micro-habitats for reptiles or amphibians were successful when considering the presence of the target habitat (because it involves simple techniques), and that no management was successful in terms of presence of target species. Successful creation of micro-habitats does not guarantee, however, that the target species will recolonize the favourable area (60% on average). In the present study, we classified the clearing of shrubbed areas as well as invasive plant removal under the topic "management". The reason for non-success put forward by the practitioners was either that the management effort did not last over time (leading to recolonization by shrubs and trees) or that the techniques used were not effective enough to remove invasive plants. Despite the small number of offset measures, these results confirm the need already expressed in the literature to monitor offset measures over time (Harper & Quigley 2005; Gibbons & Lindenmayer 2007; Quetier *et al.* 2014) and to find better techniques to deal with invasive species (Hulme *et al.* 2015; Early *et al.* 2016).

According to our analysis, the probability of target species presence is higher when the area of the compensatory site is large. This result is congruent with many empirical and theoretical studies (Saunders *et al.* 1991; Ruggiero *et al.* 1994). Restoring, creating or maintaining large favourable habitats increases the chance that individuals recolonize and maintain viable populations at least on parts of the site. Species requirements to accomplish their life cycle

consistent with the landscape context and the conservation state of populations should remain the main elements to decide on the size of the compensatory site. The area should not simply be increased for better acceptance of the project.

Many offset policies encourage implementing offsets near the impacted site (e.g. in the same ecological network in the UK; Department for Environment, Food & Rural Affairs 2012) to favour offset success in similar environmental conditions. Our analysis confirms that the probability of species presence tends to be higher when the distance between compensatory and impacted sites is low, but ideally they have to be connected by ecological corridors so that species from impacted sites can colonize compensatory sites (Taylor *et al.* 1993; Beier & Noss 1998). Similarly, the distance between the compensatory site and landscape ecological corridors does not significantly influence offset success, probably due to the absence of structural elements such as a network of hedges, which are essential for ecosystems to function well (Tambosi *et al.* 2014).

4.3. Improving offset implementation leading to NNL of biodiversity

In addition to compensating on larger areas based on the principle of precaution (which has a dissuasive effect and encourages reinforcing the avoidance and reduction steps of the mitigation hierarchy), offset should be monitored and management adapted if necessary (Keith *et al.* 2011) so that measures are maintained until the expected gains of biodiversity catch up with the related losses. In practice, compensation for species or habitats is not always handled well for several reasons: there is a lack of feedback on experiences gained from conservation actions; financial and human means are concentrated mostly on the implementation phase and less on long-term monitoring, and systematic reviews on particular species conducted by scientists do not exist or are difficult for practitioners to access (Sunderland *et al.* 2009; Arlettaz *et al.* 2010). With capitalization of the factors influencing success or failure in specific contexts, the adaptive management of offset measures could follow the principle of evidence-based conservation (EBC) (Sutherland 2003). Applying EBC principles would reduce uncertainties related to elements that can be managed by the developer (e.g. offset site size and location, type of offset measures implemented, frequency of monitoring) and thus help to design offset measures that have better chances of achieving NNL. Uncertainties related to climatic hazards or global change, however, will remain high because they are not yet effectively taken into account (Kujala *et al.* 2013). We therefore recommend that biodiversity offsets focuses on ecosystem functionalities and resilience (Holling 1973; Gunderson 2000) to preserve both target components at stake (species and habitat) and the ecosystem's self-preservation capacity in uncertain future conditions.

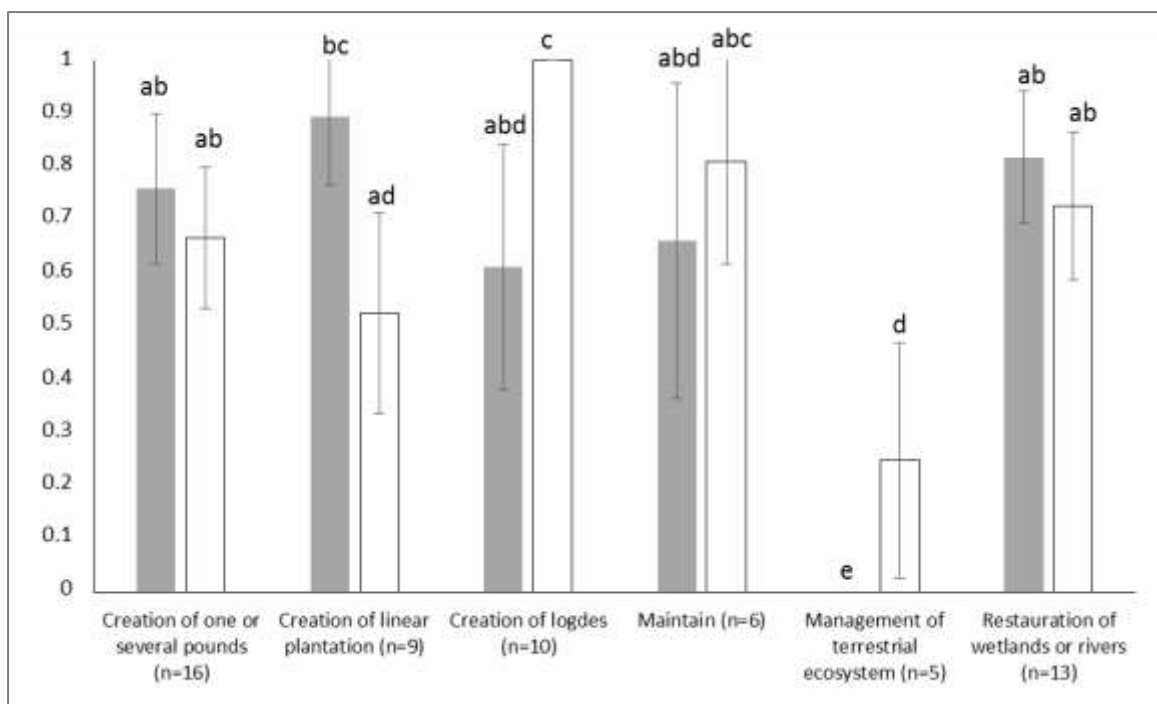


Figure 1: Probability of success (for species in grey and for habitats in white) depending on the type of offset implemented, with a 95% confidence interval, Different letters indicate a significant difference between the probabilities of success.

Table 2: Effects of selected variables (surface of compensatory site (S. comp), type of offset measures (Type offset), distance between impacted and compensatory sites (Dist. imp. comp.), and distance between compensatory site and landscape ecological corridors (Dist comp. corr.)) on observed offset success for target habitat and species.

	target habitat			target species		
	Chisq	df	P- value	Chisq	df	P- value
S. comp.	X ² =0.312	1	P=0.577	X ² =6.792	1	P=0.009
Dist. imp. comp	X ² =1.162	1	P=0.281	X ² =3.179	1	P=0.074
Dist comp. corr.	X ² =0.437	1	P=0.509	X ² =0.415	1	P=0.519
Type offset	X ² =12.320	5	P=0.031	X ² =11.299	5	P=0.046

Table 1: Variables analyzed. Normal font represents environmental variables and italics represent target species variables.

Factors of success	Variable description	Justification of variable choice	Hypothesis about modalities leading to success
Compensatory site area <i>(Comp. area.)</i>	Quantitative continuous (ha)	Ecological processes are related surface scales (Drakare <i>et al.</i> 2006)	Large surface
Type of offset measures <i>(Type offset)</i>	Qualitative: Management of terrestrial ecosystem (n=5), Restoration of wetlands or rivers (n=13), Creation of one or several pounds (n=16), Creation of micro-habitats (n=10), Creation of linear plantation (n=9), Maintain (n=6).	Different ecological engineering technics used lead to various results (Tischew <i>et al.</i> 2010)	Maintain> Management> Restoration>Creation
Duration of management plan <i>(Duration manage)</i>	Quantitative continuous (years)	Effectiveness of offset measure can be checked and followed when there is a management plan	Long term management plan
State of compensatory site before offset measures <i>(State comp. site)</i>	Qualitative: Degraded (n=32), Non degraded (n=27)	Ecosystem degradation like pollutions, soil compaction or underground drainage have long term impacts (Chazdon 2008)	Non degraded state of compensatory site
Type of developer <i>(Type dev.)</i>	Qualitative: Private (n=31), Public (n=28)	May be different requirements depending on the status of the developer.	Private (increased economic pressure on the private sector)
Distance between impacted and compensatory sites <i>(Dist. Imp. Comp)</i>	Quantitative continuous (km)	More chance that the environment is similar on compensatory site if nearby impacted site (Kiesecker <i>et al.</i> 2009)	Short distance
Distance between compensatory site and landscape ecological corridors <i>(Dist. Comp. Corr).</i>	Quantitative continuous (km)	Landscape ecological corridors are important areas for biodiversity (Taylor <i>et al.</i> 1993)	Short distance
Target species group: birds, bats, reptiles, amphibians, mammals, insect and flora <i>(Target species)</i>	Qualitative: Yes /No	<i>Groups of species have different large requirements (home range, dispersal ability) and life cycles: some might be easier to maintain, restore or create.</i>	<i>Birds and amphibian may recolonize more easily compensated sites</i>



Chapitre 4

Présentation du cadre méthodologique
dans sa globalité



©Lucie Bezombes

SECTION I

Dernière étape de la construction du cadre méthodologique : mode de calcul des pertes, des gains et de l'équivalence

1. Introduction

1.1. Règles d'échange entre pertes et gains

L'équivalence écologique est atteinte lorsque les gains de biodiversité apportés par les mesures compensatoires (MC) sont égaux aux pertes causées par les impacts des projets d'aménagement. Les pertes et les gains de biodiversité sont calculés, habituellement, à partir de métriques qui combinent une mesure des composantes de biodiversité ciblées (obtenue à l'aide d'indicateurs) et la surface des sites impactés et compensatoires correspondants (Bezombes *et al.* 2017). L'évaluation de l'équivalence est régie par des règles de comparaison entre les pertes et les gains, qui permettent notamment d'intégrer l'incertitude relative à la précision du calcul de ces derniers (Moilanen *et al.* 2009). Selon un rapport rédigé pour la Commission Européenne (Rayment *et al.* 2014), ces règles doivent intégrer les éléments suivants dans leur définition :

- la similitude entre les pertes et les gains en termes de composantes de biodiversité (la compensation porte-t-elle sur les mêmes espèces ou habitats ? C'est-à-dire est-elle en « like for like », par opposition au « out of kind » ?),
- la différence d'état de conservation des milieux sur lesquelles les pertes et les gains ont lieu (une perte sur un milieu en bon état de conservation peut-elle être compensée par un gain sur un milieu en mauvais état de conservation ?),
- la localisation des MC par rapport au site impacté (comment joue-t-elle dans l'évaluation de l'équivalence ? Un site compensatoire d'une grande surface est-il préférable quitte à ce qu'il soit plus éloigné du site impacté ?).

Le *Business and Biodiversity Offsets Programme* (BBOP) recommande également que des composantes de biodiversité identifiées comme irremplaçables ou très

vulnérables ne puissent pas subir de pertes car l'obtention de gains équivalents serait trop risquée et engendrerait de trop grosses pertes intermédiaires (BBOP 2012).

1.2. Comment calculer les pertes et les gains

Les pertes et les gains sont généralement présentés sous forme d'une valeur agrégeant plusieurs informations (quantité et qualité de la biodiversité, surface, risque associé à l'évaluation...). Par exemple, Parkes *et al.* (2003) définissent les *Habitat Hectares*, qui combinent la qualité et la surface de l'habitat, la qualité étant elle-même une valeur agrégée de plusieurs indicateurs. Selon Nardo *et al.* (2005), l'agrégation permet une approche synthétique facilement interprétable pour la prise de décision et permet de comparer des éléments multidimensionnels. Ils préconisent néanmoins des points de vigilance dans la construction d'indices composites et soulignent quelques limites de ce genre d'indices : ils peuvent amener à des interprétations et conclusions simplistes, certaines dimensions peuvent être cachées par d'autres, la pondération des indicateurs est possiblement arbitraire et source de désaccord.

Cette pondération (c'est-à-dire le fait de donner plus d'importance à certains par rapport à d'autres), est primordiale pour l'agrégation d'après Failing & Gregory (2003). Elle permet de hiérarchiser l'information, et donc les actions qui découlent de son interprétation. Elle devrait cependant, pour rester pertinente, être transparente vis-à-vis des critères retenus, qui ne sont pas toujours bien justifiés. Dans le cadre de la compensation, les composantes de biodiversité sont généralement pondérées de manière plus importante lorsqu'elles ont un fort enjeu de patrimonialité (menacées sur la liste rouge UICN par exemple ; CGDD 2013).

Dans tous les cas, et particulièrement lorsque les indicateurs ne sont pas agrégés, la visualisation des résultats est à choisir de manière à ce que leur interprétation soit lisible, d'autant plus si beaucoup d'indicateurs sont utilisés. L'indice de Qualité Ecologique (IQE) développé par Delzons *et al.* (2013) est par exemple lisible sous forme de graphique radar. Cette forme permet de visualiser séparément des notes pour chaque critère mesuré sur plusieurs sites ou à différents moments. L'uniformisation des métriques sur une même échelle (de 0 à 1 par exemple) facilite, de plus, la comparaison des indicateurs entre eux.

1.3. Objectifs de la section I

Comme explicité au Chapitre 1, nous avons pris le parti de ne pas agréger les indicateurs en un indice composite dans le cadre de ces travaux de thèse, afin d'éviter l'effet « boîte noire ». Les pertes et les gains sont donc calculés pour chaque indicateur sélectionné (Chapitre 2) séparément, à partir des valeurs initiales et des valeurs prédites après impacts et MC (Chapitre 3). L'objectif de la section est double : d'une part, définir un mode de calcul des pertes et des gains permettant de conserver l'information et de la présenter de manière claire et interprétable ; d'autre part, de déterminer des règles pour l'évaluation globale de l'équivalence écologique entre l'ensemble des pertes et des gains. Il s'agit de la dernière étape de la mise en œuvre du cadre méthodologique.

2. Règles de calcul des pertes et des gains

2.1. Mode de calcul

Les pertes et les gains sont calculés pour chaque niveaux d'évaluation (Niveau Général NG, Niveau Habitat NH et Niveau Espèce NSp) et pour chaque échelle spatiale (périmètre site et élargi) à partir de trois valeurs des indicateurs : 1/ la valeur réellement mesurée pour l'état initial, 2/ les valeurs prédites après impacts ou mesures compensatoires à court terme (juste après les impacts et les MC) et 3/ à long terme (jusqu'à une trentaine d'années après les impacts et les MC). Des pertes et des gains sont donc calculés pour chaque indicateur à court et long termes.

Afin de refléter l'importance de la perte par rapport à l'état initial, nous proposons de calculer les pertes et les gains en valeur absolue et en valeur relative (nommée ampleur) par rapport aux valeurs initiales :

$$\text{Valeur absolue} = \text{valeur après impact ou MC} - \text{valeur avant impact ou MC}$$

$$\text{Ampleur} = \frac{\text{valeur après impact ou MC} - \text{valeur avant impact ou MC}}{\text{valeur avant impact ou MC}} * 100$$

Pour la plupart des indicateurs, une valeur négative représente une perte tandis qu'une valeur positive représente un gain de biodiversité (pour quelques indicateurs c'est

l'inverse, (voir Annexe 6). Par abus de langage, nous désignons les pertes comme étant les calculs faits sur le site impacté et les gains comme étant ceux faits sur le site compensatoire, mais en réalité, il est possible d'observer des pertes et des gains sur les deux sites. L'ouverture d'un milieu engendre, par exemple, un gain pour l'indicateur « surface d'habitat ouvert », mais une perte pour la « surface de milieu forestier ». On s'attend néanmoins à ce que les indicateurs enregistrent plus de pertes sur le site impacté que sur le site compensatoire.

Grâce à la valeur absolue de la perte, il est possible pour l'utilisateur de la méthode de connaître l'effet des impacts ou bien celui des MC sur les métriques sélectionnées au chapitre 2 pour représenter au mieux la biodiversité (en cohérence avec le contexte règlementaire et écologique français). La mesure de l'ampleur permet, quant à elle, de relativiser cet effet : si 2 ha de zones humides sont détruits, on peut supposer que la perte sera plus importante avec une ampleur de 100 % (l'ensemble de la zone humide est détruite), qu'avec une ampleur de 20% (un cinquième de la surface de la zone humide est détruite). La nature de ces ZH est néanmoins également à considérer car si dans le premier cas la zone humide est très dégradée alors que dans le second elle est en très bon état de conservation, la comparaison seule des deux ampleurs n'est pas suffisante.

2.2. Visualisation des résultats

Dans le cadre de la compensation, l'utilisation d'outils de communication efficaces a toute son importance car la consultation des éléments nécessaires à la prise de décision n'est pas réservée à un cercle d'experts. Elle a vocation à être largement partagée dans une communauté d'intérêts assez larges (aménageurs, services instructeurs, décideurs, gestionnaires, associations, citoyens...). Nous proposons donc une sortie graphique standard pour visualiser les résultats du calcul des pertes et des gains, présentée en Figure 33. Elle est utilisée pour chaque niveau, à court et long terme (dans un cas où les trois niveaux sont évalués, cela représente donc 12 graphiques). Elle a été réalisée avec le logiciel R, en utilisant le package ggplot2 (Wickham 2011). Le code implémenté ainsi que le format du fichier de données utilisé en entrée sont présentés en Annexe 9.

Une analyse rapide du graphique permet de repérer en premier lieu les indicateurs (regroupés par critères), pour lesquels l'ampleur de la perte ou du gain est importante. La valeur absolue de la perte ou du gain est indiquée à droite de l'axe du 0 et permet d'affiner l'analyse. La valeur à l'état initial de l'indicateur est également indiquée dans la colonne de gauche (colorée en orange dans les Figures 4.1) pour que l'utilisateur puisse se rendre compte rapidement du niveau de biodiversité impacté ou compensé.

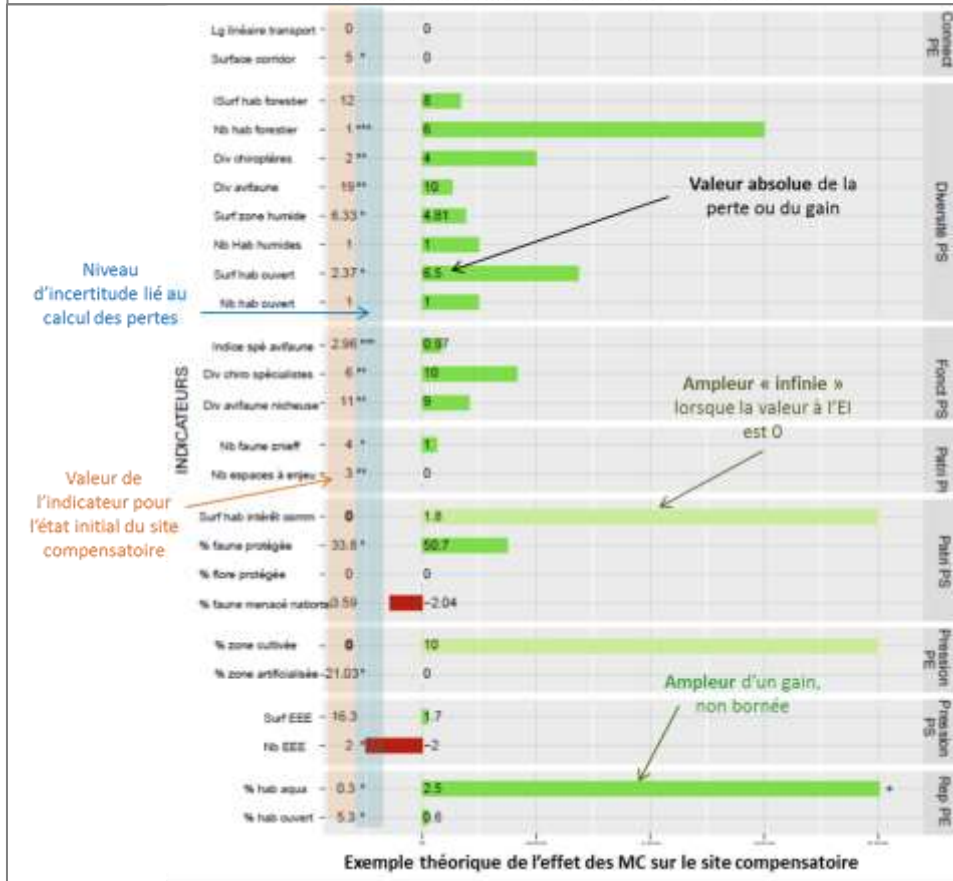
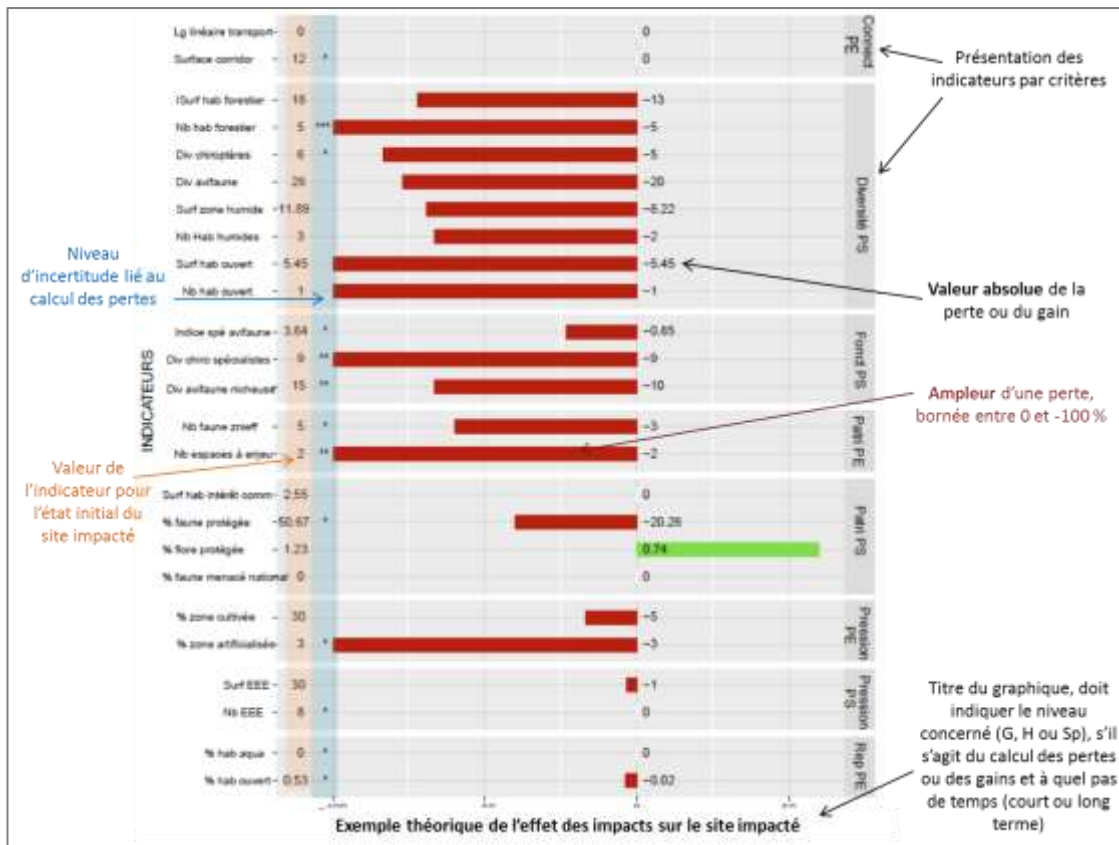


Figure 33 : Sortie graphique standardisée correspondant à un exemple théorique de calcul des « pertes » (effet des impacts sur la biodiversité du site impacté, en haut) et des « gains » (effet des MC sur la biodiversité du site compensatoire, en bas).

Enfin, le niveau d'incertitude associé à la prédiction de la valeur des indicateurs après impact ou MC (selon les 4 catégories déterminées au Chapitre 3) est indiqué sous forme d'étoiles (le symbole est au choix de l'utilisateur, colonne bleue de gauche dans les Figures 4.1) :

Aucune * : Incertitude Faible

*: Incertitude Moyenne

** : Incertitude Forte

*** : Incertitude Très forte

Bien qu'un certain degré d'incertitude soit toujours associé à une prédiction, future faible, nous avons choisi de ne pas mettre d'étoile aux indicateurs ayant un faible niveau d'incertitude afin de ne pas surcharger les sorties graphiques.

Une prochaine étape qui rendrait le cadre méthodologique encore plus opérationnel serait d'automatiser cette sortie graphique à l'aide d'une interface dédiée.

2.3. Points de vigilance sur le calcul des pertes et des gains

Deux points de vigilance quant au mode de calcul des gains et la visualisation des résultats sont à noter afin d'utiliser au mieux le cadre méthodologique.

Le premier concerne l'ampleur d'un gain, qui n'est pas bornée. En effet, l'ampleur de la perte est bornée : elle ne peut pas dépasser 100% (perte de la totalité de la composante de biodiversité considérée se traduisant par un indicateur à zéro). Par contre le gain, lui peut dépasser 100%. Par exemple, si la valeur initiale de l'indicateur « nombre d'espèces flore » est 5 et la valeur visée grâce à la compensation est 15, alors l'ampleur du gain attendu sera de 200%... Cela n'est pas gênant pour l'interprétation dans l'absolu, mais tous les indicateurs étant présentés sur le même graphique, le risque est de se retrouver avec de nombreuses barres d'ampleurs peu lisibles. Nous proposons donc, dans un premier temps, d'identifier des ampleurs de gains dépassant un seuil à partir duquel le graphique n'est peu lisible (la valeur de ce seuil dépendra des cas, dans l'exemple présenté en figure 33 il est fixé à 800%). Les ampleurs de gains dépassant ce seuil peuvent alors être signalées avec un signe « + » ajouté en fin de barre pour signifier que l'ampleur dépasse en réalité cette borne.

Le second concerne le calcul de l'ampleur du gain, qui n'est mathématiquement pas possible lorsque la valeur initiale de l'indicateur est 0 (division par 0). Cette situation est pourtant possible en pratique, par exemple, sur le site compensatoire aucune espèce d'amphibien n'est présente et la mise en place des MC permet à des populations de la coloniser. Nous proposons donc, dans ces cas-là, de ne pas calculer d'ampleur mais

d'afficher une barre correspondant au seuil maximal (800% dans l'exemple de la figure 33), car mathématiquement l'ampleur est de « plus l'infini ». Ces cas de figures sont particuliers puisqu'ils supposent une « apparition » de composantes non présentes initialement et nécessitent une attention particulière. Une barre colorée différemment (en vert plus clair en figure 33) permet d'attirer l'attention sur eux. Dans un cas comme celui-ci, la valeur absolue de l'indicateur (dont l'affichage ne change pas) a particulièrement du sens.

3. Evaluation de l'équivalence

Afin que l'évaluation finale de l'équivalence écologique se fasse en cohérence avec la démarche suivie jusqu'ici, nous proposons qu'elle soit réalisée en deux temps : d'abord faire un calcul pour chaque indicateur de l'équilibre entre pertes causées par les impacts du projet d'aménagement et gains apportés par les MC sur le site compensatoire, puis hiérarchiser l'importance des pertes ou des gains nets selon les enjeux et enfin déterminer si l'équivalence écologique est atteinte.

3.1. Mode de calcul et visualisation

Théoriquement, l'équivalence est atteinte lorsque les gains de biodiversité sont égaux aux pertes. Dans le cadre méthodologique, nous avons vu que les pertes et les gains sont calculés séparément pour chaque indicateur. Nous proposons donc de vérifier, pour chaque indicateur, le résultat de la somme de la valeur absolue des pertes et des gains :

- $Pertes + Gains = 0$, l'indicateur est à l'équilibre, c'est-à-dire que l'effet des MC permet tout juste de compenser l'effet des impacts.
- $Pertes + Gains < 0$, l'indicateur montre des pertes nettes, l'effet des MC ne permet pas de compenser l'effet des impacts.
- $Pertes + Gains > 0$, l'indicateur montre des gains nets, l'effet des MC permet de compenser largement l'effet des impacts.

Ce calcul est réalisé avec les valeurs absolues des indicateurs. Comme pour la visualisation des pertes et des gains, une sortie graphique standard permettant de visualiser ces calculs est présentée en Figure 34 (voir Annexe 9 pour les détails).

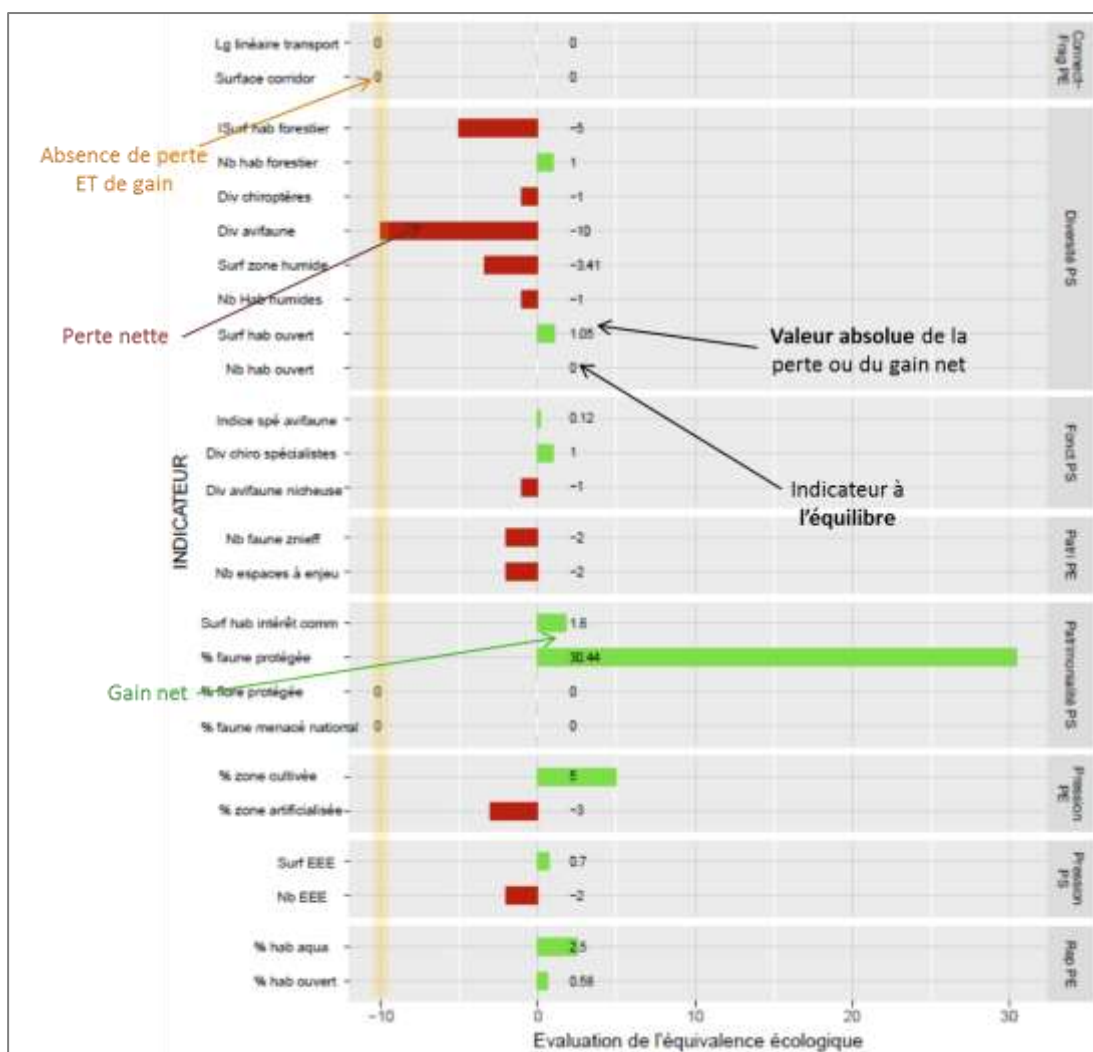


Figure 34 : Sortie graphique standardisée correspondant à un exemple théorique de calcul de l'équivalence écologique.

Afin de rendre l'interprétation plus facile, les indicateurs qui n'ont pas de sens pour le site considéré (exemple les indicateurs associés aux zones humides s'il n'y en a pas sur le site) pourront être retirés (il reste utile de préciser au niveau NG que les ZH ont été recherchées et n'ont pas été trouvées). Par ailleurs, une valeur de 0 dans ce graphique peut avoir deux causes : une absence de perte sur le site impacté associée à une absence de gain sur le site de compensation, ou alors un parfait équilibre entre pertes et gains. Dans le premier cas, un « 0 » est noté à la suite du nom de l'indicateur (colonne orange à gauche du graphique Figure 34) et pas dans le second cas.

Cette visualisation des indicateurs permet de repérer rapidement les points forts et les points faibles de l'ensemble du projet d'aménagement des MC associées (barres correspondant aux pertes et gains nets). C'est une sorte de tableau de bord général, à

partir duquel il est possible de « zoomer » sur un critère ou un indicateur en particulier pour comprendre dans les détails la nature des pertes causées par les impacts ou des gains apportés par la compensation. Si cette présentation nécessite un temps d'appropriation par les utilisateurs, elle garantit une certaine transparence en fournissant une base objective pour l'évaluation, ce qui n'aurait pas été possible, ou moins aisée, avec une agrégation des indicateurs.

3.2. Hiérarchisation des pertes et des gains nets

Sur le graphique présenté en Figure 34, un seul indicateur est à l'équilibre (gains égaux aux pertes). Théoriquement, si tous les indicateurs étaient à l'équilibre, l'équivalence écologique serait atteinte. En pratique, de par la nature complexe et unique des écosystèmes, ce cas devrait être très rare. On s'attend plutôt à observer des pertes nettes sur une partie des indicateurs et des gains nets sur une autre partie. Ces résultats ont donc besoin d'une interprétation pour argumenter en faveur ou non de l'atteinte de l'équivalence écologique du projet dans son ensemble. La solution qui consisterait simplement à mettre en balance les pertes et les gains nets entre eux (l'équivalence serait atteinte si le résultat final est supérieur ou égal à 0) n'a pas de sens d'un point de vue écologique et elle est donc écartée. En effet, cela reviendrait à agréger les indicateurs avec toutes les limites, évoquées en introduction, que cela implique. Notamment, considérer qu'une perte nette de surface non artificialisée peut être mise au même niveau qu'un gain net sur la longueur de linéaire de haies (par exemple pour le NG) ne peut pas être fait « à l'aveugle » et doit être argumenté.

Nous proposons donc quelques pistes afin de pouvoir interpréter les résultats obtenus sur l'ensemble des indicateurs (équilibre, pertes et gains nets) et réaliser un arbitrage valable pour l'ensemble du projet. Nous détaillons ces règles par niveau d'évaluation car ils ne représentent pas les mêmes enjeux. Elles sont ici adaptées pour le contexte règlementaire et écologique français, mais pourraient de fait être différentes dans d'autres contextes. Elles s'appliquent de plus pour le long terme car, à court terme il est normal d'observer des pertes nettes si les MC n'ont pas été mises en place avant que les impacts n'aient lieu.

3.2.1. *Niveaux Général*

A ce niveau, les pertes et les gains nets reflètent les effets des impacts et des MC de manière générale sur la biodiversité présente. L'évaluation proposée ici met l'accent

sur la biodiversité ordinaire (mis à part le critère « patrimonialité », qui représente un quart des indicateurs du NG), qui n'est pas sujette à une réglementation spécifique. La réglementation relative à l'étude d'impact précise néanmoins que tout impact significatif sur la biodiversité doit être compensé, mais il se trouve que la significativité n'est définie que pour certaines composantes (Tableau 4), laissant la compensation de la biodiversité ordinaire assez floue.

Dans ce contexte, les acteurs impliqués dans le projet devraient définir, en amont et de façon concertée, les principaux enjeux sur le site impacté. Ces enjeux peuvent être reliés aux critères du cadre méthodologique (connectivité, diversité, fonctionnalités, pression...), ou bien à des indicateurs en particulier transversaux aux critères. Par exemple, dans une région fortement urbanisée, des enjeux liés aux connectivités écologiques et aux pressions peuvent être identifiés comme étant prédominants dans ce contexte (Thomas *et al.* 2001; Ives *et al.* 2013). Les indicateurs correspondant devraient alors montrer seulement des gains nets ou être à l'équilibre, ce qui indiquera que les MC permettent bien de compenser les impacts sur les enjeux identifiés. La similitude des caractéristiques de perturbations identifiées au Chapitre 3 (durée, intensité et portée spatiale) entre impacts et MC peuvent également aider à valider la pertinence des MC.

Autre exemple, dans une région fortement boisée et tout particulièrement des zones forestières, l'ouverture de milieu pourrait représenter un enjeu pour des éléments de biodiversité inféodés aux espaces ouverts (Castleberry *et al.* 2000). Les indicateurs reflétant la biodiversité des milieux ouverts devraient alors montrer seulement des gains nets ou être à l'équilibre (surface de milieu ouvert, nombre d'espèces de lépidoptères, d'orthoptères...). Les pertes nettes sur les indicateurs reflétant la biodiversité des milieux boisés ou buissonnants pourront alors être justifiées en accord avec les services instructeurs par la définition au préalable de l'enjeu sur les milieux ouverts (pertinent à l'échelle régionale).

Il est important que les pertes et les gains nets sur l'ensemble des indicateurs du niveau NG restent visibles, et pas seulement celles associées aux indicateurs et critères identifiés comme représentant les enjeux dans un contexte donné. C'est cette vision d'ensemble qui permet aux utilisateurs du cadre méthodologique d'avoir conscience des priorisations réalisées et de leurs conséquences sur plusieurs aspects de la biodiversité. Un dialogue autour de ces résultats peut alors avoir lieu, pour réviser ou non les impacts ou des MC ou identifier d'autres enjeux.

3.2.2. Niveaux Habitat et Espèces

Les habitats ou espèces évalués à ces niveaux ont été, par définition, identifiés comme étant à enjeu grâce au diagnostic réalisé au NG. Il conviendrait donc que tous les indicateurs du périmètre « Site » soient à l'équilibre ou montrent un gain net. Cela n'empêche pas de prendre en compte les indicateurs du PE pour se rendre compte de l'importance d'un site donné pour des processus se produisant à une échelle plus large et ainsi éviter la disparition d'un site très important à l'échelle du paysage ou favoriser la restauration d'un site qui pourrait jouer un rôle important à cette échelle.

Pour le NSp, la batterie d'indicateurs propre à un taxon est assez restreinte (de 7 à 10 selon les taxons), c'est pourquoi une exigence particulière pour qu'aucun ne présente de pertes nettes à long terme devrait être fixée entre les acteurs. Pour le NH, la batterie d'indicateurs propre à un type d'habitat est plus importante (entre 13 et 17, le maximum étant pour les milieux forestiers). Les attentes des services instructeurs pouvant être plus ou moins fortes, nous recommandons que la priorité pour atteindre l'équilibre ou des gains nets, soit donnée aux indicateurs issus des méthodes d'évaluation de l'état de conservation (Bensettiti *et al.* 2012). Ces indicateurs permettent d'estimer le bon état de conservation (ou non) des habitats, qui est le critère sur lequel s'attarde le CNPN pour juger les dossiers (d'après discussion avec des membres des commissions faune et flore du CNPN). Ces indicateurs présents dans le cadre méthodologique sont les suivants :

- Nombre de micro habitats (dans les arbres ou pierriers, andins...) (tous les habitats)
- Nombre d'espèces bio-indicatrices (tous les habitats)
- Nombre de très gros bois vivant et de bois mort (habitats forestiers)
- Taux de recouvrement par les ligneux (%) (habitats ouverts)
- Proportion de sol dégradé (%) (tous les habitats)
- Points de vigilance sur l'évaluation de l'équivalence

Le calcul des pertes et des gains nets se faisant avec les valeurs absolues des indicateurs, ces valeurs ne sont pas normées, et peuvent donc s'étendre sur de grands intervalles. De même que pour la visualisation de l'ampleur des pertes et des gains, une grande différence de gamme de variation d'un indicateur à l'autre peut rendre le graphique peu lisible (cas de l'indicateur 23 (+0.12) de la Figure 34, par exemple, à cause de l'indicateur 19 (+30.44)). S'il s'avère qu'un indicateur à lui seul rend peu lisible l'ensemble du graphique, il pourra être nécessaire de le considérer séparément.

De plus, lors de la comparaison de deux sorties graphiques de calcul de l'équivalence (pour un même niveau à court et long terme par exemple), il conviendra

d'être vigilant sur l'échelle des valeurs qui peut ne pas être la même. Visuellement, deux barres peuvent avoir la même taille mais ne pas correspondre aux mêmes valeurs car les échelles sont différentes. Il est donc recommandé de fixer une échelle commune pour procéder à de telles comparaisons.

4. Synthèse : Version théorique du cadre méthodologique

Le fonctionnement global du cadre méthodologique d'évaluation de l'équivalence développé dans ces travaux de thèse est présenté en Figure 35. Il suit une structure déterminée au Chapitre 1 d'après l'analyse de méthodes d'évaluation de l'équivalence existantes. Il se déroule en 9 grandes étapes :

- ***Evaluation de l'état initial du (ou des) site(s) impacté(s)***, avant que le projet d'aménagement ne soit réalisé. L'état initial est réalisé grâce aux indicateurs sélectionnés au Chapitre 2 : d'abord un diagnostic de la biodiversité est réalisé au Niveau Général, ce qui permet d'identifier les habitats naturels et les espèces « à enjeu », qui sont ensuite évalués plus précisément aux niveaux dédiés. D'éventuels enjeux de biodiversité spécifiques au contexte régional sont notés en concertation avec les acteurs impliqués dans le projet.
- ***Prédiction de la valeur des indicateurs après impacts***. Cette prédiction se fait à dire d'expert d'après les éléments de cadrage présentés au chapitre 3. La prédiction se fait à deux pas de temps (court et long terme). Elle tient compte de la dynamique des milieux et du type de perturbation, ainsi que des incertitudes liées au risque de sous-estimer les impacts par rapport à leurs effets réels.
- ***Calcul de la valeur absolue et de l'ampleur des pertes*** à court et long termes.
- ***Identification des besoins en compensation*** en réponse aux pertes calculées. Cela implique une recherche de sites compensatoires adaptés et la conception de MC permettant d'apporter des gains pour les composantes de biodiversité impactées. Cette partie n'est pas prise en charge par le cadre méthodologique.
- ***Evaluation de l'état initial du (ou des) site(s) compensatoire(s)***, avant que les mesures compensatoires ne soient réalisées. Cet état initial est réalisé avec le même lot d'indicateurs que celui utilisé sur le site impacté.
- ***Prédiction de la valeur des indicateurs après MC*** à court et long terme. Cette prédiction se fait de la même manière que celle réalisée après impacts.

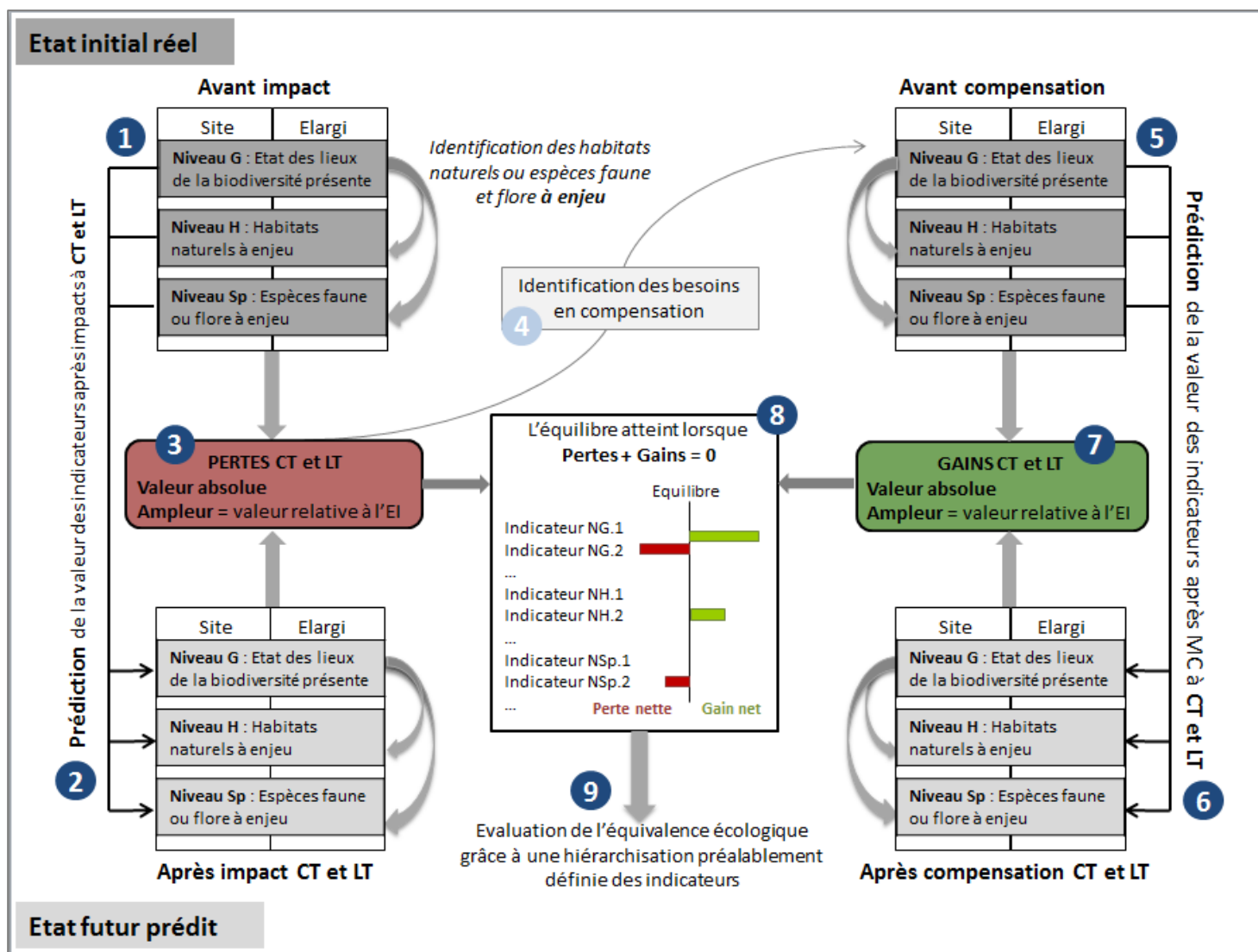


Figure 35 : Fonctionnement global du cadre méthodologique d'évaluation de l'équivalence. CT = courte terme et LT : long terme, EI = état initial

- *Calcul de la valeur absolue et de l'ampleur des pertes* à court et long termes.
- *Première partie de l'évaluation de l'équivalence*, qui consiste à faire la somme des pertes et des gains pour chaque indicateur. Il en résulte des indicateurs à l'équilibre, des pertes nettes ou des gains nets.
- *Deuxième partie de l'évaluation de l'équivalence*, hiérarchisation des pertes et des gains nets d'après les enjeux de biodiversité déterminés au 1), afin de déterminer l'atteinte globale de l'équivalence.

5. Conclusion

La première section de ce chapitre présente la dernière étape de la construction du cadre méthodologique d'évaluation de l'équivalence. Globalement, l'approche suivie dans ces travaux de thèse avait pour but d'aboutir à un cadre méthodologique à la fois opérationnel (utilisable facilement par les acteurs de la compensation, tant d'un point de vue technique, financier et temporel), avec des bases scientifiques (transparent, quantitatif et rigoureux) et exhaustif (qui prenne en compte les dimensions de l'équivalence : écologique, spatiale, temporelle et les incertitudes). Afin de valider ces trois défis en pratique, l'application de ce cadre méthodologique sur des cas réels sera nécessaire. Ils permettront d'éprouver la réelle opérationnalité et de tester les indicateurs qui n'ont pas pu l'être dans le cadre de ces travaux de thèse. Dans le temps imparti pour réaliser cette thèse, nous avons pu tester le cadre méthodologique sur deux cas concrets présentés dans la section suivante : un projet d'entretien du barrage de Tignes et le projet de centrale hydroélectrique de Romanche Gavet.

SECTION II

Test du cadre méthodologique sur deux projets concrets

1. Introduction

Afin de valider le bon fonctionnement de ce cadre méthodologique en pratique, nous proposons de le tester sur des projets d'aménagement. Ces tests permettent de vérifier plusieurs aspects :

- La cohérence du temps d'application du cadre par rapport à l'ampleur du projet en termes de surface impactée, de durée des impacts, de diversité de milieux et d'espèces concernées etc.,
- La mesure dans laquelle les données nécessaires au remplissage des indicateurs sont disponibles dans les études déjà réalisées actuellement,
- La faisabilité de la prédiction de la valeur des indicateurs après impacts et MC à dire d'expert en prenant en compte la dynamique des milieux et les incertitudes,
- La détermination de l'atteinte de l'équivalence à partir des pertes nettes et des gains nets du projet dans sa globalité (impacts et MC) en fonction des enjeux identifiés.

Les tests sont réalisés sur deux projets : un projet de sécurisation du barrage de Tignes et le projet de Romanche Gavet (RG) (Annexe 5). Le cas du barrage de Tignes est un cas très simple, avec peu d'impacts et des MC réalisées sur le site impacté. Il permet de tester l'adaptabilité du cadre méthodologique, qui peut paraître compliqué, à des cas simples. Le projet de RG est quant à lui plus complexe, avec plusieurs sites impactés et compensatoires, plusieurs enjeux, des impacts temporaires et permanents... Il permet de mettre en évidence la plus-value d'utiliser le cadre méthodologique, ainsi que des pistes d'amélioration concrètes. Dans les deux cas, le cadre méthodologique a été utilisé après-coup en utilisant les données rassemblées lors de l'étude d'impact ou lors du suivi des mesures compensatoires. Par conséquent certains indicateurs n'ont pas été renseignés. Cela n'empêche pas de dérouler le cadre méthodologique à titre expérimental.

Les tests comprennent une description du projet, un état initial des sites impactés et compensatoires, avec la définition des enjeux de biodiversité, la prédiction des valeurs

des indicateurs après impact et MC à CT et LT, le calcul des pertes et des gains et enfin l'évaluation de l'équivalence.

2. Adaptation du cadre méthodologique à un cas simple : projet du barrage de Tignes

2.1. Description du projet

L'Unité de Production Alpes d'EDF, en charge de l'entretien du barrage de Tignes (Savoie), a envisagé en 2015 des opérations d'entretien des vannes de vidange de fond du barrage de Tignes, qui nécessitent la sécurisation des falaises et des chemins d'accès. Ces travaux sont prévus en 2017 et 2018. Ils consistent à réaliser plusieurs actions :

- Sécurisation des zones de travaux et d'accès secours piétons. Cela comprend :
 - La sécurisation des affleurements rocheux au niveau des zones de travail et des installations de chantier,
 - La sécurisation contre les chutes de blocs le long de l'accès secours piétons.
- Amélioration de l'accès secours piétons : réalisation d'une passerelle métallique provisoire au niveau d'une zone de falaise effondrée,
- Mise en place d'une plateforme de travail en pied de barrage et démolition des murs fusibles.

Ces travaux sont soumis à étude d'impact, et des MC doivent être mises en place car des impacts résiduels significatifs sur la biodiversité subsistent après les mesures d'évitement et de réduction d'impacts. L'équivalence entre pertes et gains doit donc être démontrée. Les documents utilisés pour tester le cadre méthodologique d'évaluation de l'équivalence sont le dossier d'exécution réalisé par Ing'euro, le dossier de diagnostic écologique réalisé entre mai et août 2015 par le bureau d'études (BE) Karum ainsi que des données publiques (dont des couches SIG).

La zone d'étude se situe à l'aval immédiat du barrage de Tignes. Dans le cadre de ce test, cette zone est appelée « site impacté » (les impacts étant principalement des passages d'engin et un raclement de la falaise). Le principal secteur prospecté par le BE Karum est localisé en rive droite de l'Isère jusqu'à la RD 902 en limite haute. Une petite zone, en rive gauche de l'Isère, au pied du barrage est également concernée par le projet.

2.2. Etat initial du site impacté du projet du barrage de Tignes

2.2.1. Niveau Général

Périmètre site (PS)

La surface totale du site impacté est de 21.5 ha (Figure 36). Seulement 2 indicateurs, sur les 36 du PS, n'ont pas pu être renseignés car soit la donnée n'a pas été inventoriée (nombre d'espèces autre que oiseaux dépendant du site pour leur reproduction), soit la donnée n'est pas exploitable (pour la longueur de lisière par ha de milieu forestier, pas d'accès aux données SIG de Karum). Tous les autres indicateurs ont pu être renseignés à partir des dossiers ou des listes d'espèces brutes inventoriées, ce qui montre la faisabilité de l'approche déjà avec les données existantes dans les études d'impact pour le NG.

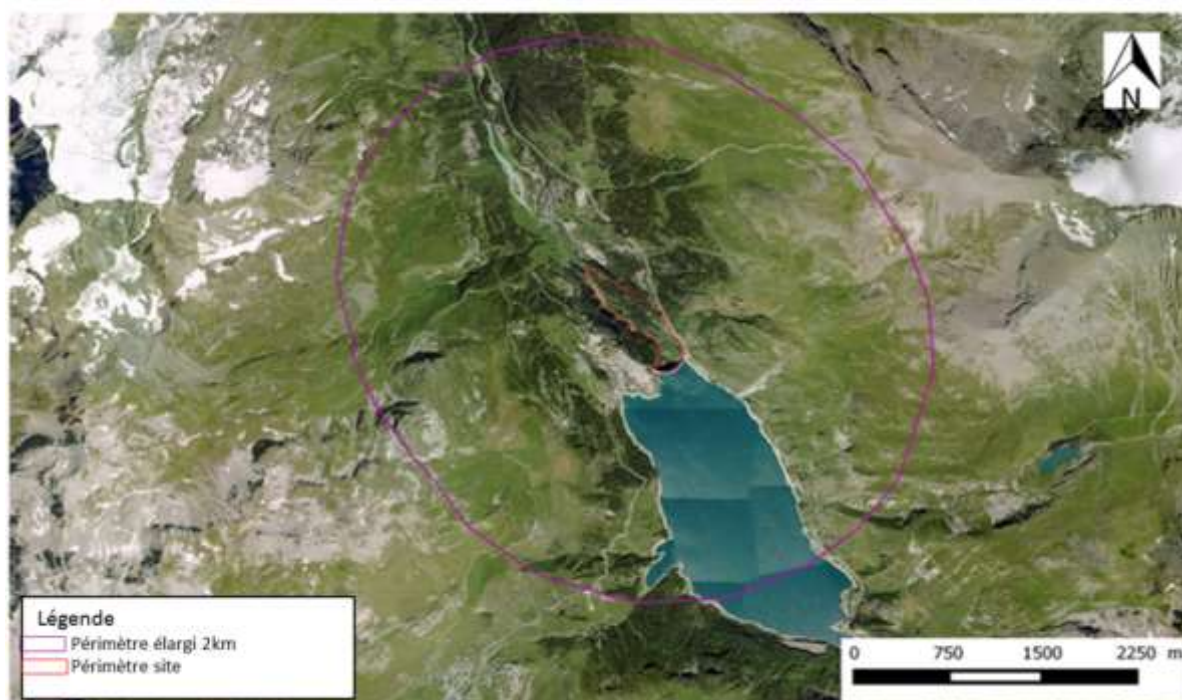


Figure 36 : Les deux échelles d'évaluation pour le projet du barrage de Tignes (Niveau Général et Habitat à enjeu). Fond de carte : BDOrtho 2012.

Les résultats de l'évaluation sont présentés ci-après (Annexe 10A) :

Diversité

Le site est composé pour plus de la moitié d'un habitat forestier (1 habitat Corine niveau 4), et pour plus d'un quart d'habitats ouverts et rocheux plus diversifiés (3 habitats Corine niveau 4).

La faune est bien représentée par les rhopalocères (51

Patrimonialité

Près de 70% de la surface du site est composé d'habitats d'intérêt communautaire (4 habitats Corine niveau 4) et quasiment la moitié de la faune inventoriées est protégée au niveau national.

Une plus faible proportion de la faune est menacée

espèces), l'avifaune (40 espèces avec 3 cortèges principaux : forestier, falaises/bâti et rivière) et les chiroptères (16 sp). 95 espèces de flore ont été inventoriées dans les différents habitats naturels.

Fonctionnalités

Une faible proportion de l'avifaune est nicheuse certaine. La communauté avifaunistique est moyennement spécialisée (les indices de spécialisation vont de 1.8 à 9.8) alors que celle des chiroptères est plutôt spécialisée (les $\frac{3}{4}$ des espèces sont spécialistes).

au niveau régional ou d'intérêt communautaire (2,59 et 4,31 %). 5 espèces de flore sont protégées (niveau national et régional) tandis que 4 d'entre elles sont menacées au niveau régional.

Pressions

Le site ne subit pas de pression particulière au regard des indicateurs mesurés pour ce critère.

Périmètre élargi (PE)

Le PE a été fixé à 2 km autour de l'emprise du site. Ce périmètre permet d'avoir un bon aperçu des gorges de l'Isère en aval du site, de la retenue en amont et des pentes montagneuses de part et d'autres (Figure 36). Le PE autour du site compensatoire n'est pas nécessairement le même que celui du site impacté si ces derniers ont des caractéristiques de taille et un contexte écologique différents. L'essentiel est de sélectionner un PE qui permette bien de représenter l'influence du site.

Sur les 17 indicateurs du périmètre élargi, seulement 1 n'a pas pu être renseigné (surface de recouvrement des espèces exotiques envahissantes (EEE) à proximité de l'emprise du site), car la donnée n'a pas été inventoriée. Quatre indicateurs ont été renseignés directement car ils étaient déjà fournis dans les dossiers tandis que 12 ont été renseignés à partir de données collectées mais non synthétisées (listes d'espèces brutes inventoriées et couches SIG publiques). A noter que les données manquantes auraient été rapides à collecter si le cadre méthodologique avait été disponible au moment des inventaires (maximum 1 jour pour prospecter les alentours du périmètre du site et relever les tâches d'EEE).

Les résultats de l'évaluation sont présentés ci-après (Annexe 10B) :

Connectivité

Le périmètre élargi autour de l'emprise du site est fragmenté par 8,3 km de route nationale qui le traverse du nord-ouest au sud-est. Le réseau de haies n'est pas un enjeu fort (0,4 km) et le site n'est pas dans un corridor écologique (TVB) identifié. Il accueille en revanche 4 espèces de cohérence régionale TVB, c'est-à-dire que leur présence est prise en compte dans la détermination des TVB au niveau régional.

Représentativité

Le site accueille plus d'un tiers des zones humides du PE. Les autres milieux présents sur le site sont mieux représentés dans le périmètre élargi (plus la valeur est grande, plus la proportion de milieu présent sur le site par rapport à la surface totale de milieu dans tous le PE est grande)

Patrimonialité

3 espaces d'intérêt écologique sont présents dans le périmètre élargi (dont 2 ZNIEFF) et quelques espèces faune et flore déterminantes de ces ZNIEFF sont présentes sur le site.

Pressions

Le périmètre élargi est peu artificialisé (4,3% de la surface totale), les cultures ne représentent que 3, 5% de la surface et les zones construites 0,8%

2.2.2. Détermination des enjeux de biodiversité pour le barrage de Tignes

Le diagnostic de la biodiversité présente sur le site impacté, réalisé avec les indicateurs du Niveau Général, a pour objectif d'identifier les enjeux particuliers associés au site:

- les enjeux concernant des habitats et/ou des espèces relevant d'une réglementation spécifique doivent être évalués plus précisément avec les NH et NSp.
- les autres enjeux (sur la biodiversité ordinaire) permettront de hiérarchiser éventuellement les attentes pour les critères et les indicateurs du NG en fonction d'enjeux régionaux.

Les enjeux identifiés par le BE Karum sont détaillés au Tableau 15. Peu de composantes constituent des enjeux sur le site (1 espèce flore, 1 habitat d'intérêt communautaire et 2 espèces faune ; Tableau 15). Le BE n'a identifié d'impacts résiduels (après évitement et réduction) que sur l'espèce flore (Primevère du Piémont), qui est évaluée avec le NSp. Afin de tester le tous les niveaux du cadre méthodologique l'« habitat mixte éboulis et mégaphorbiaies (CB 37.81 x 61.2) et falaise calcaires alpiennes (62.15) » est également évalué au NH. La zone humide présente sur le site devrait être évaluée au NH mais comme elle ne subit pas d'impact, et pour simplifier ce test, elle n'est pas évaluée au NH.

Tableau 15 : Identification des enjeux de biodiversité sur le site du barrage de Tignes.

Critères	Enjeux identifiés pour le projet du barrage de Tignes
Connectivité	→ Pas d'enjeu pour ce critère
Représentativité	→ Pas d'enjeu pour ce critère
Diversité	→ Pas d'enjeu pour ce critère
Patrimonialité	→ Enjeu fort sur une espèce flore protégée : Primevère du Piémont → Enjeu très faible sur 1 habitat d'intérêt communautaire : Habitat mixte éboulis et mégaphorbiaies (CB 37.81 x 61.2) et falaise calcaires alpiennes (62.15) → Enjeu très faible sur deux espèces de rhopalocères : Azuré du serpolet et Apollon.
Fonctionnalités	→ Pas d'enjeu pour ce critère
Pressions	→ Pas d'enjeu pour ce critère

2.2.3. Niveau Espèce à enjeu : Primevère du Piémont (*Primula pedemontana*)

Périmètre site (PS)

Les 4 indicateurs ont pu être renseignés à partir des dossiers (Annexe 10C). L'habitat favorable à l'espèce est présent sur environ 2 ha. L'espèce (Figure 37) est présente sur 11 stations avec un total de 580 pieds, qui ne sont pas soumis à des perturbations anthropiques.

Figure 37 : Espèce à enjeu évaluée sur le projet du barrage de Tignes, la Primevère du Piémont (*Primula pedemontana*).

Source : Karum (2015).



Périmètre élargi (PE)

Le PE a été fixé à 1 km autour de l'emprise du site. Ce périmètre permet d'avoir un bon aperçu des conditions favorables à l'espèce, c'est-à-dire des rochers ou les parois siliceuses aux étages subalpin à alpin (1500 à 2800 m environ) autour du site. Il serait néanmoins à affiner avec une connaissance plus poussée de la capacité de dispersion de l'espèce.

Les 4 indicateurs ont pu être renseignés, dont 3 *a posteriori* (Annexe 10C).

Connectivité

Des milieux favorables à l'espèce sont présents dans le périmètre élargi mais ne sont a priori pas connectés à ceux du site (d'après analyse paysagère par SIG).

Représentativité

5 observations de l'espèce ont été faites dans le périmètre élargi entre 1993 et 2012.

2.2.4. Niveau Habitat à enjeu : Habitat mixte éboulis et mégaphorbiaies (CB 37.81 x 61.2) et falaise calcaires alpiennes (62.15)

Périmètre site (PS)

Seulement 4 indicateurs n'ont pas pu être renseignés sur les 14 du PS pour le niveau Habitat (nombre de micro-habitats, nombre et épaisseur des horizons de sol). Dix indicateurs ont été renseignés à partir des dossiers (Annexe 10C).

Diversité et Fonctionnalités

L'habitat est présent sur une faible surface totale (environ 1.5 ha), répartie en 7 petits patches. Sept espèces d'avifaunes dépendent de l'habitat pour effectuer tout ou une partie de leur cycle de vie, dont deux pour la reproduction. En revanche, l'habitat est de moindre importance pour les mammifères dont les chiroptères.

Structure

Une strate de végétation et présente (caractéristique de ce type de milieu),

Pression

Il y n'y pas de dégradation du sol ni d'espèces indicatrices de pressions.

Périmètre élargi (PE)

Le PE a été fixé à 2 km autour de l'emprise du site (Figure 4.6). Ce périmètre permet d'avoir un bon aperçu des conditions similaires à l'habitat présent sur le site mais serait à affiner avec une connaissance plus poussée de l'hydrologie et des sols.

Sur les trois indicateurs proposés, seulement un a pu être renseigné (*a posteriori*) car la donnée nécessaire pour les deux autres (surface d'habitat similaire et surface d'habitat similaire « restaurable ») n'a pas été collectée et n'a pas pu être récupérée *a posteriori*.

2.3. Prédiction de l'effet des impacts du projet du barrage de Tignes

Une fois l'évaluation de l'état initial du site impacté réalisée et les enjeux identifiés, l'étape suivante consiste à estimer l'effet des impacts sur la biodiversité présente. Pour cela, la valeur des indicateurs est prédite à court (juste après les impacts, dans notre cas cela porte à début 2019) et long termes (une quinzaine d'années dans notre cas), selon trois composantes : les caractéristiques de la perturbation, la dynamique du milieu et la réponse de l'indicateur considéré (voir Chapitre 3).

Les impacts sont, dans le cas du projet du barrage de Tignes, temporaires de courte durée (déroctage de la falaise et passage d'engins), ponctuels sur une faible surface (quelques dizaines de m²) et avec une modification peu intense des compartiments de l'écosystème. Concernant la dynamique des milieux, le site se compose de milieux fermés assez jeunes (pessière) en maturation, avec des milieux ouverts entretenus principalement par des phénomènes naturels comme des éboulis. Les milieux sont dans l'ensemble plutôt bien conservés sauf une mégaphorbiaie considérée par Karum comme dégradée (tassement des sols).

A partir de ces éléments et à dire d'expert, les valeurs des indicateurs de chaque niveaux (NG, NH et NSp) ont été prédites (voir le détail en Annexe 11). Seuls de très faibles impacts sont visibles aux NH et NSp (Tableau 16).

Un niveau d'incertitude a été associé à chacune des prédictions (Annexe 11). Il a été déterminé selon les types d'incertitudes associés aux prédictions : influence de l'action réalisée, comportement de l'espèce faune ou flore concernée et définition de l'emprise de l'impact (voir Chapitre 3). Les indicateurs dont la prédiction présente de fortes incertitudes devraient particulièrement faire l'objet de suivis afin d'apporter des mesures de correction si besoin.

Tableau 16 : Prédiction de la valeur des indicateurs sur lesquels l'effet des impacts est visible pour le projet du barrage de Tignes.

Indicateur	Etat initial		Prédiction court terme			Prédiction long terme		
NH - Habitat mixte éboulis et mégaphorbiaies (CB 37.81 x 61.2) et falaise calcaires alpiennes (62.15)								
Proportion de sol non dégradé	Site bien préservé	21	Opérations de déroctage : mêmes effets que ceux engendrés par la dynamique naturelle de l'habitat (effet du gel/dégel, avalanche, glissement de terrain, chute de blocs, etc.).	Faible	20,55	Recolonisation naturelle par les végétaux	Faible	21
NSp (flore) : Primevère du Piémont								
Nombre de stations	Surtout sur le haut de la zone d'étude	6	1 seule station impactée, ce qui représente environ 44 pieds (fourchette haute)	Moyenne	5	44 pieds transplantés sur site avec un taux de réussite de 60%	Moyenne	6
Nombre de pieds		580		Moyenne	536		Moyenne	562

2.4. Calcul des pertes

A partir des prédictions faites, les pertes sont calculées pour l'ensemble des indicateurs des trois niveaux évalués, selon les règles décrites en section I de ce chapitre. Aucune perte n'a été estimée pour le NG. De très faibles pertes ont été estimées au NH, seulement à court terme (0.0.5 ha d'habitat dégradé ; Tableau 16). Quelques pertes ont été estimées à CT et LT pour la Primevère du Piémont (Figure 38). Elles concernent le nombre de stations et le nombre de pieds de l'espèce.

Des mesures de transplantation de pieds de la Primevère du Piémont sont prévues en concertation avec les services instructeurs sur le site impacté au titre de la compensation. Cette opération permet de réduire les pertes à long terme, mais pas de les compenser à proprement parlé. D'autres MC auraient donc été nécessaires afin d'arriver à

l'équilibre, voir un gain net sur le nombre de pieds de la Primevère du Piémont. Ces mesures auraient pu, par exemple, prendre la forme d'une restauration d'habitats dégradés favorables à l'espèce pour favoriser une augmentation du nombre de pieds présents.

En l'absence de site de compensation, nous n'avons pas pu traiter l'évaluation de l'état initial de ce site, la prédiction des valeurs des indicateurs après mise en place des MC et le calcul de l'équivalence écologique dans le cas du projet du barrage de Tignes. Par contre nous avons pu montrer que l'évaluation de l'état initial d'un site est relativement simple lorsque les enjeux étaient faibles.

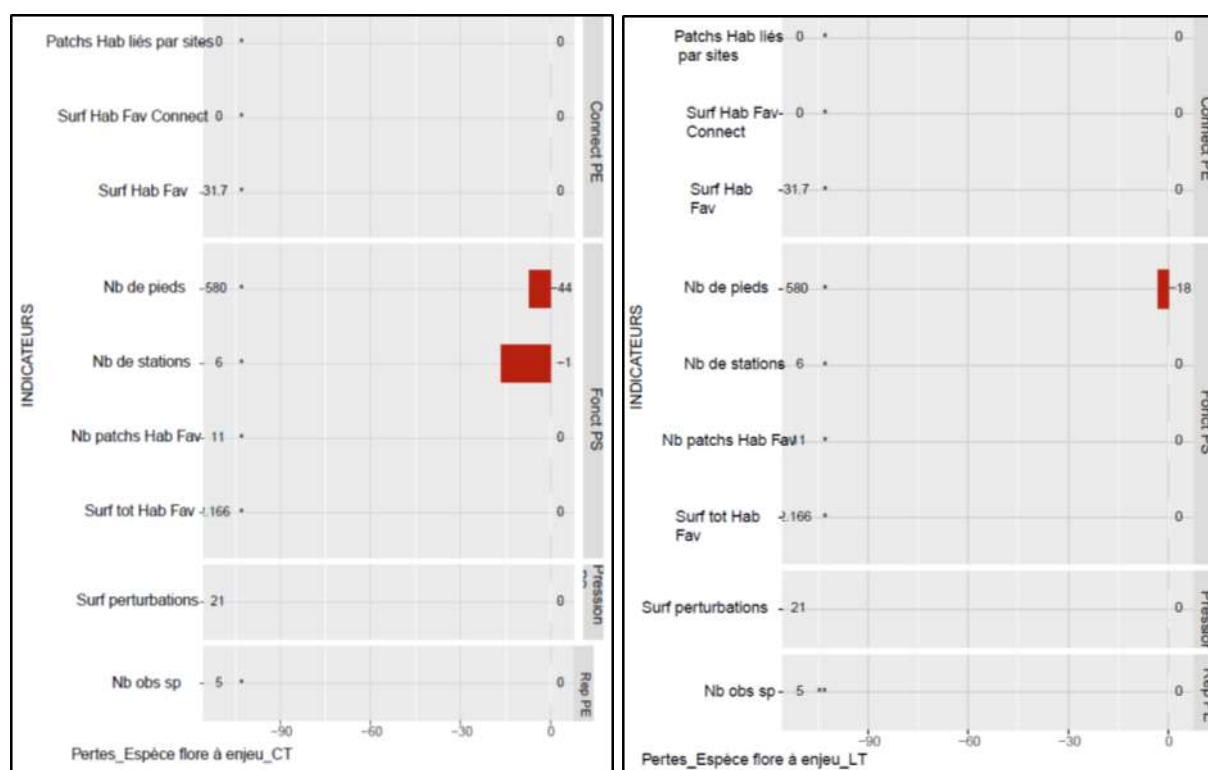


Figure 38 : Pertes à court (CT) et long termes (LT) observées sur le site impacté pour la Primevère du Piémont (*Primula pedemontana*).

2.5. Synthèse

2.5.1. Durée d'application

Le test du cadre méthodologique sur le projet du barrage de Tignes a pris quatre jours pleins, de la prise en main des données au remplissage des indicateurs et au calcul des pertes. La récolte des données préalable s'est faite, quant à elle, sur huit jours répartis

de mai à août 2015. Un ou deux jours de plus auraient été nécessaires afin de pouvoir remplir l'ensemble des indicateurs.

Dans l'ensemble, l'utilisation du cadre méthodologique est bien adaptée pour le cas « simple » du barrage de Tignes. Ce type de projet est représentatif de travaux « de routine », souvent mis en place par les industriels pour l'entretien des ouvrages. Le cadre méthodologique se complexifie lorsque l'ampleur du projet augmente (sites avec de forts enjeux de biodiversité et nombreux impacts), mais dans le cas du barrage de Tignes il reste simple d'utilisation. De plus, afin de pouvoir tester l'ensemble du cadre méthodologique, les évaluations de l'habitat à faible enjeu ont été réalisées, mais d'après l'expertise de Karum, seule l'évaluation de la Primevère du Piémont (NSp) aurait été nécessaire, ce qui simplifie encore le déroulement du cadre méthodologique.

2.5.2. Disponibilité de la donnée

Les deux tiers des indicateurs ont pu être renseignés avec les données brutes ou de synthèse récoltée par le BE, qui ne disposait pourtant pas encore du cadre méthodologique. Pour 16 indicateurs, la donnée a pu être collectée a posteriori des inventaires, à partir de bases de données publiques. Pour deux indicateurs qui n'ont pas pu être renseignés, la donnée existait mais n'était pas mobilisable telle que restituée par le BE dans son dossier (c'est le cas des cartographies, pour lesquelles les couches SIG sont nécessaires), il faudrait donc juste mieux la mobiliser. Cela montre l'importance de l'archivage des données et métadonnées associées sous une forme mieux organisée et mobilisable par la suite.

3. Test du cadre méthodologique sur un projet de grande ampleur : projet Romanche Gavet

3.1. Description du projet de Romanche Gavet

Le projet de Romanche Gavet (RG) est un projet hydroélectrique porté par EDF sur la commune de Livet-et-Gavet (Isère), dans la vallée de la Romanche. Le projet consiste à remplacer les cinq anciennes centrales hydroélectriques qui fragmentaient la Romanche en une seule plus puissante (voir l'annexe 5 pour plus de détails sur le projet). Quatre sites sont impactés par le projet (Figure 39) :

- **Véna** (ou Livet), la prise d'eau en amont ;
- **Ponants**, l'entrée des tunneliers creusant la conduite forcée ;
- **Clavaux et Gavet**, la centrale hydroélectrique en aval.

Sur la plupart des surfaces impactées, une réhabilitation après travaux est prévue. Afin de compenser les impacts résiduels significatifs évalués sur les espèces protégées (dossier de dérogation espèces protégées réalisé en 2011), deux sites compensatoires ont été acquis par EDF en aval des sites impactés : l'Île Falcon (commune de Séchilienne) et Pont de Gavet (Figure 39). Un plan de gestion a été réalisé en 2012 et des suivis faune flore sont faits régulièrement sur ces sites.

Les documents utilisés pour réaliser le test du cadre méthodologique sont les suivants :

	Etat initial	Prédiction court terme	Prédiction long terme
Véna			Plan de réhabilitation réalisé par EDF
Ponants	Dossier de dérogation espèces protégées, réalisé par le BE Karum en 2011	Dossier de dérogation espèces protégées, réalisé par le BE Karum en 2011	
Clavaux			Pas de données
Gavet			
Île Falcon	Plan de gestion réalisé par le BE Mosaïque environnement en 2012	Suivis naturalistes réalisés par divers structures (associations BE) en 2014 et 2015	Plan de gestion réalisé par le BE Mosaïque environnement en 2012
Pont de Gavet			

L'ensemble des données nécessaires au test complet du cadre méthodologique n'étant pas disponibles, celui-ci est mené seulement sur un site impacté et un site compensatoire. Le site impacté retenu est celui de Véna car c'est le seul pour lequel nous avons eu accès à suffisamment de données (notamment le plan de réhabilitation du site). Le site compensatoire retenu est celui de l'Île Falcon car c'est sur ce site qu'ont été mises en place le plus de mesures compensatoires à l'heure actuelle.



Figure 39 : Localisation des 4 sites impactés et des 2 sites compensatoires du projet de Romanche Gavet dans la vallée de la Romanche (Isère).

3.2. Etat initial du site impacté (site de Véna)

3.2.1. Niveau Général

Périmètre Site (PS)

La surface du site impacté de Véna est de 13.37 ha (Figure 40). Un seul indicateur n'a pas pu être renseigné au niveau NG car la donnée n'a pas été collectée (proportion surfacique du site non recouvert par des EEE). Tous les autres indicateurs ont pu être renseignés à partir des listes d'espèces brutes en annexe du dossier ou des informations synthétisées dans le dossier.

Les résultats de l'évaluation sont présentés ci-après (Annexe 12A) :

Diversité

Le site est dominé par des habitats forestiers et buissonnants. Les habitats sont peu diversifiés : de 1 à 3 par catégories EUNIS au niveau 1 (ex, les milieux forestiers correspondent aux habitats « G ») décrits par le BE Karum. Les milieux forestiers abritent une communauté d'avifaune forestière de 20 espèces. La faible proportion de milieux ouverts abrite une diversité

Fonctionnalités

Plus de 80% de l'avifaune présente sur le site est nicheuse. Pour au moins 18% des autres espèces, des signes de reproduction sur le site ont été relevés.

Deux tiers des chiroptères sont spécialistes et l'indice de l'avifaune est de 2.91.

importante de rhopalocères et d'orthoptères (32 espèces en tout).

Patrimonialité

La patrimonialité du site est globalement assez faible. Un tiers des espèces est protégé et très peu d'espèces sont menacées (moins d'1.5% de faune menacé aux niveaux national et régional).

Pressions

Plus de 90% du site est recouvert par des milieux naturels (non cultivés ni artificialisés). Seulement 4 EEE ont été inventoriées.

Périmètre élargi (PE)

Le PE a été fixé à 5 km autour de l'emprise du site. (Figure 40). Ce périmètre permet d'englober l'ensemble du fond de vallée autour du site ainsi que les pentes et une partie des plateaux alentours, susceptibles d'influencer la biodiversité présente sur le site.

Les résultats de l'évaluation sont présentés ci-après (Annexe 12B) :

Connectivité

le PE est peu fragmenté, une seule route nationale parcourt le fond de vallée ».

Représentativité

Les habitats présents sur le site ne sont pas particulièrement originaux ou différents des habitats trouvés dans le périmètre élargi, essentiellement forestier. Cela est valable également pour les zones humides (celles du site représente moins de 2% des zones humides présentes sur l'ensemble du PE).

Patrimonialité

Le périmètre élargi comprend 7 espaces à enjeu (6 ZNIEFF et 1 SIC), avec 2 espèces déterminantes ZNIEFF présentes sur le site.

Pressions

Le périmètre élargi est peu artificialisé (moins de 2% au total, 0.26% pour les cultures). Il s'agit donc d'un paysage très peu agricole, des zones d'urbanisation se situent en revanche sur le fond de vallée, à proximité du site (1,85% du PE).



VENA

Figure 40 : Site impacté retenu pour le test du cadre méthodologique sur le projet de Romanche Gavet. Carte de gauche : périmètre site en rouge et périmètre élargi en blanc. Carte en haut à droite : situation du site par rapport aux autres sites du projet. Photo en bas à droite : Périmètre site.

3.2.2. Détermination des enjeux de biodiversité pour le site de Véna

Comme pour le projet du barrage de Tignes, le diagnostic de la biodiversité présente sur le site impacté de Véna, réalisé avec les indicateurs du NG permet d'identifier les enjeux concernant des habitats et/ou des espèces relevant d'une réglementation spécifique (NH et NSp) et les autres enjeux (sur la biodiversité ordinaire).

Les enjeux identifiés par le BE Karum sur le site de Véna sont détaillés au Tableau 17. Des enjeux modérés sont identifiés pour la communauté d'avifaune et de chiroptères forestiers, le muscardin, le lézard des murailles et la couleuvre verte et jaune. Ces espèces sont l'objet de la dérogation espèce protégées et devraient donc théoriquement être toutes évaluées de manière plus précise avec le Niveau Espèce. Cependant, pour simplifier le test du cadre méthodologique et à cause d'un manque de données collectées pour l'ensemble des espèces, seules les évaluations du muscardin et de la couleuvre verte et jaune sont présentées. La pie grièche écorcheur est une espèce à enjeu qui n'est pas présente sur le site de la Véna, mais qui l'est sur le site de Gavet, et fait l'objet de MC sur le site compensatoire de l'Île Falcon. Elle est donc également évaluée au Niveau Espèce pour le test du cadre méthodologique, avec le muscardin et la couleuvre verte et jaune

Tableau 17 : Identification des enjeux de biodiversité sur le site de Véna du projet Romanche Gavet.

Critères	Enjeux pour le cas d'étude
Connectivité	→ Pas d'enjeu pour ce critère
Représentativité	→ Enjeu au niveau des milieux ouverts , peu représentés dans le périmètre élargi mais abritant une diversité spécifique importante
Diversité	→ Enjeu sur les milieux forestiers , bien représentés sur le site et qui doivent être défrichés.
Patrimonialité	→ Enjeu sur les communautés d'avifaune et de chiroptères protégées, ainsi que d'autres espèces protégées : le Muscardin, la Couleuvre verte et jaune et la pie grièche écorcheur
Fonctionnalités	→ Enjeu sur la communauté d'avifaune et de chiroptères spécialistes des milieux forestiers.
Pressions	→ Pas d'enjeu pour ce critère

Le milieu forestier (Frênaie à Tilleuls et Erables ; Figure 41), bien que ne présentant pas de caractère patrimonial, abrite des communautés d'espèces protégées et menacées pour quelques-unes. Nous le considérons donc ici comme étant à enjeu et il est

évalué plus précisément au NH. La zone humide présente devrait aussi être évaluée au NH, mais aucune espèce protégée n'est inféodée à cet habitat, donc pour simplifier le test, elle n'est pas évaluée au NH.

3.2.3. Niveau Habitat : Frênaie à Tilleuls et Erables

Périmètre Site (PS)

Neuf indicateurs sur vingt trois ont pu être renseignés pour ce niveau. La donnée nécessaire au remplissage des autres indicateurs n'a pas été collectée lors des inventaires, et n'a pas pu être récupérée à posteriori car le défrichement avait déjà été réalisé. Ce sont particulièrement les indicateurs spécifiques des milieux forestiers (quantité de bois mort, durée d'existence du milieu, densité de lichen) pour lesquels les données étaient manquantes. Il s'agit donc d'une évaluation partielle présentée à titre d'exemple.

Les résultats de cette évaluation sont présentés ci-après (Annexe 12C) :

Diversité

Concernant la diversité faunistique, 13 espèces d'oiseaux, 3 espèces de chiroptères et 5 espèces de coléoptères dépendent de l'habitat forestier.

Fonctionnalités

L'habitat forestier recouvre plus de la moitié du site (8.1 ha) réparti en une dizaine de patches de taille réduite. Tous les oiseaux présents sont nicheurs.

Pressions

Le milieu n'est pas dégradé (tassement de sol, déchets...).

Périmètre élargi (PE)

A ce stade, l'utilisateur doit fixer le périmètre de prospection qui lui paraîtra pertinent compte tenu de l'habitat considéré. Deux options nous paraissaient pertinentes ici : fixer le périmètre de prospection pour qu'il englobe une altitude et des conditions hydriques favorables au milieu à enjeu considéré. La seconde option est de conserver le périmètre choisi pour le niveau NG qui englobe le fond de vallée mais aussi les versants. Dans le cadre du test, cette seconde option présente l'avantage de simplifier les calculs SIG, et c'est donc celle qui est retenue ici.

Deux indicateurs sur trois ont été renseignés pour le PE (Annexe 12C). Le milieu forestier considéré (couche EUNIS « forêt de feuillus ») y est peu fragmenté, avec un indice de fragmentation de 15,30 (plus la valeur de l'indicateur est faible, plus le milieu est fragmenté par rapport à la surface totale). L'habitat représente environ 10% des habitats des espaces à enjeu (ZNIEFF) du PE (287,94 ha).

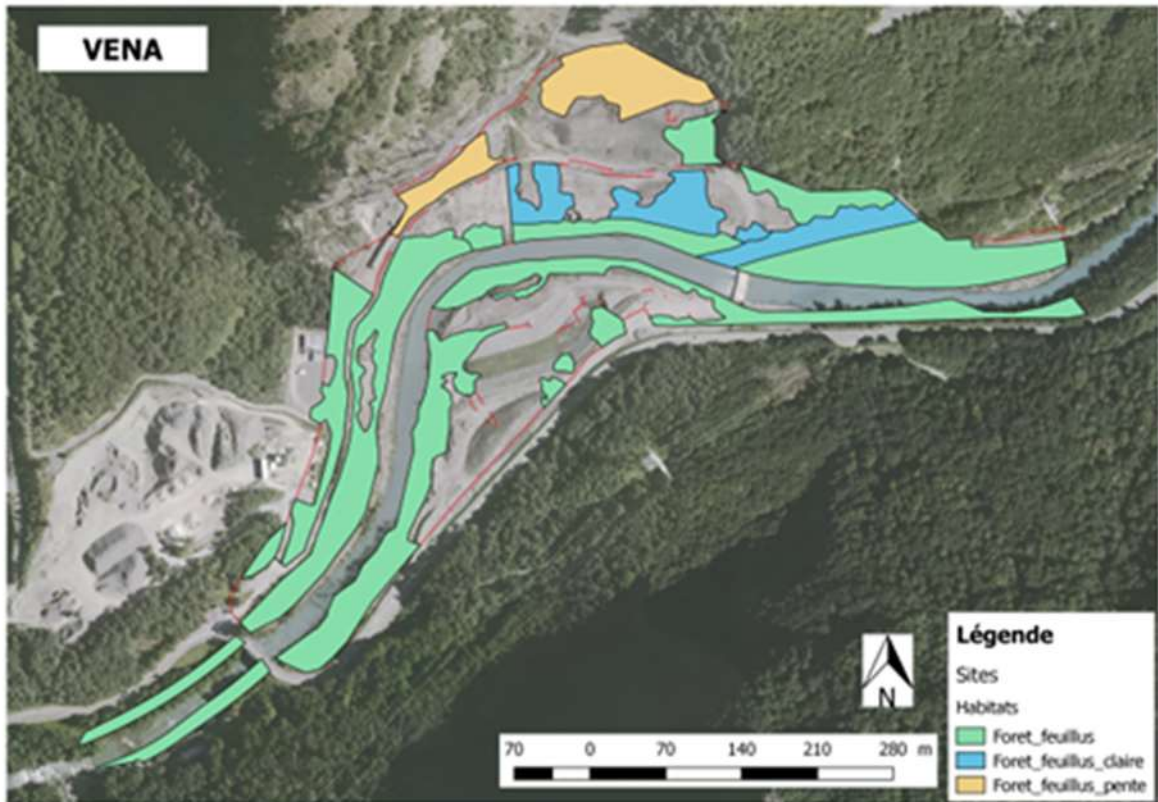


Figure 41 : Cartographie des milieux forestiers (Frêne à Tilleuls et Erables) présents sur le site impacté de Véna avant le défrichement. Fond de carte : orthophoto de 2012 (le défrichement avait eu lieu).

3.2.4. Niveau Espèces

Trois espèces identifiées comme étant à enjeu sont évaluées : la couleuvre verte et jaune, le muscardin et la pie grièche écorcheur (Figure 42).

Comme précisé auparavant, un certain nombre d'indicateurs n'ont pas pu être renseignés, l'application du cadre méthodologique ayant été faite *a posteriori* sur ce projet. Ainsi, au niveau NSp, il manque deux indicateurs: la surface de milieu générant des perturbations pour l'espèce et le nombre de micro-habitats (indicateur spécifique pour la couleuvre verte et jaune). Les espèces sont toutes présentes sur la commune.



Figure 42 : Espèces à enjeu pour le projet de Romanche Gavet. De gauche à droite : Muscardin (<http://true-wildlife.blogspot.fr/2011/02/dormouse.html>), **Couleuvre verte et jaune** (<http://www.naturemp.org/Couleuvre-verte-et-jaune.html>) et **Pie grièche écorcheur** (<http://www.oiseau-libre.net/Oiseaux/Especes/Pie-grièche-ecorcheur.html>).

Les résultats de l'évaluation sont présentés ci-après (Annexe 12D) :

	PS	PE
Couleuvre verte et jaune	L'habitat de la couleuvre verte et jaune est assez isolé sur le site : 1 patch de petite taille (0.28 ha).	Le périmètre est fixé à 100 m autour du site car l'espèce est très peu mobile. La RN constitue un élément fragmentant, et aucun autre habitat favorable n'est présent dans le PE.
Muscardin	Plus de la moitié du site est favorable au muscardin (9.48 ha de milieu forestier et broussailles).	Le périmètre de 5 km cohérent avec la capacité de dispersion de l'espèce, il est donc conservé. Des milieux favorables sont présents dans le PE (1632 ha) dont la majorité (1394 ha) est connectée au site. Cependant, des éléments fragmentant (route, rivière) sont présents sur le pourtour du site (1 ha).
Pie grièche écorcheur	L'habitat favorable à l'espèce est réparti en 3 patches de petite taille (1.73 ha d'habitat favorable en tout). Un seul couple reproducteur a été observé.	Périmètre de 5 km cohérent avec la capacité de dispersion de l'espèce, il est donc conservé. Une surface restreinte (47 ha) d'habitat favorable est présente dans le PE. Il n'est pas en continuité directe avec le site.

3.3. Prédiction de l'effet des impacts sur le projet RG

Comme pour le cas de Tignes, les valeurs des indicateurs de chaque niveau (NG, NH et NSp) ont ensuite été prédites à CT, c'est-à-dire en 2016 (4 ans après le début des travaux), et à LT, c'est à dire une quinzaine d'années après le début des travaux (durée du plan de réhabilitation du site), sur la base des caractéristiques de la perturbation, la dynamique du milieu et la réponse de l'indicateur considéré.

Dans le cas du projet RG, les travaux réalisés sur le site de Véna consistent à construire un barrage permettant la retenue d'eau en amont du projet, ainsi qu'une prise d'eau menant à la conduite forcée. Le lit de la Romanche sera donc élargi sur 2 km en amont du barrage et une grande partie du sol sera décapée. Une renaturation des berges de

la Romanche est prévue (et a déjà été mise en place en partie en 2016). Elle consiste à reconstituer une ripisylve en trois zonages de végétation ainsi que de restaurer des prairies avec des semences locales.

Les impacts ont donc plusieurs caractéristiques. Certains sont temporaires de courte durée (décapage, zones de chantier), d'autres sont permanents (infrastructures et retenue d'eau). Les impacts sont ponctuels de faibles surfaces (quelques hectares), sauf la retenue d'eau qui est de surface importante (une dizaine d'hectares). Enfin, tous les impacts modifient tous les compartiments des écosystèmes (sol, hydrologie, faune et flore).

Concernant la dynamique des milieux, le site se compose de milieux fermés avec des arbres de grande taille (dans un stade de maturation assez avancé) et de milieux buissonnants et ouverts. Ces derniers ne sont pas très entretenus et sont donc dans une dynamique de fermeture. Les milieux boisés sur pente sont régulièrement perturbés par des chutes de blocs qui contribuent au rajeunissement des peuplements forestier sur les pentes. Les berges de la Romanche sont composées d'enrochements et de végétation naturels.

Un degré d'incertitude a aussi été associé à chacune des prédictions (voir le détail en Annexe 13).

3.4. Calcul des pertes pour le projet RG

Les pertes sont calculées selon les règles décrites en section I, et sont présentées aux Figures 43, 44 et 45.

3.4.1. *Court terme*

Au niveau général (Figure 43), on observe des pertes d'habitats naturels : les habitats buissonnants, ouverts et humides du site sont détruits en totalité et 80% de l'habitat forestier est défriché. Par contre, les habitats aquatiques et rocheux ne sont pas touchés. Nous pouvons noter néanmoins que la Romanche est déviée de son lit, ce qui pourrait se traduire par une altération de ses fonctionnalités, mais le cadre méthodologique ne prévoit pas encore d'indicateurs spécifiques aux milieux aquatiques.

Le site, qui était similaire au PE en termes de recouvrement d'habitat forestier, devient très différent car il n'est plus dominé par la forêt. En revanche, les milieux détruits ne sont pas les derniers présents dans le PE (l'indicateur n'est pas à 0). La

mégaphorbiaie inventoriée lors de l'état initial, considérée par le BE Karum comme de faible enjeu, a été totalement détruite (indicateur de représentativité est à 0) mais ce n'était pas la seule zone humide recensée dans le PE.

Ces pertes d'habitats se répercutent sur la faune, particulièrement les espèces des milieux forestiers (disparition des chiroptères, et diminution de 60 % de l'avifaune) et ouverts (disparition des orthoptères, lépidoptères et reptiles) qui ne peuvent plus se maintenir et se reproduire sur le site. La faune et la flore patrimoniale (c'est-à-dire soit menacée, protégée ou déterminantes des ZNIEFF) sont impactées : disparition de toutes les espèces sauf deux espèces de faune déterminantes ZNIEFF. 35 % des oiseaux nicheurs sont impactés, tandis que toutes les autres espèces se reproduisant sur le site ne peuvent plus se maintenir.

La valeur de trois indicateurs augmente :

- D'une part la valeur de deux indicateurs de pression augmente. Le pourcentage de zones artificialisées dans le PE et le pourcentage de milieux non cultivé sur le site. En effet, une partie du site est artificialisée par les infrastructures du barrage et de la prise d'eau, ce qui fait augmenter la proportion de zones artificialisées dans l'ensemble du PE (très faiblement : 0.06 %). De plus, les travaux de déviation de la Romanche impactent le champ cultivé qui par conséquent disparaît, donc la proportion de milieu non cultivé sur le site augmente. La nature des pressions sur le site a donc changé ;
- D'autre part l'indice de spécialisation de l'avifaune augmente (communauté plus spécialisée). Il s'agit de l'avifaune hébergée par les milieux rocheux et aquatiques qui ne sont pas impactés par le projet, qui est spécialiste. L'augmentation de cet indicateur est donc une conséquence mécanique de la disparition d'une grande partie de l'avifaune généraliste, elle ne traduit pas l'apparition d'habitats intéressants pour la faune spécialiste.

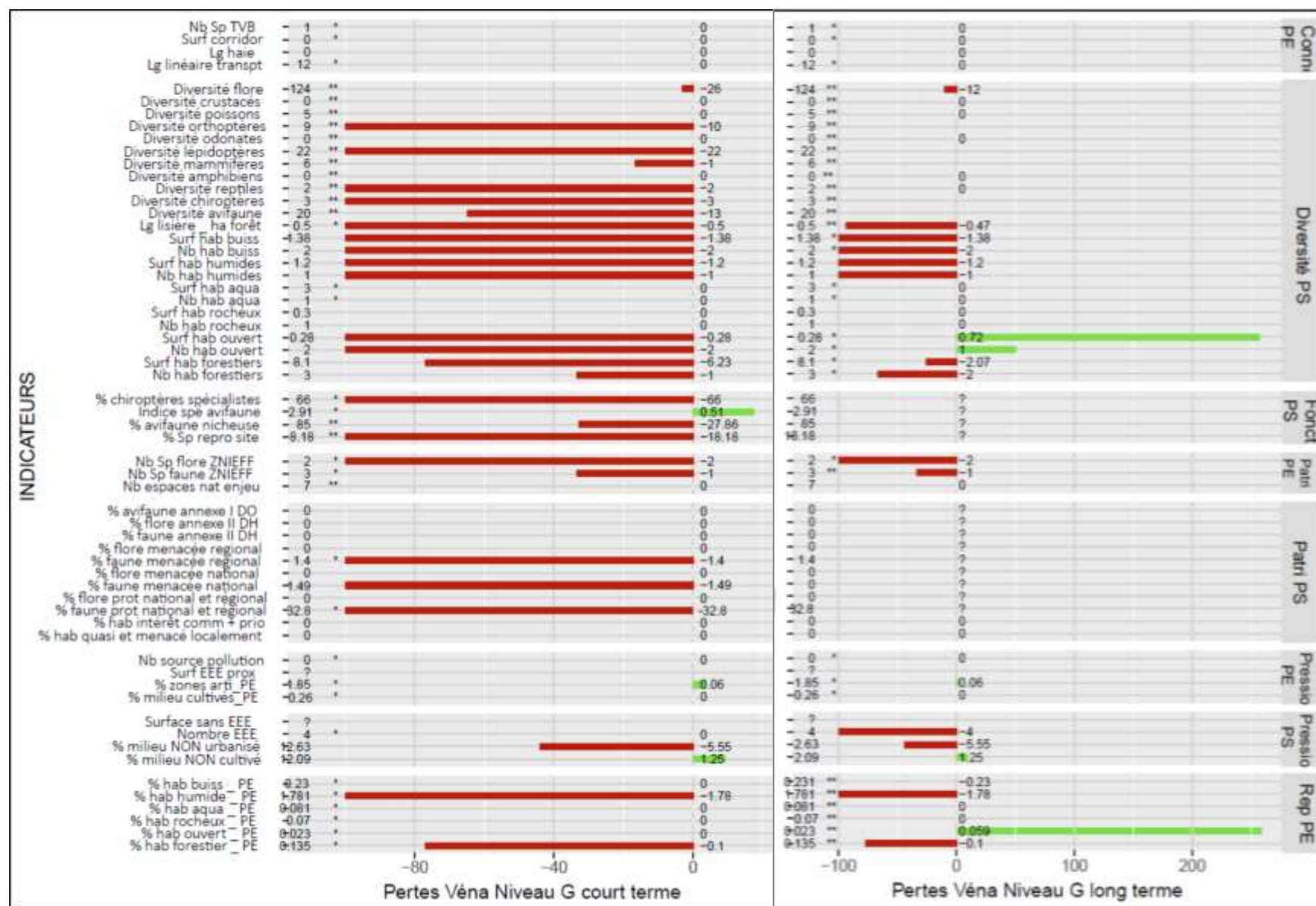


Figure 43 : Sorties graphiques représentant les pertes (effet des impacts) au NG sur le site de Véna à court (CT) et long terme (LT).

Au niveau NH (Figures 44) concernant l’habitat à enjeu « Frênaie à Tilleuls et Erables » les indicateurs montrent des pertes importantes. En effet sur les 11 patches de cet habitat, 10 sont défrichés. Les espèces animales associées à l’habitat (avifaune nicheuse, coléoptères et chiroptères) disparaissent à 100 % (le patch restant n’étant pas suffisant pour permettre le maintien de ces populations).

Au niveau NSp (Figure 45), les habitats favorables aux espèces à enjeu couleuvre verte et jaune, et pie grièche écorcheur disparaissent totalement du site ainsi que plus de 80% de l’habitat favorable au muscardin. Les impacts correspondant sont permanents (construction de la centrale hydroélectrique), ponctuels de faible surface et modifient l’ensemble des composantes de l’écosystème (sol, hydrologie, faune et flore)

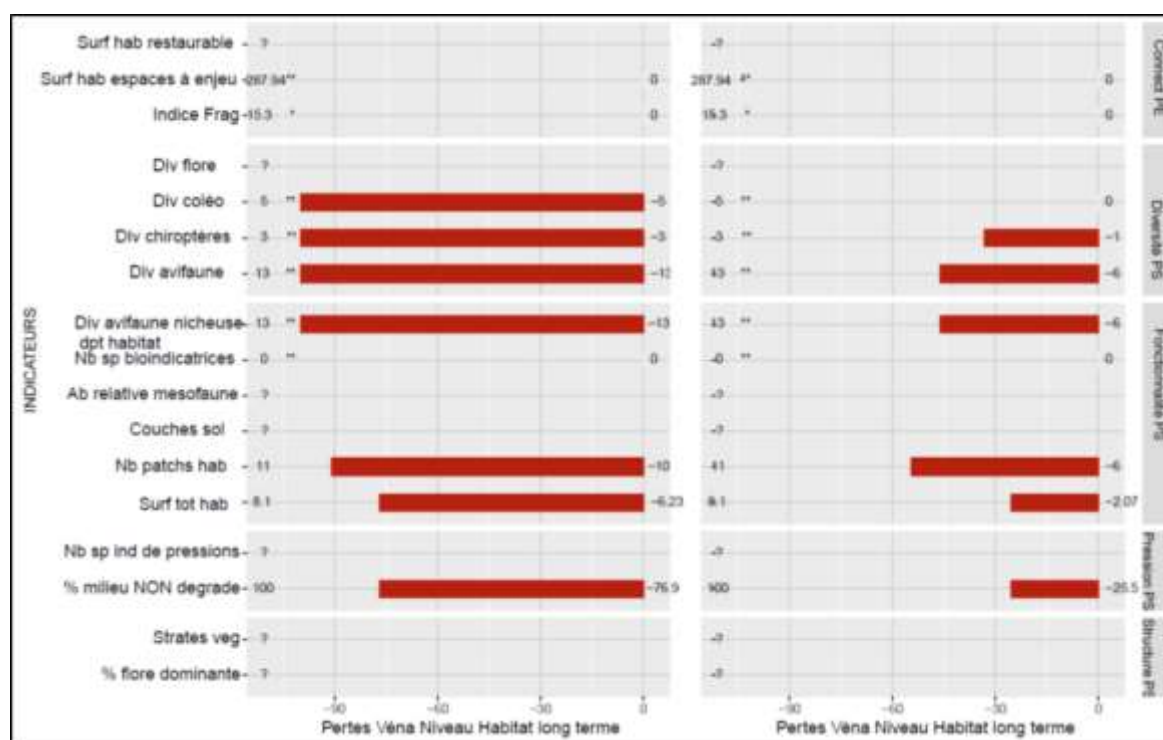


Figure 44 : Sorties graphiques représentant les pertes (effet des impacts) au NH (frênaie à Tilleuls et Erables) sur le site de Vénéa à CT et LT.

3.4.2. Long terme

Au niveau général (Figure 43), le calcul des pertes à long terme n’a pas pu être réalisé pour les espèces patrimoniales et les fonctionnalités. En effet, la prédiction de la valeur des indicateurs pour ces critères a été limitée par mon degré d’expertise et les informations disponibles sur le projet de renaturation du site après impacts.

Concernant les critères pour lesquels le calcul a été réalisé, les pertes sont globalement moindres à long terme. Au niveau des habitats naturels, seuls les habitats buissonnants et zones humides montrent encore 100 % de pertes car ils ne sont pas restaurés. En revanche, des milieux ouverts sont restaurés sur une surface deux fois et demie plus importante que celle de l'état initial. De plus, la restauration de boisement alluvial diminue la perte de ce milieu à 25 % (par rapport à 80 % à CT). Le site devient ainsi plus représentatif (ou similaire) au PE en termes de recouvrement de milieux ouverts (augmentation de 250 % de la valeur initiale de l'indicateur).

Grâce à la renaturation du site, la plupart des espèces présentes initialement sur le site devraient retrouver des conditions favorables à leur maintien (milieux forestiers et ouverts) et de nouvelles espèces pourraient recoloniser les berges de la Romanche renaturées, ainsi que la retenue d'eau. Il y a donc aucune perte de faune à LT. Les EEE présentes sur le site devraient disparaître suite à la gestion prévues sur ces espèces, réduisant la pression sur la biodiversité du site.

Pour l'habitat à enjeu (Frênaie à Tilleuls et Erables ; Figure 44), les actions de renaturation permettent de réduire les pertes sur tous les indicateurs qui ont pu être évalués. Le haut des berges devrait, en effet, être constitué de milieu forestier (4 patches de plus de 4 ha en tout). Il ne sera cependant pas aussi mature que celui de l'état initial au bout d'une quinzaine d'années (durée des prédictions à long terme). Cela aurait été certainement visible sur les indicateurs dédiés à la maturité qui n'ont pas pu être renseignés (taille des arbres et quantité de bois mort notamment).

Les actions de renaturation bénéficient à la couleuvre verte et jaune dont la surface d'habitat favorable augmente de 250 % (Figure 45). Le muscardin pourra retrouver également quelques zones favorables sur les berges restaurées, ce qui se traduit par une diminution des pertes à LT par rapport à CT. En revanche, les pertes d'habitats favorables à la pie grièche restent identiques car des actions de restauration du site de Gavet ne sont pas prévues.

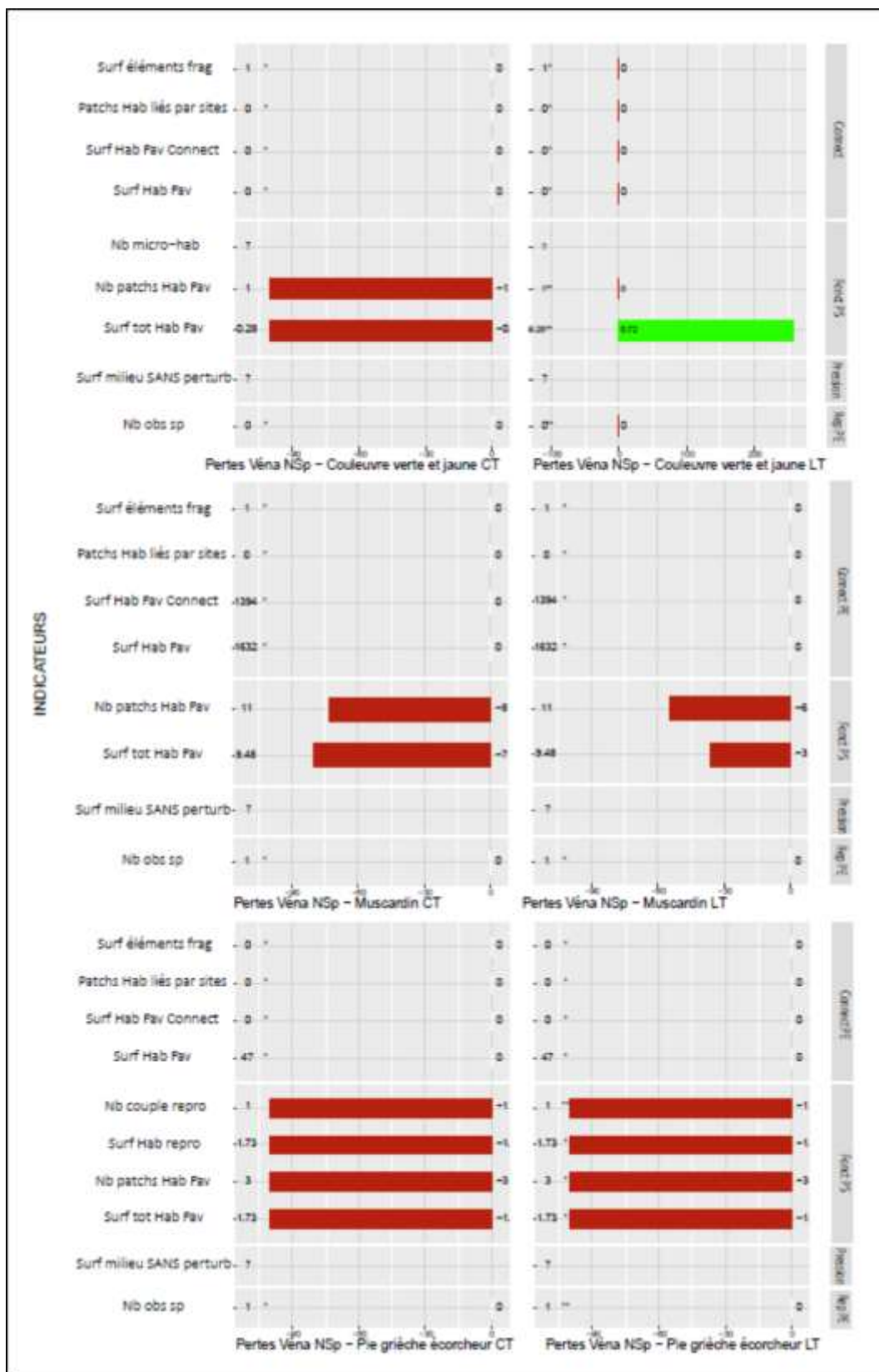


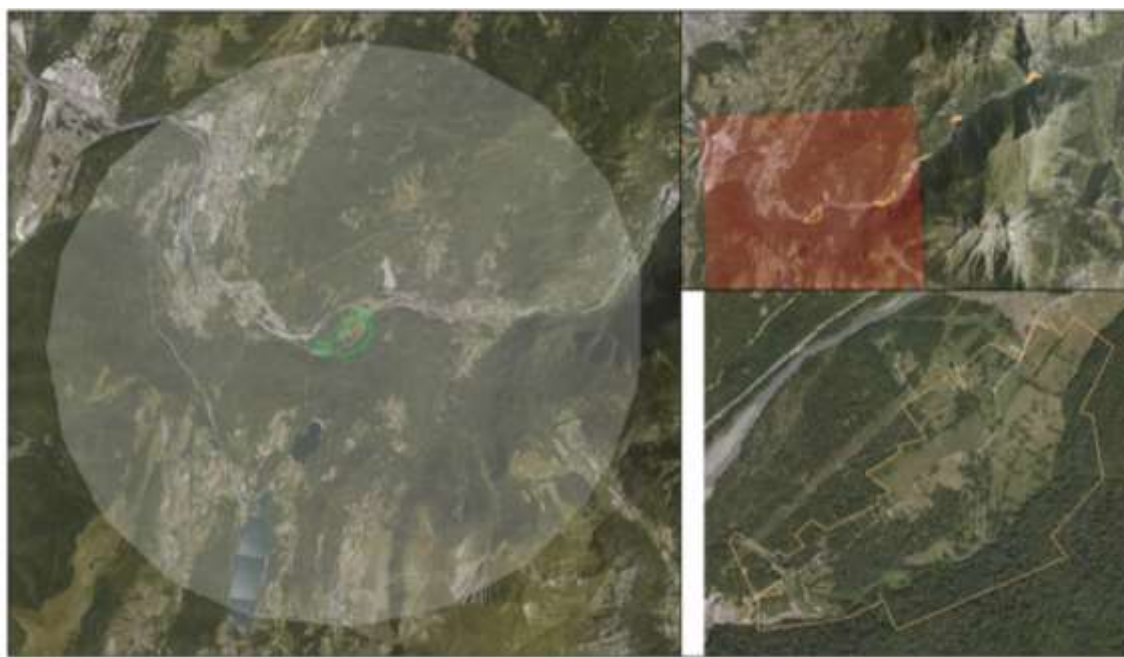
Figure 45 : Sorties graphiques représentant les pertes (effet des impacts) au NSp (couleuvre verte et jaune, muscardin et pie grièche écorcheur) sur le site de Vena à CT et LT

3.5. Etat initial du site compensatoire (site de l'Île Falcon)

3.5.1. Niveau Général

Périmètre Site (PS)

La surface du site compensatoire de L'Île Falcon est de 45,13 ha (Figure 46). Un seul indicateur, la diversité des orthoptères, n'a pas pu être renseigné à ce niveau car la donnée n'a pas été inventoriée. Tous les autres ont été renseignés à partir des listes d'espèces brutes ou des informations contenues dans le dossier.



ILE-FALCON

Figure 46 : Site compensatoire retenu pour le test du cadre méthodologique sur le projet de Romanche Gavet. Carte de gauche : PS en rouge et PE en blanc. Carte en haut à droite : situation du site par rapport aux autres sites du projet. Photo en bas à droite : PS.

Les résultats de l'évaluation sont présentés ci-après (Annexe 12E) :

Diversité

Le site est constitué à plus de 50 % de milieux forestiers (ce qui représente une surface 4 fois plus grande que sur le site de Véna), d'un tiers de prairies et pelouses, de milieux buissonnants (un huitième) et de quelques zones humides et aquatiques (moins d'1 ha). Les habitats sont identifiés avec la classification Corine Biotope (niveaux 2 à 4).

La diversité faune et flore est plus importante que sur le site impacté : plus de taxons sont présents (odonates, amphibiens) et il y a plus d'espèces par taxon (28 sp d'avifaune, 25 sp de lépidoptères, 376 sp de flore).

Patrimonialité

Plus de 40% du site est constitué d'habitats d'intérêt communautaire (principalement des pelouses sèches) avec 7,25 % d'espèces classées à l'annexe II de la DFFH et 7,14% d'oiseaux inscrits sur l'annexe I de la DO. On observe également des espèces faune menacées au niveau national (2,11%) et régional (4,41%) et des espèces de flore protégées (0,27%), ce qui n'était pas le cas sur les sites impactés. Près de la moitié des espèces faune sont protégées.

Fonctionnalités

Peu d'espèces d'avifaune nicheuse ont été identifiées sur le site (3.57%) comparé au site de Véna (cela peut plus être un résultat de différences d'échantillonnage). Pour au moins 2.90 % des autres espèces, des signes de reproduction sur le site ont été relevés.

La proportion de chiroptères spécialiste est également moins importante (57.14%). La spécialisation de l'avifaune est quasiment identique (2.89).

Pressions

Le site est globalement bien préservé (plus de 90 % non cultivé ou urbanisé) mais certaines zones sont couvertes de déchets et d'EEE (8 espèces).

Périmètre élargi (PE)

Comme pour le site de la Véna, le PE a été fixé à 5 km autour de l'emprise du site (Figure 46).

Les résultats de l'évaluation sont présentés ci-après (Annexe 12F) :

Connectivité

L'île Falcon si situe plus en aval de la vallée où il y a plus de linéaires de transport (21,51 km), mais aussi dans une plaine plus agricole où il y a présence de haies (1,14). 3 sp sont de cohérence régionale pour la TVB.

Représentativité

Les milieux buissonnants sur le site représentent 16,48% de ceux du PE. Les autres habitats ne représentent chacun pas plus de 1% de ceux présents dans le PE. Le site est donc similaire au PE en termes d'habitats forestiers, ouverts et humides.

Patrimonialité

Le contexte patrimonial n'est pas très fort : 4 ZNIEFF dont 2 espèces déterminantes se retrouvent sur le site.

Pressions

L'île Falcon se trouve dans un contexte plus urbanisé (4.48 %) et plus cultivé (2.29 %) que le site impacté de Véna (environ 7% au total de la surface du PE contre 2% pour Véna). Les surfaces d'EEE à proximité des sites n'ont pas été inventoriées pour le site compensatoire.

3.5.2. Détermination des enjeux de biodiversité

Les enjeux de biodiversité sur le site compensatoire devraient porter sur les mêmes enjeux que ceux identifiés sur le site impacté afin de pouvoir compenser les pertes causées par les impacts par des gains équivalents avec des MC adaptées. Dans le cas du projet de RG, des enjeux de gestion ou de restauration ont été identifiés sur les EEE et sur des milieux similaires à ceux impactés et sur des composantes non (ou moins) présentes sur le site impactés (flore patrimoniale et lépidoptères). Ils ont été identifiés par le BE Mosaïque Environnement qui a réalisé le plan de gestion du site compensatoire.

Dans le cadre du test du cadre méthodologique, les mêmes composantes de biodiversité à enjeu sont évaluées plus précisément aux NH et NSp pour le site impacté et compensatoire. Il conviendrait néanmoins en pratique d'évaluer également les nouvelles composantes à enjeu (comme la flore patrimoniale) pour vérifier qu'elles ne sont pas impactées négativement par les mesures compensatoires ou montrer qu'elles peuvent en bénéficier.

3.5.3. Niveau Habitat : La Frênaie-Erable (CB : 41.4) et La Frênaie-Charmaie (CB : 41.27)

Périmètre Site (PS)

Comme sur le site de Véna, 9 indicateurs sur 23 ont pu être renseignés pour ce niveau. La donnée nécessaire au remplissage des autres indicateurs n'a pas été collectée lors des inventaires, et n'a pas pu être récupérée *a posteriori*.

Les résultats de l'évaluation sont présentés ci-après (Annexe 12F) :

Diversité

Concernant la diversité faunistique, 13 espèces d'oiseaux (comme sur le site de la Véna), 6 espèces de chiroptères et 11 espèces de coléoptères dépendent de l'habitat forestier.

Pressions

La dégradation du milieu est due à des déchets et des EEE (53, 1 % de sol n'est pas dégradé).

Fonctionnalités

La surface d'habitat forestier est plus importante sur le site compensatoire que sur le site impacté (23,95) mais seulement 1 espèce d'avifaune a été identifiée comme nicheuse certaine.

Périmètre élargi (PE)

Comme pour le site de la Véna, le périmètre choisi pour le niveau NG, qui englobe le fond de vallée mais aussi les versants, est retenu comme PE au NH.

Deux indicateurs sur trois ont été renseignés pour le PE (Annexe 12F). Le milieu forestier considéré (couche EUNIS « forêt de feuillus ») est moins fragmenté que dans le PE de Véna, avec un indice de fragmentation de 24,24 (plus la valeur de l'indicateur est faible, plus le milieu est fragmenté par rapport à la surface totale). L'habitat n'est pas présent dans les espaces à enjeu (ZNIEFF) du PE.

3.5.4. Niveau Espèces

Les trois espèces identifiées comme étant à enjeu sur les sites impactés et compensatoires sont évaluées : la couleuvre verte et jaune, le muscardin et la pie grièche écorcheur

Comme précisé auparavant, un certain nombre d'indicateurs n'ont pas pu être renseignés. Ainsi, au niveau NSp, il manque trois indicateurs: la surface de milieu générant des perturbations pour l'espèce, le nombre de micro-habitats (indicateur spécifique pour la couleuvre verte et jaune) et le nombre de couples reproducteur (indicateur spécifique pour la pie grièche écorcheur). Les espèces sont toutes présentes sur la commune.

Les résultats de l'évaluation sont présentés ci-après (Annexe 12G) :

	PS	PE
Couleuvre verte et jaune	La surface de milieu favorable à la couleuvre verte et jaune est environ quatre fois plus importante sur le site compensatoire (4,23 ha répartis en 3 patchs).	Le périmètre est fixé à 100 m autour du site car l'espèce est très peu mobile. La RN constitue un élément fragmentant (0,83 ha). Des milieux favorables sont présents dans le PE (3,06 ha, dont 2,66 ha sont connectés au site). 3 patchs favorables du PE sont connectés entre eux grâce au site.
Muscardin	La surface d'habitat favorable au muscardin est trois fois plus importante que sur le site impacté (23,7 ha) et se réparti sur deux larges patchs.	Le périmètre de 5 km est cohérent avec la capacité de dispersion de l'espèce, il est donc conservé. Comme pour le site de Véna, des milieux favorables sont présents dans le PE (6922 ha) dont la majorité est connectée au site (5085 ha). Cependant, des éléments fragmentant (zones urbanisées) sont présents dans le PE (193,6 ha).
Pie grièche écorcheur	Un large patch d'habitat de 16,4 ha est favorable à la pie grièche. Cette zone est favorable à la fois au nourrissage et à la reproduction.	Le périmètre de 5 km est cohérent avec la capacité de dispersion de l'espèce, il est donc conservé. Une surface de 40 ha d'habitat favorable est présente dans le PE, mais il n'y a pas de continuité entre ces zones et le site.

3.6. Prédiction de l'effet des mesures compensatoires

Comme pour le site de Véna, la valeur des indicateurs est prédite à CT (juste après la mise en place des MC, dans notre cas 2 et 3 ans après la mise en place des premières MC) et LT (une quinzaine d'années dans notre cas ce qui correspond à la durée du plan de gestion des sites). Dans le cas présent, les données issues des suivis réalisés sur le site en 2014 et 2015 ont été utilisées pour calculer les gains à CT. Dans ce cas précis, les prédictions à CT sont donc en réalité des valeurs réelles, et les prédictions sont faites seulement à LT (Annexe 13).

Les mesures compensatoires envisagées sont de diverses natures et visent plusieurs milieux. Elles sont détaillées ci-après selon les caractéristiques de perturbations (identifiées au Chapitre 3) :

Mesures compensatoires	Durée	Intensité	Portée spatiale
Renaturation globale par retrait des restes industriels et urbains et gestion des EEE	Permanent et Temporaire court durée	Modification de plusieurs compartiments des écosystèmes (flore, sol)	Ponctuel de faible surface
Conservation et restauration des boisements de pente et des boisements frais à hygrophiles	Permanent	Modification d'un compartiment des écosystèmes (flore)	Ponctuel de surface importante
Restauration et gestion des pelouses sèches et des prairies permanentes	Temporaire courte durée	Modification d'un compartiment des écosystèmes (flore)	Ponctuel de surface importante
Restauration et création de milieux aquatiques	Temporaire longue durée	Modification de plusieurs (voir tous pour la création) compartiments des écosystèmes (flore, sol, hygrogologie)	Ponctuel de faible surface

Renaturation d'une zone humide	Temporaire longue durée	Modification de plusieurs compartiments des écosystèmes (flore, sol, hygrologie)	Ponctuel de faible surface
Restauration de haies vives	Permanent	Modification d'un compartiment des écosystèmes (flore)	Linéaire
Favoriser les boisements riches en arbres à cavités et bois mort	Permanent	Modification d'aucun compartiment des écosystèmes (évolution naturelle)	Ponctuel de surface importante
Maîtriser le dérangement lié à la fréquentation	Temporaire longue durée	Modification d'un compartiment des écosystèmes (comportement humain)	Ponctuel de surface importante

La dynamique des milieux naturels a été évaluée lors de l'état initial, dans le plan de gestion des sites compensatoires réalisé par le BE Mosaïque Environnement. Les milieux forestiers sont assez hétérogènes avec des zones plus vieillissantes que d'autres. Globalement, seule une aulnaie est très jeune et encore arbustive (dont l'état de conservation est jugé moyen), les autres milieux forestiers sont plus matures. La plupart des milieux ouverts s'enrichissent par manque de gestion, et une pelouse est en mauvais état de conservation (petite surface et enrichissement). Les zones humides et la zone aquatique ont un état de conservation moyen à cause de déchets sur une partie de ces zones et un embroussaillage qui menace de les faire disparaître. Enfin, les milieux buissonnants se sont pas en trop forte expansion mais sont envahis d'EEE.

A partir de ces éléments et à dire d'expert, les valeurs des indicateurs de chaque niveau (NG, NH et NSp) ont été prédites à long terme (voir le détail en Annexe 13).

3.7. Calcul des gains pour le projet RG

3.7.1. *Court terme*

Au NG (Figure 47), certaines espèces patrimoniales présentes à l'état initial sur l'Île Falcon n'ont pas été retrouvées sur le site lors des inventaires de suivi, d'où les pertes observées pour le critère patrimonialité : perte de 50% de la proportion de faune d'intérêt communautaire (et 25 % pour l'avifaune) et 30 % pour la faune protégée.

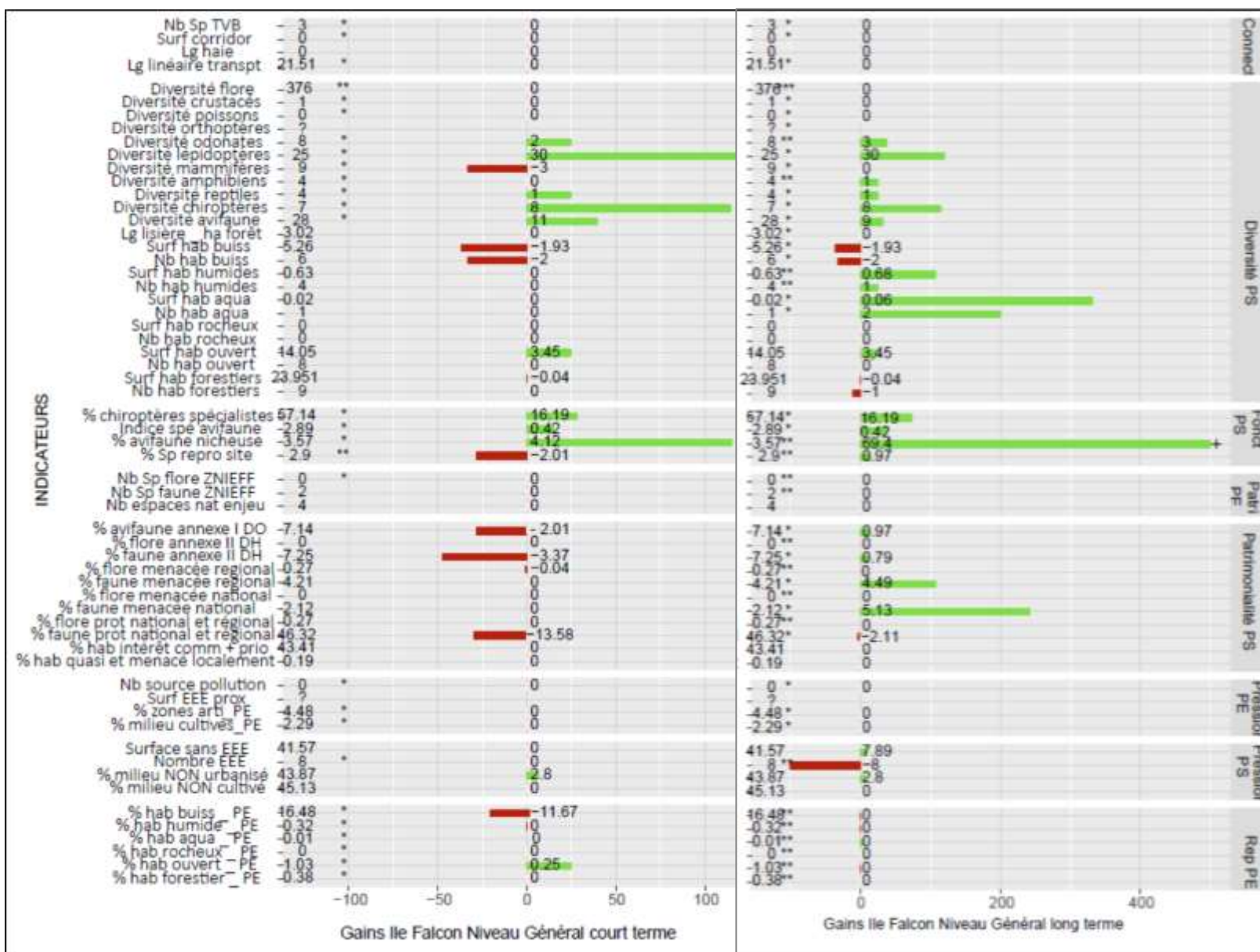


Figure 47 : Sorties graphiques représentant les gains (effet des mesures compensatoires) au niveau Général sur le site de l'Île Falcon à CT et LT

Cela peut être dû à un effort d'échantillonnage moins important. Les inventaires de suivi permettent, en revanche, d'identifier une avifaune nicheuse plus nombreuse (gain de 0,42% de la proportion par rapport au nombre d'oiseaux total). Pour les communautés d'avifaune et de chiroptères : une proportion d'une fois et demie pour l'avifaune et d'un quart pour les chiroptères spécialisés sont inventoriés en plus comparé aux proportions présentes à l'état initial. Les signes de reproduction de l'ensemble des espèces (hors oiseaux) ont été moins retrouvés (perte de 25 % d'espèces se reproduisant sur le site).

La diversité en espèces augmente pour 5 taxons sur 6 avec des gains allant de 25% pour les odonates (2 espèces en plus) à 150% pour les lépidoptères (30 espèces en plus). Les reptiles, les chiroptères et l'avifaune comptent 1, 8 et 11 espèces en plus respectivement.

Les mesures d'ouverture de milieu ont permis de diminuer les zones enrichies (habitats buissonnants) de 1, 93 ha, au profit des milieux ouverts (augmentation de 3, 45 ha). A court terme, aucun autre gain n'est encore visible sur les habitats naturels.

Une partie du site qui était construite a été démantelée (gain de 2,8 ha de zone non urbanisée). La gestion des EEE ne permet pas encore de voir une diminution du nombre d'espèces ou de surface des patchs d'EEE.

Pour l'habitat forestier à enjeu (Frênaie-Erabraie et Frênaie-Charmaie, Annexe 14), aucun gain n'est visible à court terme sur les indicateurs qui ont pu être renseignés. La mesure compensatoire concernant ces milieux consiste en effet à réaliser une gestion conservatoire dont les effets liés à la maturation ne sont visibles qu'à long terme.

Pour les espèces à enjeu (couleuvre verte et jaune, muscardin et pie grièche écorcheur ; Annexe 14), des gains sont visibles seulement pour la couleuvre verte et jaune (gain de 50 % d'habitat favorable grâce aux actions d'ouverture de milieu). La surface d'habitat favorable pour les deux autres espèces reste stable à court terme car les effets des MC ne sont pas encore visibles sur ces milieux (milieu forestier pour le muscardin et milieu ouvert avec buissons épineux pour la pie grièche écorcheur).

3.7.2. Long terme

Au NG (Figure 47), on observe des gains plus importants qu'à CT, avec très peu de pertes. Les pertes s'observent pour les milieux buissonnants qui sont défrichés pour favoriser les milieux ouverts (pas d'évolution par rapport à CT) et sur les milieux boisés constitués d'EEE également défrichés sur 0,04 ha (ce qui enrayer les 8 EEE présentes). La

faune protégée devrait pouvoir recoloniser le site, c'est pourquoi les pertes sont moindres qu'à CT (moins 2,11 % de la proportion par rapport au nombre total d'espèces)

Les MC prévues sur le site devraient permettre une augmentation de la diversité spécifique pour six taxons : gain de une espèce d'odonate et d'amphibien, et jusqu'à 30 espèces de lépidoptères. Une proportion bien plus importante d'oiseaux nicheurs devraient pouvoir trouver les conditions favorables à leur reproduction (gain de plus de 500% de la proportion par rapport au nombre total d'oiseaux). Une augmentation de 0,97% de la proportion des autres espèces devraient également pouvoir se reproduire sur le site.

Le gain de milieux ouverts n'évolue pas par rapport au gain calculé à CT. En revanche, les MC sur les ZH et aquatiques permettent un gain de plus de 100% de la surface pour les ZH et de plus de 250% de la surface pour les milieux aquatiques, en diversifiant de plus les habitats (restauration d'un habitat de ZH et de deux aquatiques en plus de ceux présents à l'EI).

La proportion de faune patrimoniale (d'intérêt communautaire, protégée et menacée) pouvant se maintenir sur le site devrait également être plus importante, avec des gains allant de 25 % pour la faune d'intérêt communautaire, à 250 % pour la faune menacée au niveau national.

Pour l'habitat forestier à enjeu (Frênaie-Erablaie et Frênaie-Charmaie, Annexe 14), la gestion conservatoire devrait permettre une augmentation du nombre d'espèces de chiroptères (plus 9 espèces) et d'avifaune (plus 7 espèces au total et plus 13 espèces nicheuses), ainsi que l'installation d'espèces indicatrices comme des espèces saproxyliques ou des lichens (gain estimé de 5 espèces). La maturation du milieu permettrait certainement d'observer d'autres gains sur les indicateurs qui n'ont pas été renseignés, comme la flore dominantes, les strates de végétation et la qualité du sol.

Pour les espèces à enjeu (Figure 48), des gains visibles à LT s'observent seulement pour la pie grièche écorcheur. Les actions de gestion des prairies permanentes et de restauration de haies vives permettent, en, effet, de rendre favorables à l'espèce 3,45 ha d'habitat en plus. Les gains à LT pour la couleuvre verte et jaune sont les mêmes qu'à CT. Des gains pourraient être visibles pour le muscardin sur des caractéristiques des populations comme l'abondance d'individus ou le taux de reproduction, pour lesquelles la gestion conservatoire des milieux forestiers pourrait être bénéfique. Ces indicateurs n'ont cependant pas été retenus dans le cadre méthodologique (chapitre 2) à cause de leur manque d'opérationnalité.

3.8. Evaluation de l'équivalence du projet RG

La prochaine étape du test du cadre méthodologique consiste à mettre en balance les pertes et les gains pour chaque indicateur, et évaluer l'équivalence pour l'ensemble du site.

3.8.1. Niveau Général (Figure 48)

Le calcul n'a pu être réalisé que sur une partie des indicateurs (ceux pour lesquels les quatre valeurs avant et après impacts ou MC étaient disponibles), plus importante à CT qu'à LT (patrimonialité et fonctionnalité non calculés).

A CT, on observe plus de pertes nettes (29 indicateurs) que de gains nets (8 indicateurs). Cela s'explique par le fait que l'effet des impacts est immédiat et maximal juste après les travaux (et avant plan de « renaturation ») tandis que les MC (ici principalement des mesures de gestion et de conservation) nécessitent du temps pour être pleinement effectives. Ce décalage génère ce que l'on appelle les pertes intermédiaires. Les pertes nettes calculées à court terme donnent un aperçu de l'ampleur de ces pertes intermédiaires.

Ainsi, à CT, le projet a globalement un impact sur la patrimonialité des sites : la proportion d'espèces patrimoniales est diminuée par rapport à l'état initial des deux sites de 0,04 % pour la proportion de flore menacée au niveau régional à 46,38 % pour la proportion de faune protégée. La communauté de chiroptères est également moins spécialiste (moins 49,81 % de la proportion par rapport au nombre total de chiroptères), et la capacité des sites à accueillir des conditions favorables à la reproduction des espèces (particulièrement l'avifaune, moins 23,74 % de la proportion totale des oiseaux) est moindre. On observe également une artificialisation (construction imperméable) nette causée par le projet de 2,75 ha, malgré le démantèlement sur le site compensatoire.

Certains indicateurs montrent, en revanche, déjà des gains nets à court terme : la diversité spécifique d'odonates (plus 2 espèces), de lépidoptères (plus 8 espèces) et de chiroptères (plus 5 espèces) ; la surface de milieux ouverts (plus 3,17 ha) ; et la spécialisation des communautés d'avifaune (plus 0,93 sur l'indice de spécialisation). Ces indicateurs concernent principalement les composantes peu ou pas impactées sur le site de Véna.

A LT (15 ans dans ce cas d'étude), les effets des actions de renaturation du site impacté de Véna et des MC sur le site de l'Île Falcon sont visibles.

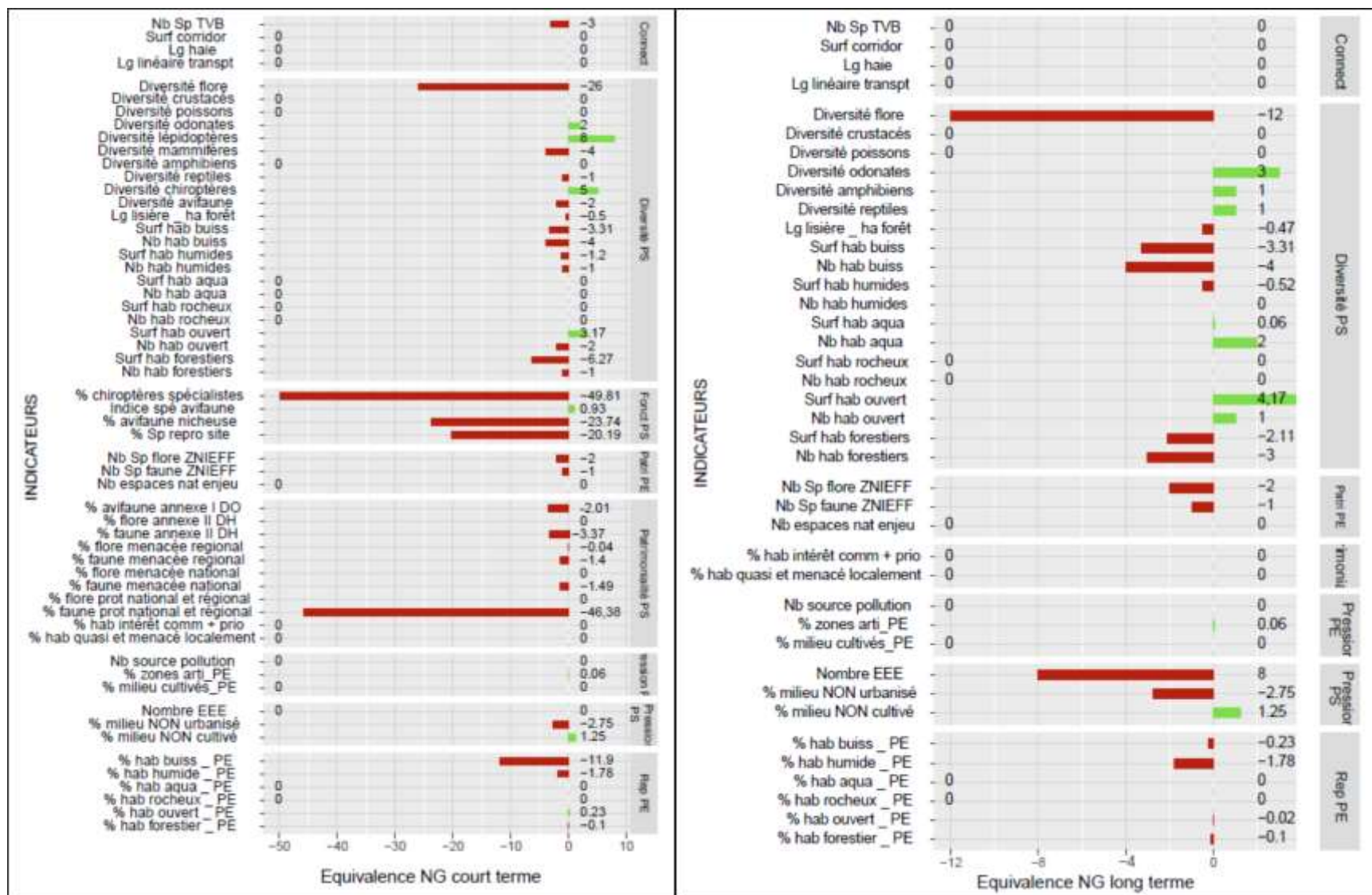


Figure 48 : Evaluation de l'équivalence au NG à court (CT) et long (LT) terme. Chaque indicateur est soit à l'équilibre (aucune barre horizontale), soit il présente une perte nette (barre rouge), soit un gain net (barre verte).

Aux gains nets déjà observés à CT s'ajoutent, avec un taux d'incertitude moyen (c'est-à-dire à condition que les mesures de gestion des milieux ouverts sur les sites perdurent dans le temps et que la restauration des milieux aquatique soit maîtrisée) : une augmentation des surfaces de milieux ouverts (plus 4,17 ha) et de milieux aquatiques (plus 0,06 ha) ainsi que la présence d'une espèce supplémentaire de reptile. La gestion des EEE permet également de faire disparaître 8 EEE. Le taux d'incertitude est cette fois-ci qualifié de fort car la gestion des EEE est complexe.

Il subsiste cependant à LT des pertes nettes : sur la diversité floristique (moins 12 espèces), sur les milieux buissonnants (moins 3,31 ha), sur les zones humides (moins 0,52 ha) et sur les espèces déterminantes des ZNIEFF du PE (moins 2 espèces faune et flore). Les zones humides, même de faibles enjeux, auraient dû faire l'objet d'une étude au niveau NH de par leur statut comme écosystème à enjeu dans la réglementation.

Dans tous les cas, l'atteinte d'une équivalence parfaite indicateur par indicateur est improbable au niveau NG lorsque les impacts et la compensation ont lieu tous les deux sur des milieux naturels. Il est possible, par contre, de s'assurer d'une atteinte de l'équivalence pour les enjeux liés à la biodiversité ordinaire qui avaient été identifiés lors de l'état initiaux des sites, à savoir dans notre cas, les milieux forestiers et les milieux ouverts, les lépidoptères, les communautés d'avifaune et de chiroptères spécialistes des milieux forestiers et les EEE. Nous ne disposons pas pour ce cas d'étude de la totalité des indicateurs, cependant à minima, l'équivalence est partiellement atteinte car des gains nets sont obtenus pour trois des enjeux sur les six identifiés précédemment: les milieux ouverts, les lépidoptères et les EEE (avec un taux d'incertitude plus élevé pour ce dernier). Cependant, l'enjeu sur le milieu forestier, et donc les pertes nettes sur ce milieu, est moins prioritaire que les autres dans le cas du projet RG, car le sud du département de l'Isère dans lequel il se trouve est très boisé (d'après la Doctrine Départementale relative à la mise en œuvre des MC liées aux autorisations de défrichement de la DDT Isère).

3.8.2. Niveau Habitat (Figure 49)

Afin d'apporter un éclairage sur les résultats de l'analyse de l'atteinte de l'équivalence à ce niveau, il est utile de vérifier de la bonne cohérence du type de MC mises en place au regard du type d'impact selon leur durée, intensité et portée spatiale (cf parties sur les prédictions des pertes et des gains) :

	Impacts : défrichement avec décapage du sol	MC : gestion conservatoire du boisement
Durée	Temporaires et permanents	Permanentes
Intensité	modification tous les compartiments des écosystèmes	Modification d'aucun compartiment des écosystèmes (évolution naturelle)
Portée spatiale	Ponctuels de faible surface	Ponctuels de grande surface

A CT, uniquement des pertes nettes sont observées sur l'habitat à enjeu (frênaie avec différentes variantes sur les deux sites) : perte nette de 6,23 ha de cet habitat réparti sur 10 patchs et pertes nettes de faune associée. L'habitat est en effet défriché sur le site impacté tandis que sur site le site compensatoire, le milieu déjà présent est mis en gestion conservatoire.

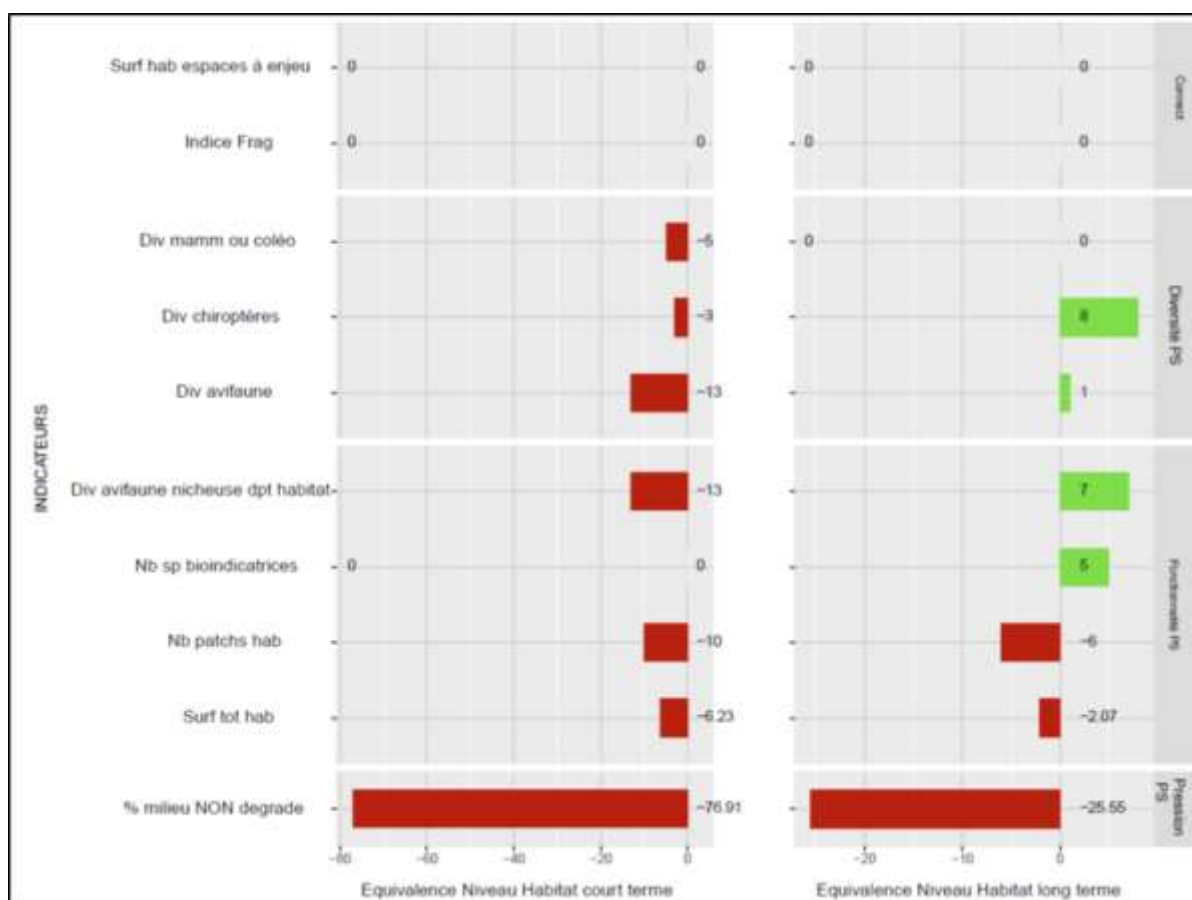


Figure 49 : Evaluation de l'équivalence au NH à CT et LT. Chaque indicateur est soit à l'équilibre, soit il présente une perte nette, soit un gain net.

A LT, cette gestion ainsi que la renaturation du site impacté permet d'observer des gains nets sur la diversité en espèces inféodées à l'habitat (avifaune, chiroptères et coléoptères), et sur la proportion d'avifaune nicheuse (plus 7 espèces). Des pertes nettes sont néanmoins toujours présentes sur la surface d'habitat (moins 2,07 ha), le nombre de

patches (moins 6) et la surface dégradée (moins 25, 55 de la proportion de la surface totale de l'habitat).

En considérant seulement les indicateurs qui ont pu être renseignés, et en considérant que tous les indicateurs d'une composante de biodiversité à enjeu doivent au moins être à l'équilibre, l'équivalence n'est pas atteinte pour ce niveau.

3.8.3. Niveau Espèces (Figure 50)

Pour la couleuvre verte et jaune, les gains nets sont visibles à court et long terme (gain net de 1,9 et 2,9 ha d'habitat favorable respectivement). A CT, les MC de réouverture de milieux enrichis sont mises en place sur une surface plus importante que les surfaces impactées. A LT, les effets des mesures de renaturation du site de Véna viennent s'ajouter à ceux des MC, c'est pourquoi les gains nets sont plus importants. En considérant seulement la surface d'habitat et le nombre de patches favorables, l'équivalence est atteinte pour cette espèce, avec un taux d'incertitude moyen (le comportement de l'espèce est connu et prévisible mais il y a un risque que les milieux restaurés sur le site impacté ne conviennent pas à l'espèce). La présence effective de l'espèce sur les sites restera néanmoins à vérifier lors des suivis prévus.

Pour le muscardin, on observe uniquement des pertes nettes, qui sont moindres à LT qu'à CT (perte nette de 7,81 et 3,45 ha d'habitat favorable respectivement). La renaturation des berges sur le site de Véna permet, en effet, d'amoinrir l'effet des impacts du défrichement du milieu forestier. En considérant seulement la surface d'habitat et le nombre de patches favorables, l'équivalence n'est pas atteinte pour cette espèce. Il serait néanmoins intéressant de vérifier l'impact de cette diminution d'habitat favorable sur les populations de muscardin lors des suivis (avec des relevés d'abondance ou d'occurrence d'individus par exemple), afin de détecter un éventuel effet de seuil.

Enfin, pour la pie grièche écorcheur, des pertes intermédiaires sont prévisibles, avec des pertes nettes observées à CT (moins 1,53 ha d'habitat favorable total et pour la reproduction) mais des gains nets à LT pour deux indicateurs sur trois (plus 1,71 ha de d'habitat favorable total et pour la reproduction) avec un faible taux d'incertitude (Figure 45). Des pertes nettes de patches d'habitat sont prévisibles mais la surface d'habitat favorable étant plus importante à l'issue du projet (impacts et MC) qu'avant sa réalisation. Donc, compte tenu des besoins de l'espèce (milieu ouvert avec accès au sol, pourvu d'arbustes ou de buissons touffus favorables à la nidification ; Lefranc & Saunier 2004) on peut considérer que la perte nette de patches d'habitat n'entrave pas l'atteinte de l'équivalence pour cette espèce. Le maintien de l'espèce sur le

site de l'Île Falcon (qui est déjà présente, mais qui risquerait de ne plus l'être vue la dynamique de fermeture des milieux ouverts) et l'éventuel augmentation de sa population restera néanmoins à vérifier lors des suivis prévus.

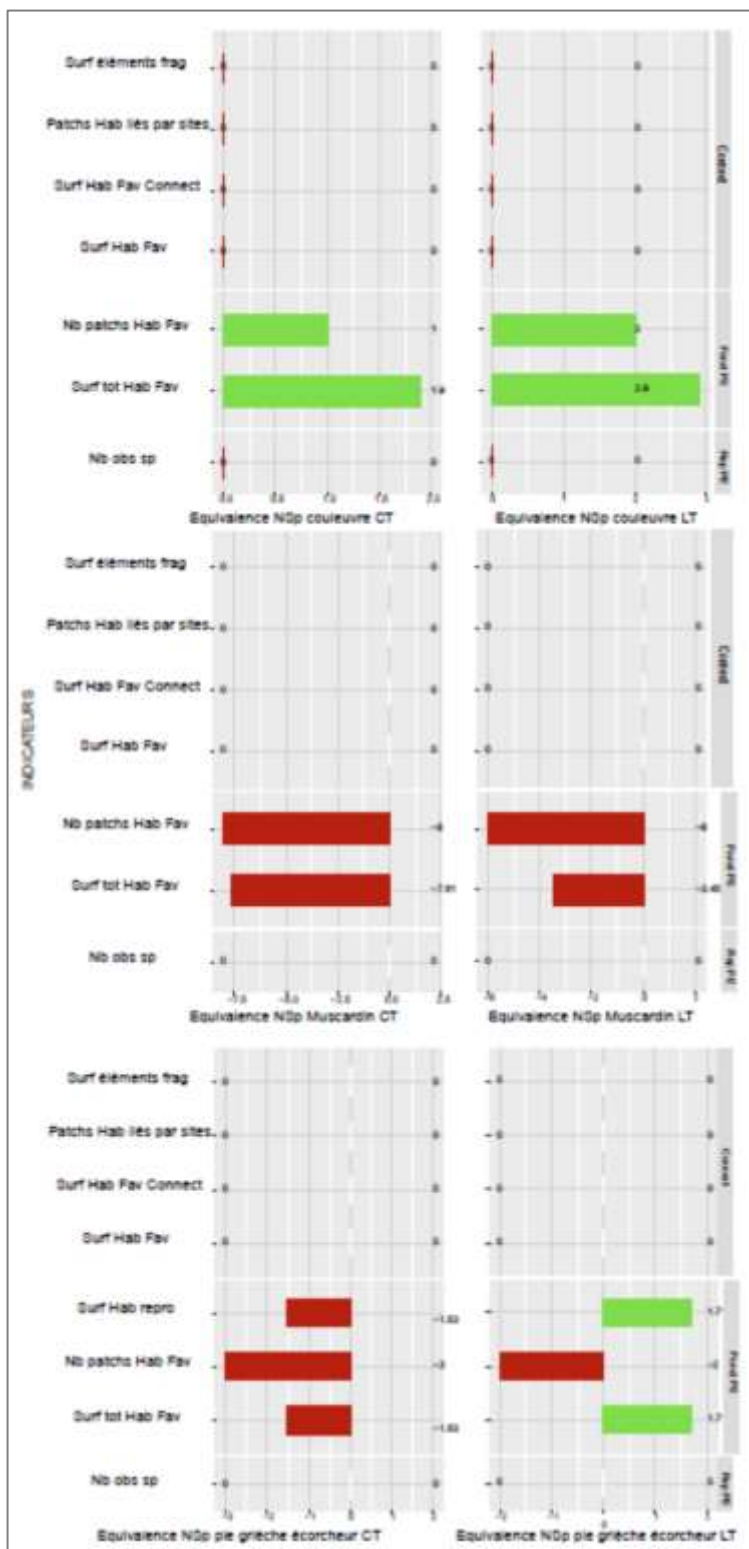


Figure 50 : Evaluation de l'équivalence au NSp (couleuvre verte et jaune, muscardin et pie grièche écorcheur) à CT et LT. Chaque indicateur est soit à l'équilibre, soit il présente une perte nette, soit un gain net.

4. Plus-value et pistes d'amélioration du cadre méthodologique

Le test du cadre méthodologique sur deux projets concrets, le barrage de Tignes et Romanche Gavet, permet de valider le fonctionnement de la version théorique cadre méthodologique. Celui-ci est cohérent avec les pratiques actuelles (évaluation des impacts, des enjeux de biodiversité et des effets des MC) induites par la réglementation et les différents guides existants (le principal étant la Doctrine sur la mise en place de la séquence ERC (CGDD 2013) assurant ainsi son opérationnalité. Le cadre méthodologique s'applique de la même manière pour le site impacté et compensatoire et permet de vérifier que les pertes sur les espèces et habitats à enjeu identifiés sur le site impacté sont compensées de façon équivalente sur le site compensatoire et ce, sans occasionner de pertes sur les espèces et habitats à enjeu déjà présents sur le site compensatoire. Le test permet de montrer la plus-value à utiliser le cadre méthodologique et met en avant des pistes d'amélioration et des perspectives.

4.1. Plus-value

L'utilisation du cadre méthodologique pour évaluer l'équivalence écologique entre les pertes de biodiversité engendrées par les impacts résiduels significatifs d'un projet d'aménagement, et les gains de biodiversité apportés par les MC prévues dans l'objectif d'atteindre le NNL, présente plusieurs avantages mis en lumière par les tests.

Globalement, le cheminement de l'évaluation de l'état initial des sites à l'évaluation de l'équivalence par hiérarchisation des pertes nettes et des gains nets, est clairement détaillé. Le raisonnement suivi peut être facilement évalué, par les services instructeurs notamment. Chaque étape est en effet transparente, même si elles sont plus ou moins standardisées (la prédiction de la valeur des indicateurs et de leur niveau d'incertitude associé est faite « à dire d'expert »). Il y a donc aussi une transparence des points faibles. Comme les évaluations de biodiversité sur le site impacté et compensatoire sont identiques, les mêmes protocoles d'inventaires devraient être utilisés sur les deux sites (ce qui n'a pas été le cas pour le projet RG car deux bureaux d'études différents ont fait les inventaires en suivant des méthodes qui leur sont propres). La collecte de la donnée selon les mêmes protocoles est essentielle pour une comparaison juste de ces deux sites. Actuellement, la réglementation n'impose pas aux maîtres d'ouvrage de faire appel

aux mêmes structures pour les études sur les sites impactés et compensatoires, mais l'usage du cadre méthodologique devrait encourager le recours aux mêmes protocoles.

Le calcul des pertes et des gains sur chacun des sites séparément puis des pertes et des gains nets sur l'ensemble du projet, visualisables avec les sorties graphiques proposées, permet une lecture claire et synthétique des forces ou des faiblesses du projet. Celles-ci sont analysables indicateur par indicateur. L'analyse par groupe d'indicateurs rassemblés selon différents critères (diversité, patrimonialité...) permet d'avoir une vision plus générale si besoin. Le calcul de l'ampleur (valeur relative) des pertes et des gains, en plus de leur valeur absolue permet de relativiser la perte ou le gain par rapport à l'état initial. L'effet des impacts ou des MC peut être important (forte ampleur) mais ne concerner en absolu qu'une faible valeur (surface d'habitat par exemple), et inversement. En considérant les surfaces, par exemple, cela permet de faire la différence entre la destruction totale (100% de la surface) d'une toute petite zone humide (0,3 ha) ou la destruction partielle (20% de la surface) d'un grand massif forestier (100 ha). Cela constitue une base objective autour de laquelle les discussions (entre les parties-prenantes du projet) et les négociations (avec les services instructeurs) peuvent avoir lieu, selon les enjeux de biodiversité liés au projet identifiés en concertation en amont du projet.

Les liens de cause à effet entre les travaux d'aménagement ou les MC et la variation des indicateurs de biodiversité sont explicites au travers de l'étape de prédiction de la valeur des indicateurs. Cela encourage une démarche itérative permettant de modifier les actions prévues dans le but d'une meilleure atteinte de l'équivalence. Ces démarches devraient être favorisées par l'obligation de résultat explicitée dans la loi biodiversité de 2016 (elles sont actuellement peu mises en place) et impliqueraient une mise en place accrue d'un suivi régulier des indicateurs, d'une réévaluation des MC proposées, et donc un cycle itératif de mesure de l'atteinte de l'équivalence écologique. Dans le cas de RG, l'équivalence n'étant *a priori* pas atteinte pour le milieu forestier à enjeu, d'autres actions (restauration d'une Frênaie par exemple) pourraient être envisagées. De plus, la quantification des pertes reflétant l'effet des impacts facilite l'identification des besoins en compensation. Des critères de recherche de site(s) compensatoire(s) sur le(s)quel(s) des MC adaptées en réponse aux pertes peuvent ainsi être utilisés. Dans le cas du barrage de Tignes (pour lequel des MC n'ont pas encore été mises en place), le critère principal de recherche porterait sur une potentialité de restauration de milieu favorable à l'installation et au maintien de la Primevère du Piémont.

La double prédiction à court et long terme s'est avérée utile lors des tests du cadre méthodologique au vu de la différence des résultats obtenus (calcul des pertes, des gains et de l'équivalence) à ces deux pas de temps. Les deux tests montrent que l'effet des impacts est, comme supposé au Chapitre 3, plus important à court terme, tandis que l'effet des MC l'est plus à long terme. Pour le projet RG, l'utilisation de données réelles pour renseigner la valeur des indicateurs après MC à court terme a permis de confirmer cette hypothèse pour ce projet. Une situation dans laquelle les impacts seraient plus importants à LT serait le cas d'une exploitation qui réduit progressivement la biodiversité, en provoquant impacts indirects liés au dérangement par exemple.

Grâce à cette double prédiction, les pertes intermédiaires sont évaluées, ce qui était rarement le cas jusqu'à présent. L'anticipation des impacts par la mise en place de mesures compensatoires avant même la réalisation des travaux sera ainsi encouragée. Si l'anticipation est suffisante, les gains éventuels seront associés à un faible taux d'incertitude (puisque'ils seront déjà mesurables), ce qui valorisera d'autant plus la démarche.

Enfin, l'ensemble des données collectées et nécessaires à l'utilisation du cadre méthodologique peut être stocké et présenté de manière standardisée, comme cela a été fait lors des deux tests sur les cas concrets. Il sera ainsi plus facile d'une part, de comparer les projets entre eux et d'autre part, d'effectuer un suivi du projet, celui-ci n'étant pas nécessairement réalisé par les mêmes structures.

4.2. Pistes d'amélioration

Les tests du cadre méthodologique ont permis d'identifier des pistes d'amélioration de la version théorique développée dans ces travaux de thèse. Ces pistes sont présentées dans l'ordre suivant : celles présumées comme étant réalisables relativement facilement, puis celles qui nécessiteraient des recherches plus poussées.

Tout d'abord, quelques points particuliers sont à noter. Notamment, lors du calcul des pertes ou gains nets pour les diversités d'espèces, le type d'espèce « perdu » ou « gagné » n'est pas pris en compte, de telle sorte que si la même espèce est « gagnée » ou « perdue » à la fois sur le site impacté et compensatoire, elle sera comptée deux fois. Cela a, par exemple, été le cas lors du test sur le projet RG pour le nombre d'espèces de flore. Au total, on observe une perte nette à long terme de 12 espèces mais certaines sont sûrement « perdues » à la fois sur le site impacté et sur le site compensatoire. Le nombre

d'espèces communes aux deux sites devraient donc, dans le cas d'effets similaires des actions sur les deux sites (perte ou gain), être soustrait à la valeur de la perte ou du gain net.

De plus, le nombre total d'espèce flore est assez dur à manipuler, notamment lorsqu'il s'agit de le prédire. Comme il est habituel pour les bureaux d'études de présenter la flore inventoriée par types d'habitats naturels (c'est le cas pour le projet du barrage de Tignes), l'indicateur pourrait être « Nombre d'espèce flore pour chaque type d'habitats naturels » (1^{er} niveau de la classification EUNIS). L'utilisation de cet indicateur serait à tester, pour évaluer le compromis entre la complexité que cela rajoute à l'évaluation et l'apport d'information et la facilité de prédiction que cela engendre.

En l'état actuel, une perte ou un gain de biodiversité ne se reflète pas une diminution ou une augmentation respectivement de la valeur de l'ensemble des indicateurs (c'est le cas pour six indicateurs). Par exemple, une augmentation du nombre d'espèces d'EEE est plutôt associée à une perte de biodiversité. Afin de faciliter la lecture des pertes et des gains, tous les indicateurs pourraient être conçus pour qu'une diminution de la valeur corresponde à une perte (et une augmentation un gain). Une transformation possible serait « 1 – l'indicateur » Cette transformation n'avait pas été réalisée car elle rajoute une étape d'interprétation supplémentaire pour lire la valeur absolue de la perte ou du gain. Il faudrait alors trouver un compromis entre facilité d'interprétation globale et indicateur par indicateur.

Nous avons également identifié un certain nombre de pistes d'amélioration dans les chapitres 2 et 3. Elles concernent :

- l'ajout éventuel d'indicateurs spécifiques de milieux ou espèces pour compléter le spectre de l'évaluation de la biodiversité. Notamment, au-delà d'une surface d'habitat favorable aux espèces, une notion de domaine vital suffisant pourrait être introduite et permettrait d'identifier des seuils au-delà desquels les patchs d'habitat ne sont plus viables (Hill *et al.* 1996; Bender *et al.* 1998; Fahrig 2001). Les bases scientifiques et l'opérationnalité de ces indicateurs seraient à tester tout comme ceux déjà inclus.

- la standardisation de prédictions de la valeur des indicateurs après impacts et mesures compensatoires sur la base des trois critères identifiés pour guider le dire d'expert (type de perturbation, dynamique des milieux et réponse de l'indicateur). Ces aspects sont encore traités à dire d'expert.

- la prise en compte des incertitudes quant aux effets réels des impacts et des MC pour la prédiction des valeurs des indicateurs. Lors des tests du cadre méthodologique, il est apparu difficile de faire le lien entre l'attribution d'un niveau d'incertitude associé à

une perte ou un gain et la conséquence directe que cela pouvait avoir sur l'évaluation de l'équivalence. Les conséquences identifiées s'inscrivent plus dans la démarche itérative accompagnée de suivis ciblés et adaptés: modification des actions pour qu'elles soient moins incertaines, soit en amont du projet, soit lors des suivis des MC.

Une autre piste d'amélioration concerne la hiérarchisation des enjeux pour le niveau NG, lorsque l'atteinte de l'équivalence « indicateur par indicateur » n'est pas possible (ce qui est le cas le plus courant à ce niveau). Celle-ci n'est pas encore cadrée dans la version actuelle du cadre méthodologique qui invite simplement l'utilisateur à faire la démarche d'identifier ces enjeux avec les services instructeurs. Cette hiérarchisation est cependant primordiale car elle permet de déterminer l'atteinte globale de l'équivalence pour ces enjeux, grâce à l'indentification des composantes de biodiversité pour lesquelles les indicateurs devraient être à l'équilibre ou montrer un gain net. Une recherche de critères essentiels à prendre en compte (à l'échelle d'une région par exemple, comme le taux de boisement) pourrait être menée afin d'aider l'utilisateur à réaliser l'évaluation des enjeux. Ces critères pourraient également contribuer à arbitrer des questionnements comme : une amélioration des fonctionnalités d'un habitat est-elle plus (ou moins) bénéfique, dans une situation donnée, que l'augmentation de la surface d'habitat ? Cette situation concerne certainement le milieu boisé de RG (défrichement d'habitat forestier mais gestion conservatoire d'un autre), qu'il conviendrait néanmoins de vérifier en testant cet aspect.

Le test présenté sur le projet RG ne prend en compte qu'un seul site impacté et compensatoire, or en réalité, le projet comprend quatre sites impactés et deux sites compensatoires. Cette situation n'est pas rare, notamment le fait de mettre en place les MC sur plusieurs sites (dû à la contrainte du foncier). Le cadre méthodologique devait donc prévoir des règles pour gérer cette situation. Par exemple, si les sites sont rapprochés (ce qui peut être considéré comme étant le cas pour RG, avec une distance de 3 km entre les deux sites), l'évaluation peut être faite sur l'ensemble des sites comme s'il n'en était qu'un seul. Cela engendre néanmoins une perte de détail de l'information, et il conviendrait de tester ce cas de figure pour en évaluer les conséquences.

Enfin, une piste d'amélioration consiste à inclure au cadre méthodologique le calcul des pertes et des gains par rapport à un scénario de référence. Cette comparaison permet de mieux prendre en compte la dynamique dans laquelle se trouvent les milieux, en évaluant le devenir des sites impactés et compensatoires sans la mise en place du

projet (impacts et MC). Par exemple, on peut supposer que la conservation d'un milieu qui est menacé de dégradation engendrerait plus de gains que la conservation d'un milieu non menacé. De plus, cette comparaison permet de prendre en compte les aléas climatiques naturels qui peuvent influencer le devenir de la biodiversité. Si en l'absence d'impact, par exemple, des phénomènes comme des crues ou des tempêtes risquent d'influencer la biodiversité présente, il semble plus pertinent de calculer les pertes occasionnées par le projet par rapport à cette situation. Cette étape risque d'alourdir le cadre méthodologique mais elle est à présent obligatoire depuis la parution de la loi biodiversité de 2016 (un décret d'application devrait paraître en janvier 2018).

5. Conclusion

Après avoir présenté les différentes phases de la construction du cadre méthodologique standardisé dans les chapitres précédents, celui-ci a été testé sur deux cas concrets. Ces premiers tests ont permis de démontrer en pratique la plus-value du cadre méthodologique qui est utilisable en l'état. Une série d'autres tests, de préférence réalisés par des aménageurs et bureaux d'études pour qu'ils puissent se l'approprier, mais toujours en collaboration avec les scientifiques, serait nécessaire afin de l'améliorer en suivant les pistes identifiées. Le développement de ce cadre méthodologique répond à un besoin provenant des maîtres d'ouvrage de pouvoir disposer d'outils qui leur permettent de suivre la réglementation et les recommandations de la sphère scientifique, dans les contraintes budgétaires, temporelles et techniques qui leurs sont propres. Dans la discussion générale de ce manuscrit, mes travaux de thèse sont mis en perspectives, et des réflexions plus générales sur l'équivalence et la compensation écologique sont présentées.



Discussion Générale

« L'humanité ne se définit pas par ce qu'elle crée, mais par ce qu'elle choisit de ne pas détruire. »

Edward Wilson



©Lucie Bezombes

Les travaux présentés dans ma thèse constituent les différentes parties du développement d'un cadre méthodologique standardisé d'évaluation de l'équivalence adapté au contexte réglementaire et écologique français, dont l'objectif est de combiner trois défis : opérationnalité, bases scientifiques et exhaustivité. Ce cadre méthodologique répond à un besoin de disposer d'outils utilisables dans le contexte de la compensation écologique, qui a été exprimé par EDF, et qui concerne plus globalement tous les maîtres d'ouvrage ayant à concevoir des mesures compensatoires apportant des gains de biodiversité équivalents aux pertes causées par les projets d'aménagement.

Dans cette discussion générale, je reviens tout d'abord sur les principaux apports des travaux de thèse en ce qui concerne l'évaluation de l'équivalence écologique, étape clé permettant théoriquement à la séquence ERC d'atteindre l'objectif de « non perte nette » (NNL). Je formule ensuite des perspectives d'amélioration de l'évaluation de l'équivalence, identifiées compte tenu des aspects qui n'ont pas pu être approfondis ou traités dans les travaux de thèse. Sur la base des connaissances et de l'expérience acquises lors de la réalisation de cette thèse, et en m'appuyant sur la littérature existante, je questionne également l'efficacité de la compensation écologique, et plus largement la séquence ERC pour stopper l'érosion de la biodiversité. Enfin, je propose quelques réflexions allant au-delà du sujet de la compensation, sur les leviers mobilisables pour préserver la biodiversité.

1. Synthèse des apports des travaux de thèse pour l'évaluation de l'équivalence écologique

1.1. Une approche innovante

L'équivalence écologique est une notion qui, malgré son omniprésence dans le contexte de la compensation (présent dans la loi biodiversité de 2016 (Art. L. 163-1- I), dans les lignes directrices de la séquence ERC (Fiche n°15), dans le standard international du BBOP (principe n°4), dans la littérature scientifique; Quétier & Lavorel 2011) reste assez floue. A travers ces travaux de thèse, nous avons tenté d'apporter un éclairage sur la notion d'équivalence et sur la manière de l'évaluer de manière générale. Si cette notion avait déjà été abordée par le BBOP dans le guide « *No Net Loss and Loss-Gain Calculations in Biodiversity Offsets* » (BBOP 2012b), nous proposons, en plus, une application au cas français pour lequel il n'existait jusqu'à présent que des méthodes

adaptées au seul cas des milieux humides (Gayet *et al.* 2016; Mechin & Pioch 2016). Cette attention particulière portée à l'adéquation du cadre méthodologique au contexte réglementaire et écologique français, ne restreint pas pour autant la pertinence de ces travaux au seul contexte franco-français. Le développement du cadre méthodologique standardisé (CMS) est, en effet, généralisable à d'autres contextes dans lesquels il y a une volonté de cadrer davantage l'évaluation des pertes et des gains occasionnés par les aménagements, et la mise en œuvre de la compensation écologique en favorisant une transparence de la démarche.

Ainsi, l'approche suivie consiste à combiner exhaustivité, bases scientifiques et opérationnalité dans le CMS. Si ces trois défis avaient été identifiés dans la littérature comme primordiaux (Evans *et al.* 2015; Gelcich *et al.* 2016; Maron *et al.* 2016), la mise en œuvre de leviers pour les combiner n'avait pas encore été réalisée. Pour ce faire, nous avons approfondi, au travers des différents chapitres, ce qu'implique la prise en compte exhaustive des quatre dimensions nécessaires à l'évaluation de l'équivalence (écologique, spatiale, temporelle et incertitudes) tant d'un point de vue opérationnel (ou pratique) que scientifique.

Ainsi les dimensions écologiques et spatiales impliquent le choix d'indicateurs sur lesquels se base le calcul des pertes et des gains, dont l'importance a été largement reconnue dans la littérature (Bull *et al.* 2013a; Rayment *et al.* 2014; Gonçalves *et al.* 2015). Le CMS contient donc une sélection d'indicateurs nécessaires et suffisants à l'évaluation de la biodiversité dans le contexte règlementaire français, compte tenu des contraintes de mise en œuvre (temps, moyens humains et financiers). Cette sélection intègre, de plus, des indicateurs représentatifs de certaines fonctionnalités (dont la connectivité) peu utilisés jusqu'alors pour évaluer l'équivalence (Bezombes *et al.* 2017), mais pourtant à fort enjeu pour la conservation (Taylor *et al.* 1993; Bruggeman *et al.* 2009; Quintero & Mathur 2011),

La dimension temporelle nécessite une connaissance de la dynamique des écosystèmes, aussi bien naturels que restaurés, qui est notamment essentielle pour juger de la faisabilité des gains potentiels de biodiversité apportés par les MC (Maron *et al.* 2010; Maron *et al.* 2012). La difficulté concernant cette dimension est que les moyens habituellement utilisés pour la prendre en compte ne permettent pas de réduire les pertes intermédiaires de manière effective (avec par exemple des ratios surfaciques sur la base de taux d'actualisation (Moilanen *et al.* 2009; Laitila *et al.* 2014). Elle est donc mobilisée simplement à dire d'expert dans le CMS pour prédire la valeur des indicateurs après impacts et MC, de manière cadrée et transparente.

Les incertitudes peuvent, quant à elles, être réduites grâce à la capitalisation de données issues de retours d'expérience. De tels retours d'expérience ont déjà été réalisés, plutôt sur des projets soumis à une méthode commune (*Rapid Assessment Methods* (Fennessy *et al.* 2007) ; Fish Habitat (Harper & Quigley 2005; Quigley & Harper 2006) mais seraient à généraliser davantage. Le retour d'expérience sur le succès de MC en Isère est un début en ce sens, et permet de se détacher des ratios surfaciques plus ou moins arbitraires (voir § 1.3).

1.2. Une évaluation efficace de l'équivalence

En France, les évaluations écologiques dans les études d'impact se sont globalement améliorées, surtout depuis les lois dites « Grenelles » (Bigard *et al.* 2017). Notamment la plupart des inventaires se font actuellement sur au moins un cycle annuel complet des espèces (Vanpeene-Bruhier *et al.* 2013), ce qui est nécessaire pour utiliser le CMS. Les pratiques restent néanmoins hétérogènes, avec par exemple une évaluation plus importante des espèces menacées par rapport à la biodiversité ordinaire (Regnery *et al.* 2013a), ou une définition de la zone impactée non systématique (Bigard *et al.* 2017). Le CMS, en structurant le déroulement de l'évaluation de l'équivalence, a l'avantage de mieux exploiter les efforts déjà mis en œuvre pour la compensation (récolte de données, identification d'enjeux de biodiversité, prévision de MC adaptées etc.), et de garantir que les informations essentielles sont présentes. De plus, l'utilisation de CMS implique, à quelques exceptions près (renseignement de quelques indicateurs peu utilisés au niveau Habitat par exemple), que des actions habituelles pour les bureaux d'études ou maîtres d'ouvrage.

L'évaluation faite avec le CMS est rendue la plus transparente possible afin, entre autre, que le transfert d'information des experts aux décideurs soit facilité (Arlettaz *et al.* 2010). Les choix, tant lors du développement du CMS que lors de son utilisation, et même lorsqu'ils impliquent du dire d'expert, sont justifiés, lisibles et visualisables. Ainsi, les résultats issus de l'utilisation du CMS constituent une base objective d'aide à la décision concernant l'atteinte ou non de l'équivalence. Les outils scientifiques d'aide à la décision sont recherchés par la sphère opérationnelle, surtout dans le domaine de la conservation (de Bello *et al.* 2010; Billionnet 2013; Maire *et al.* 2013). Il semble, en effet, plus pertinent de proposer un outil reflétant de manière objective l'effet d'actions (ici les impacts et les MC) sur un objet aussi complexe que la biodiversité, plutôt qu'une méthode qui donnerait un résultat tranché plus simpliste (McCarthy *et al.* 2004).

Le CMS favorise donc, et même nécessite, la concertation entre les acteurs impliqués (maîtres d'ouvrage, bureaux d'études, services instructeurs, associations, gestionnaires d'espaces naturels...) n'ayant pas les mêmes intérêts et sensibilités (Martin *et al.* 2016) tout en garantissant une transparence des résultats. D'après mon expérience sur les sites d'étude (Combe Madame, Kembs et Romanche Gavet), la concertation est un élément primordial dans la réussite d'un projet (aménagement et MC associées). La concertation entre les acteurs permet une hiérarchisation des enjeux de biodiversité partagée et pertinente par le regroupement des multiples points de vue sur le territoire des acteurs (Bertrand & Amalric 2017). L'identification des enjeux de biodiversité peut impliquer d'inclure potentiellement des indicateurs qui ne figurent pas actuellement dans la liste déterminée au Chapitre 2, afin de pouvoir évaluer précisément des habitats ou des espèces particulières. Le CMS a aussi cet avantage de rester flexible et adaptable dans un canevas plus fixe.

Enfin, la création d'une interface utilisateur pourra finaliser l'outil et le rendre pleinement opérationnel. Grâce à elle, les calculs et les sorties graphiques seraient automatisés pour une plus grande facilité et rapidité d'application. L'interprétation des résultats obtenus (Chapitre 4) nécessitera tout de même que les acteurs soient formés à l'utilisation de l'outil, afin que les dialogues se déroulent sur une compréhension commune de son fonctionnement et de ses limites. La formation à l'outil ne devrait pas s'étendre sur plus d'une journée, ce qui ne constituera pas *a priori* un frein à son utilisation.

1.3. Des changements de point de vue

Le CMS développé amène un changement de logique par rapport aux méthodes existantes en ce qui concerne les surfaces à compenser. Le fonctionnement des méthodes existantes (Chapitre 1) implique comme principal levier d'atteinte de l'équivalence une variation de la surface sur laquelle sont mises en place les MC, pour contrebalancer des pertes intermédiaires ou des incertitudes quant au succès des MC notamment (Bull & Maron 2016). Dans le cadre méthodologique, les métriques ne sont pas toutes ramenées à des surfaces. L'atteinte de l'équilibre (les gains ont la même valeur absolue que les pertes), ou de gains nets, peut être vérifiée à la fois sur des indicateurs avec des métriques surfaciques (surface de milieu ouvert, d'habitat favorable à une espèce) ou avec d'autres métriques (nombre d'espèce par exemple). L'atteinte de l'équivalence est alors conditionnée par la mise en place de mesures efficaces, non seulement sur une surface suffisante, mais également qui permettent un développement et un maintien

d'écosystèmes fonctionnels. Cela implique d'avantage d'efforts sur la qualité et le suivi des MC, en cohérence avec la réglementation française récente qui fixe une obligation de résultats. Une place plus importante est ainsi laissée à une gestion adaptative et évolutive qui consisterait à prévoir la mise en place d'actions correctives, par rapport aux actions prévues initialement pour atteindre l'équivalence, sur la base de l'analyse des données de suivis (Nudds 1999; Lindenmayer & Likens 2009; Keith *et al.* 2011)

Afin de pouvoir vérifier que les MC influencent bien les fonctionnalités des écosystèmes ciblés, le CMS permet l'évaluation de certaines d'entre elles : la capacité des sites à accueillir le cycle de vie des espèces (zones favorables pour la reproduction, continuités entre habitats favorables) et des communautés de faune spécialistes (avifaune et chiroptères) ; la qualité du sol (dégradation, horizons, mésofaune) ; et quelques aspects de l'état de conservation pour le milieu forestier et les prairies (bois mort, micro habitats, recouvrement de ligneux). Les effets (positifs ou négatifs) du projet sont ainsi mesurables et visibles sur la biodiversité « ordinaire » (support des fonctionnalités ; Hooper *et al.* 2005) encore trop souvent non prise en compte dans les évaluations (Moreno-Mateos *et al.* 2015). L'évaluation de l'équivalence n'est pas faite uniquement sous le prisme des espèces ou habitats protégées. Cela permet de réenvisager l'aspect englobant de la réglementation française, qui ne restreint pas théoriquement la compensation à certaines composantes mais bien à l'ensemble de la biodiversité.

1.4. Des nuances apportées à l'objectif de *No Net Loss* (NNL)

Les réflexions menées au cours de la thèse permettent également de nuancer l'objectif de la « non perte nette » (NNL) de biodiversité. Cet objectif est affiché dans de nombreuses politiques de compensation (Madsen *et al.* 2010), mais plusieurs auteurs questionnent sa faisabilité, et même le message trompeur qu'il peut porter (Gibbons & Lindenmayer 2007; Gardner *et al.* 2013; Quetier *et al.* 2014; Bull & Brownlie 2015). Le NNL est, en effet, à la fois ambitieux (il laisse penser qu'un projet d'aménagement peut-être parfaitement neutre pour la biodiversité) et peu clair (NNL de quoi ? pour qui ? pour combien de temps ? Maron *et al.* 2016). L'atteinte de l'équivalence écologique est une condition théoriquement pour répondre à l'objectif du NNL (avec l'additionnalité des MC, leur pérennité...). Or, nous avons pu constater qu'une hiérarchisation des enjeux est nécessaire pour déterminer si l'équivalence est atteinte, car un projet induit des pertes et des gains nets de biodiversité. Dès lors que l'on a des actions (impacts ou MC) sur la biodiversité, des composantes sont favorisées aux dépens d'autres (milieux ouverts par rapport aux milieux forestiers par exemple). A plus large échelle, on observe que les

changements d'occupation du sol provoquent une augmentation de la diversité d'avifaune mais une diminution des espèces spécialistes par rapport aux généralistes (Figure 51). De plus, selon les indicateurs sélectionnés pour représenter la biodiversité, un projet pourrait induire plus de pertes nettes avec certains indicateurs ou plus de gains nets avec d'autres. Dans un tel contexte, il semble pertinent de préciser, en amont de chaque projet, pour quels aspects de la biodiversité le NNL doit être atteint (Bull *et al.* 2016) : est-ce pour la biodiversité liée aux milieux forestiers ? Pour le maintien des populations de lépidoptères ? Pour la capacité d'une zone à remplir des fonctions de continuité écologique pour certains groupes taxonomiques ? Cela implique que l'équivalence soit atteinte sur les métriques correspondantes, selon les règles proposées au Chapitre 4. Ainsi, l'ensemble des actions de compensation d'un territoire peuvent permettre de maintenir des conditions favorables au maintien de la biodiversité.

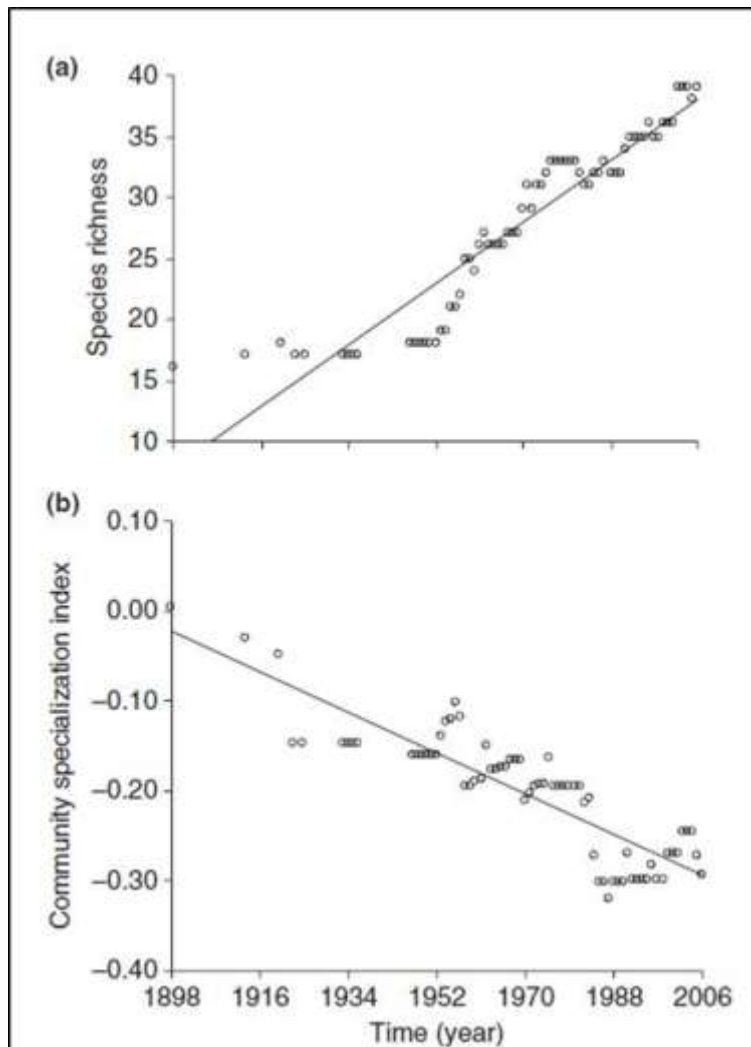


Figure 51 : Evolution temporelle entre 1898 et 2006 de a) la richesse spécifique et b) l'indice de spécialisation des communautés d'avifaune sur l'île d'Ouessant (Kerbiriou *et al.* 2009).

2. Perspectives d'amélioration de l'évaluation de l'équivalence écologique

L'évaluation de l'équivalence est un vaste sujet, et malgré les apports du CMS dans son état actuel discutés précédemment, certains points non traités ou approfondis dans ces travaux de thèse mériteraient d'être améliorés pour une meilleure évaluation de l'équivalence. Je m'efforce, dans ce paragraphe, de proposer des pistes d'amélioration réalistes et concrètes, en distinguant celles qui relèvent de recherches scientifiques, et celles qui relèvent d'actions pratiques.

2.1. Perspectives scientifiques

L'amélioration de l'évaluation de l'équivalence est un point qui a déjà été abordé dans la littérature (Evans *et al.* 2015; Gelcich *et al.* 2016) mais rarement de manière très précise. Les travaux menés pour développer le cadre méthodologique ont permis de cibler trois points détaillés ci-après, pour lesquels des travaux de recherches pourraient être menés.

2.1.1. *Comprendre les flux d'espèces entre site impacté et compensatoire*

Dans le CMS, les pertes et des gains concernant la faune se mesurent en termes de présence ou absence des espèces (par groupe taxonomique) ou des individus (couples d'oiseaux reproducteurs par exemple). Si deux espèces, ou individus d'une même espèce, sont impactés par le projet d'aménagement (et donc considérés comme « perdus ») et que les deux mêmes espèces ou nombre d'individus recolonisent le site compensatoire suite aux MC mises en place, l'équilibre est atteint pour les indicateurs concernés. Or, le flux d'individus dans une matrice paysagère et l'impact sur les populations présentes est complexe (Den Boer 1981; Turner 1989) et généralement mal connu. Quelles conséquences la fuite ou le transfert volontaire des espèces du site impacté vers d'autres habitats favorables à proximité peut-elle avoir ? Des effets de compétition avec les populations présentes pourraient avoir lieu suite à l'atteinte de la capacité de charge¹⁵ des habitats favorables (Huston 1979). Au contraire, des habitats peu colonisés pourraient accueillir les individus fuyant les zones impactées. De plus, la philopatrie de certaines

¹⁵ Equilibre atteint lorsque le taux de croissance instantané d'une population devient nul. Il correspond à la saturation de l'habitat par l'espèce dans des conditions données de ressources (Couvét & Teyssède-Couvét 2010).

espèces, comme les amphibiens (Semlitsch 2008), complique les déplacements d'espèce d'un habitat favorable à l'autre.

Ainsi, non seulement les impacts causés par les aménagements réduisent alors la surface d'habitat disponible, mais également des effets négatifs induits peuvent se produire sur les zones favorables alentours. Sur le site compensatoire, on peut également se demander d'où viennent les individus bénéficiant des MC. Les populations alentours migrent-telles vers le site compensatoire qui leur est plus favorable (il n'y aurait pas alors de gains) ? Ou alors cette augmentation de conditions favorables permet-elle aux populations de mieux se développer (meilleure reproduction et augmentation d'individus) et ainsi coloniser plus d'espace ?

Afin de répondre à ces questions, les mouvements d'individus suite aux impacts ou MC pourraient être mieux étudiés. Les indicateurs de connectivité évalués dans le périmètre élargi donnent un premier aperçu de la possibilité de déplacement de la faune *via* des corridors écologiques, mais restent assez généraux. Il pourrait être intéressant d'utiliser des méthodes de Capture Marquage Recapture (CMR), ou de traçage par GPS sur quelques groupes taxonomiques sur les sites impactés et compensatoires afin de mieux comprendre les migrations d'individus entre ces deux sites. Pechmann *et al.* (2001) ont, par exemple, étudié les communautés d'amphibiens sur des mares créées en compensation de mares détruites. L'ADN environnemental pourrait aussi être utilisé pour accéder à des informations sur la connectivité entre plusieurs populations d'une même espèce et sur leur structuration spatiale. Ces résultats pourraient particulièrement aider à la localisation du site compensatoire (Kiesecker *et al.* 2009). Cette problématique est d'autant plus pertinente pour les espèces migratrices (Bull *et al.* 2013b), pour lesquelles les enjeux de déplacement sont au centre de leur conservation. Idéalement, le site compensatoire devrait pouvoir accueillir les populations ayant fui (ou ayant été transplantées depuis) le site impacté sans que leur mouvement ou présence ne déséquilibre d'autres populations. Ceci semble néanmoins peu probable et questionne les approches centrées sur les espèces.

2.1.2. Identifier les implications d'une équivalence en "like for like" ou "out of kind"

L'évaluation de l'équivalence proposée dans ces travaux de thèse est plutôt orientée « *like for like* » (LfL), c'est-à-dire que les mêmes composantes de biodiversité sont concernées par les impacts et les MC. Les habitats ou espèces identifiés comme étant à enjeu et qui sont évalués aux Niveaux Spécifiques, doivent en effet bénéficier des MC

s'ils sont impactés. Cela s'inscrit dans la réglementation française qui vise à conserver certains habitats et espèces de par leur protection. Pour la biodiversité « ordinaire » (non patrimoniale) évaluée au Niveau Général, la réglementation est moins claire. Les projets qui démontrent des gains nets pour la biodiversité ordinaire sur des composantes autres que celles impactées (pour lesquelles il y a donc des pertes nettes) peuvent être acceptés (cf Romanche Gavet, l'équivalence devant tout de même être atteinte pour les composantes à enjeu). Dans ce cas, l'équivalence est évaluée « out of kind » (OoK), comme en Allemagne, où des « biotopes » différents peuvent avoir la même valeur et être « échangés » dans le processus de compensation (Darbi & Tausch 2010; Wende *et al.* 2012). Tout est une question de hiérarchisation des enjeux : cherche-t-on à conserver certaines composantes ? Ou bien cherche-t-on à préserver un maximum de diversité sans se concentrer sur certaines composantes ? Ces questions soulèvent des débats scientifiques, notamment dans le cadre des changements globaux sur les critères à choisir (par exemple phylogénétiques ; Isaac *et al.* 2007; Volkman *et al.* 2014) pour conserver le potentiel évolutif de la biodiversité (Vane-Wright *et al.* 1991).

Il serait ainsi pertinent de mener des recherches, pour lesquelles des axes sont donnés ci-après, pour approfondir ce qu'implique une évaluation de l'équivalence en LfL ou OoK (ou une possible combinaison des deux comme c'est le cas pour le CMS) pour la préservation globale de la biodiversité. D'un côté, le LfL assure potentiellement le maintien de composantes rares, menacées qui risqueraient de disparaître si elles sont impactées à répétition sans compensation. D'un autre côté, le OoK est plus flexible et permet de concentrer les efforts de conservation sur les composantes qui en ont « le plus besoin », même si elles ne subissent pas d'impacts (Habib *et al.* 2013). Les deux approches ont leurs avantages et limites qu'il conviendrait de clarifier. Des pistes à explorer pourraient être : à quelle échelle spatiale (région, pays ?) la compensation OoK est-elle la plus pertinente ? Quels critères pourraient représenter le facteur commun pour le OoK si ce n'est pas la conservation d'espèces ou d'habitats ?

Concernant ce dernier point, une orientation vers les fonctionnalités des écosystèmes (au-delà de celles seulement ciblées pour une espèce ou un milieu particulier comme cela est proposé dans le cadre méthodologique), semble compatible avec une approche OoK, d'autant plus que leur évaluation est préconisée dans la littérature (Regnery *et al.* 2013b) et par le Ministère en France (CGDD 2013). Les fonctionnalités des écosystèmes sont plus liées à la présence de certains traits¹⁶ des organismes ou des

¹⁶ Un trait est une propriété d'un organisme bien définie et mesurable, mesurée habituellement à l'échelle de l'individu, et utilisée comparativement pour plusieurs espèces. Un trait fonctionnel est un trait qui influence fortement

communautés (faune et flore) qu'aux organismes en eux même (Lavorel & Garnier 2002; Hooper *et al.* 2005; McGill *et al.* 2006). La compensation de milieu fonctionnel implique donc en premier lieu une identification des différentes fonctionnalités permettant au milieu de se maintenir dans le présent, et d'avoir la capacité de se maintenir dans le futur (Pavoine *et al.* 2017) ; et dans un second temps une évaluation des traits liés à ces fonctions (par exemple, caractéristique des réseaux trophiques, capacités de dispersion, taux de fécondité...). L'évaluation de l'équivalence en considérant ces métriques ne cible donc pas d'espèces ou de milieu particulier. Une réflexion pourrait être menée, de plus, pour trouver des intermédiaires entre une évaluation de l'équivalence totalement basée sur les fonctionnalités, qui serait plus englobante en prenant en compte l'écosystème dans son ensemble, et une évaluation principalement basée sur des habitats ou espèces à enjeu.

2.1.3. Déterminer la biodiversité non compensable

Enfin, une amélioration de l'évaluation de l'équivalence consiste à déterminer les situations où il n'est, en réalité, pas possible de l'atteindre. Il semble en effet plus pertinent que le maître d'ouvrage ait les moyens de savoir ce qui lui serait potentiellement possible de compenser de manière équivalente ou non. Cela impliquerait l'établissement de critères pour déterminer la biodiversité « non compensable », ou encore « unique » ou « irremplaçable » (Cadotte & Jonathan Davies 2010), c'est-à-dire pour laquelle on considère que l'équivalence entre pertes et gains ne pourra pas être atteinte (BBOP 2012a), et donc qu'il ne faut pas impacter. Les raisons généralement avancées pour justifier cette considération sont d'ordre temporel : lorsque des milieux s'étant formés sur des centaines d'années (les tourbières sont généralement citées) sont détruits, des gains équivalents en terme de structure, composition et fonction du milieu ne peuvent pas être observés sur la durée habituelle d'un projet de compensation (Maron *et al.* 2010), estimé à une trentaine d'année (pas de temps déjà considéré « long terme » dans cette thèse).

Dans ce cas, à partir de quel temps de formation de l'écosystème doit-on considérer qu'il n'est pas compensable ? D'une manière générale, sur quels aspects les critères seuils peuvent-ils être choisis pour que cela bénéficie au mieux à la préservation de la biodiversité ? Est-ce que ces critères doivent-êtré définis dans l'absolu (tous les milieux en évolution depuis plus de 100 ans ne sont pas compensables) ou selon les conditions dans lesquelles se place l'évaluation de l'équivalence ? Par exemple, en-deçà d'un certain seuil d'occupation de l'écosystème dans un périmètre donné, on peut le

la performance de l'organisme (traduit de l'anglais ; McGill *et al.* 2006). Exemples de traits : masse du corps, taille des œufs, largeur des feuilles.

considérer comme non compensable en argumentant que des pertes intermédiaires engendreraient une disparition totale de cet écosystème qui aurait alors plus de mal à être compensé sans la présence de la faune et de la flore caractéristiques à proximité.

Une notion qui pourrait être utilisée comme critère pour déterminer le caractère non compensable de la biodiversité est la vulnérabilité (Noss *et al.* 2002; De Lange *et al.* 2010). Elle est liée à la dette d'extinction des espèces, qui concerne des espèces qui n'ont pas encore disparues, mais pour lesquels les conditions actuelles ne permettent déjà plus leur maintien, et donc qui sont vouées à l'extinction (Tilman 1994). La vulnérabilité est définie par Pressey *et al.* (1996) comme étant « *la probabilité ou l'imminence de la perte de biodiversité causée par des processus de menace actuels ou imminents* » (traduit de l'anglais). Hoekstra *et al.* (2005) ont identifié des écorégions plus ou moins vulnérables selon la proportion d'habitat naturel converti en milieu artificialisé (urbanisation, cultures intensives) et celle protégée (réserves naturelles, parcs nationaux...). Ce genre de calcul pourrait être réalisé à un niveau plus local (national ou régional par exemple) afin de déterminer si les milieux concernés par les impacts sont vulnérables. Il resterait à définir un seuil du ratio converti/protégé à partir duquel les milieux sont considérés trop vulnérables et donc non compensables. La vulnérabilité pourrait aussi être évaluée pour une composante de biodiversité donnée par rapport au type de perturbation (Pereira *et al.* 2004). Par exemple, la vulnérabilité d'une communauté de lépidoptères à des pratiques de fauche. Cela nécessiterait cependant de connaître des caractéristiques de la population assez précises (taux de croissance et de mortalité notamment).

Par itération, la détermination de biodiversité non compensable est finalement plus un outil à mobiliser dès la phase de l'évitement des impacts. En effet, si des composantes de biodiversité ne sont considérées comme non compensables, elles ne doivent pas subir d'impacts résiduels, et donc être évitées.

2.2. Perspectives pratiques

De même que pour les axes de recherches, le développement du cadre méthodologique a permis de cibler trois points, détaillés ci-après, pour améliorer les études environnementales et la mise en place des MC dans la pratique.

2.2.1. *Une optimisation de l'utilisation des données récoltées*

L'évaluation de l'équivalence nécessite de nombreuses données : pour le remplissage des indicateurs à l'état initial des sites, pour la prédiction de la valeur des

indicateurs (données sur le type de perturbation et la dynamique des milieux), pour attribuer un niveau d'incertitudes (retours d'expérience) aux pertes et gains estimés, pour hiérarchiser les enjeux de biodiversité... L'utilisation des données étant à la base de toute évaluation, il est primordial qu'elles soient accessibles. Actuellement, la collecte des données est hétérogène dans les études environnementales, car elle se fait au cas par cas, et les données ne sont pas organisées et archivées de manière à pouvoir être mobilisées rapidement et facilement, que ce soit par les acteurs de la compensation, ou par les chercheurs souhaitant réaliser des retours d'expérience. En France, grâce à la loi « biodiversité » de 2016, qui prévoit une remontée et une géolocalisation des données brutes issues des études d'impact et du suivi des MC, l'archivage et l'accès des données devraient peu à peu être mieux organisés. L'accès aux données issues d'études scientifiques pour les maîtres d'ouvrage et les bureaux d'études est un enjeu particulièrement important pour les retours d'expérience et la connaissance de la dynamique des milieux (Knight *et al.* 2008; Arlettaz *et al.* 2010). De plus, les citoyens, au même titre que les experts, pourront avoir accès aux données environnementales (en lien avec la Convention Aarhus du 25 juin 1998 et la Directive INSPIRE, 2007/2/CE du 14 mars 2007).

Concernant le caractère transparent de la provenance des données, le Décret n° 2011-2019 du 29 décembre 2011 portant réforme des études d'impact des projets de travaux, d'ouvrages ou d'aménagements, impose une traçabilité de la méthodologie utilisée. Malgré les divers guides existants (par exemple ceux du SPN ; Legros *et al.* 2016), cela ne garantit pas pour autant une collecte de données harmonisée et de qualité. L'utilisation d'outils standardisés, tel que le CMS, peut permettre une harmonisation du type de données collectées, ainsi qu'une meilleure utilisation et interprétation. La quantité et la qualité des inventaires à mettre en place pourraient, en revanche, être améliorées *via* la création de standards (Geneletti 2002).

2.2.2. Un recours accru à l'ingénierie écologique

Un autre levier d'action pour améliorer l'évaluation de l'équivalence consiste en une meilleure maîtrise des potentialités de l'ingénierie écologique (quelles actions pour quels effets dans quel contexte ?). Selon Frascaria-Lacoste (2010) l'ingénierie écologique est « *l'aménagement d'un territoire, en passant par la gestion d'écosystèmes existants (gestion courante, restaurations, réhabilitations, dépollutions de sites) jusqu'à la création ou la reconstruction de nouveaux écosystèmes* ». « *Il s'agit de la manipulation du vivant (individus, populations, écosystèmes) par l'homme qui en utilise les compétences tout en*

les respectant. » Les mesures compensatoires font donc appel à l'ingénierie écologique, qui peut être vue comme une discipline mêlant tests pratiques sur les écosystèmes et recherche scientifique associée (Gosselin 2004; Frascaria-Lacoste 2010).

La mise en place de MC suivant les principes de l'ingénierie écologique permettrait d'alimenter de manière empirique des théories de l'écologie appliquée, qui pourraient en retour être utilisées sur le terrain (Mitsch & Jørgensen 2003). L'enjeu serait ainsi d'agréger les données issues d'une multitude de cas d'étude. La connaissance plus fine des conséquences des actions proposées en guise de MC a des répercussions positives sur la fiabilité du calcul des gains, réduisant ainsi les sources d'incertitude associées. Les pertes intermédiaires pourraient également être réduites en anticipant la mise en place des MC pour qu'elles aient apporté les gains souhaités au moment des impacts.

Les sites d'étude de la thèse (Annexe 5) seraient déjà de bons terrains pour ces tests. En effet, sur le site de Kembs, une mosaïque d'habitats a été recréée (renaturation d'un paléo-chenal du Rhin, plantation de roselières et de prairies sèches, création de mares phréatiques...) à partir d'un site pauvre en biodiversité (terre agricole). On peut s'attendre à des gains importants, mais sur quels aspects ? Avec quelle temporalité ? A l'inverse, sur le site de Combe Madame, des actions d'ouverture de milieu et de gestion par pâturage sont mis en place sur un site avec de fort enjeux de biodiversité, qui pourrait être géré pour favoriser une plus grande diversité (forêt d'épicéas homogène et dense, pas de reproduction du tétras lyre...). Dans ce cas, des actions moins intenses que celles mises en place sur Kembs permettent-elles de redonner au milieu la dynamique souhaitée ? Pour aller plus loin, la mesure dans laquelle le recours à des changements de pratiques (agricole, sylvicole ou même piscicole) peuvent apporter des gains de biodiversité équivalents à des impacts sur les milieux concernés serait à étudier d'avantage (voir la thèse de Kevin Barré au MNHN sur le changement des pratiques agricoles comme compensation des impacts liés aux éoliennes).

2.2.3. *Vers une approche territoriale de la compensation*

Les travaux de thèse font ressortir certaines limites à l'évaluation de l'équivalence projet par projet, visibles notamment lors de la prédiction des effets des impacts ou des MC au niveau du Périmètre Elargi (PE). La répercussion des actions menées sur les sites impactés et compensatoires est estimée dans le cadre méthodologique avec les indicateurs du PE, mais le manque de connaissance des projets entrepris par d'autres maîtres d'ouvrage rend difficile l'évaluation des effets d'un projet par rapport aux autres. Une

vision territoriale des projets et des MC associées permettrait de mettre en évidence les impacts cumulés des différents projets d'aménagement (Halpern & Fujita 2013; Whitehead *et al.* 2017), ainsi que les bénéfices cumulés qu'il serait nécessaire d'obtenir avec les MC. Chaque impact peut avoir de faibles effets sur la biodiversité, et donc engendrer un besoin en MC modéré, mais l'ensemble des impacts peut lui générer des pertes importantes (Theobald *et al.* 1997), en dépassant des seuils de surfaces favorables minimum pour une espèce par exemple (Nitschke 2008). De même, un effort de mutualisation des MC à des localisations les plus adaptées (connexion de zones réserve de biodiversité) pourrait être envisagé à une échelle territoriale (Thompson 2011).

Selon Moine (2007), le terme « territoire » peut être défini comme « *un système complexe dont la dynamique résulte de boucles de rétroaction qui lient un ensemble d'acteurs et l'espace géographique qu'ils utilisent, aménagent et gèrent* ». Selon cette définition, un pays comme une commune peuvent être qualifiés de territoires. Il conviendrait donc d'abord de définir à quelle échelle il pourrait être pertinent d'évaluer l'équivalence. Elle pourrait être déterminée administrativement (communes, départements...), ou bien selon des caractéristiques environnementales (bassin versant, vallée, plateau...). Il faudrait ensuite déterminer comment l'évaluation de l'équivalence peut être articulée à cette échelle : qui aurait la responsabilité de l'évaluer ? Quelle serait la part de chaque maître d'ouvrage ? Ces mêmes questions d'échelles s'étaient déjà posées pour les évaluations de l'état de conservation des espèces et habitats (réalisés au début à l'échelle mondiale) dont les évaluations ont été plus régionalisées pour être en adéquation avec les politiques de conservation.

L'approche territoriale peut favoriser le recours à des sites naturels de compensation, qui mutualisent plus facilement des mesures compensatoires sur de larges surfaces en pérennisant les gains apportés (Bean *et al.* 2008; Dutoit *et al.* 2015). Dans tous les cas, une échelle territoriale intermédiaire (communauté de communes, département, petite région), semble pertinente dans le contexte général de la compensation (Bigard *et al.* 2017). La planification au niveau d'un territoire ouvre la possibilité d'une identification des zones à éviter et des zones potentiellement utilisables pour la compensation (avec un fort potentiel de gain ; MEB 2016), facilitée par l'outil GéoMCE développé par le Ministère de la Transition Ecologique pour géolocaliser les MC.

3. La séquence ERC, un outil efficace pour lutter contre l'érosion de la biodiversité ?

La vérification de l'équivalence écologique est une étape indispensable pour potentiellement atteindre l'objectif du>NNL lors de la mise en place de la séquence ERC, et particulièrement de la dernière phase de compensation. Le développement du cadre méthodologique apporte des éléments pour une évaluation de l'équivalence standardisée, partagée et pertinente, et nous a permis également d'identifier des pistes qui resteraient à améliorer. Malgré cela, on peut s'interroger sur la réelle possibilité, d'un point de vue théorique, pour la compensation écologique de remplir son rôle de lutte contre l'érosion de la biodiversité (Maris 2016). La compensation a, en effet, été beaucoup critiquée (Billet 2006; Walker *et al.* 2009; Curran *et al.* 2013, 2015) et n'a pas toujours été bien mise en œuvre. Il est vrai qu'au début de son implémentation en France (qui s'est faite progressivement au fur et à mesure que la réglementation précisait sa mise en œuvre, voir Annexe 1), les acteurs impliqués avaient peu de recul (seuls les Etats Unis étaient en avance dans le domaine) et ne disposaient pas d'outils. A présent, un nombre conséquent et croissant d'études scientifiques sur la compensation, dans des disciplines diverses (écologie, économie, droit, sociologie...) et concernant toutes les régions du monde existent (Calvet *et al.* 2015; Gonçalves *et al.* 2015). Si les pratiques se sont globalement améliorées (le nombre d'entreprises adhérant à l'objectif de>NNL a notamment augmenté ; Figure 52), le recul acquis a aussi permis une prise de conscience des limites de la compensation. Je détaillerai trois limites qui me semblent particulièrement entraver une préservation efficace de la biodiversité, puis présenterai une réflexion sur la façon dont les étapes d'évitement et de réduction de la séquence ERC pourraient pallier à ces limites.

3.1. Limites de la compensation écologique

3.1.1. Les questions de temporalité

La mise en œuvre de la compensation écologique implique de concilier des temporalités qui semblent, à première vue, ne pas être compatibles. D'un côté, la biodiversité évolue selon des temporalités très variables mais globalement lentes : les processus évolutifs se sont faits sur des milliers d'années et les processus écologiques de l'ordre de la centaine d'années (Couvét & Teyssède-Couvét 2010). D'un autre côté les

actions entreprises par l'Homme dans nos sociétés sont gérées selon des temporalités de quelques années voire dizaines d'années (Maron *et al.* 2010). Cela engendre des décalages entre les principes théoriques et l'application pratique de la compensation.

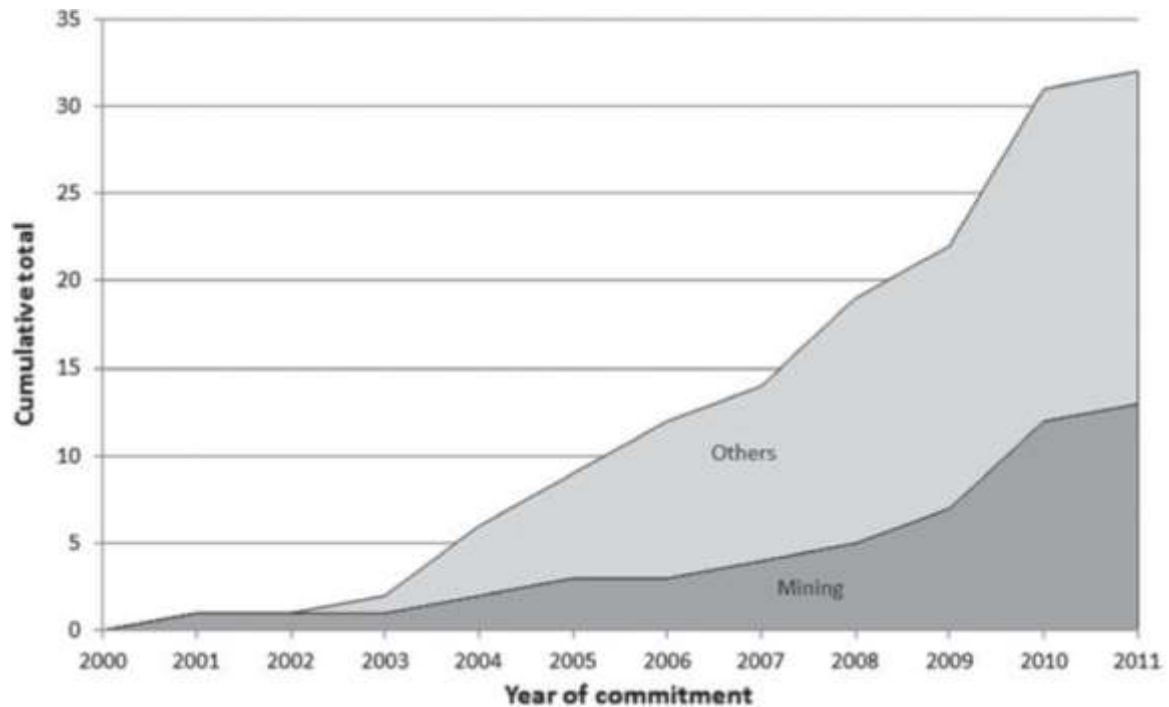


Figure 52 : Augmentation du nombre d'entreprises affichant publiquement un objectif de « non perte nette » ou de « gain net » entre 2000 et 2011. Mining = secteur minier (Rainey *et al.* 2015).

Notamment, la compensation, et plus particulièrement lorsqu'elle est « à la demande », système largement mis en place dans le monde (Madsen *et al.* 2010), génère beaucoup de pertes intermédiaires. Celles-ci peuvent faire l'effet de goulot d'étranglement pour les populations, qui voient leur nombre d'individus fortement diminuer dans un premier temps, pour potentiellement ensuite retrouver des conditions favorables, mais avec généralement des pertes de diversité génétique (Robert *et al.* 2015). Il est possible que des seuils d'extinction soient alors dépassés (Fahrig 2001). En France, les exemples de MC « à la demande » déjà mises en place avant le début des travaux des projets d'aménagement sont anecdotiques. Si des maîtres d'ouvrage peuvent avoir une vision assez long terme de leur foncier et donc mettre possiblement en place des MC en réponse à des impacts prévus mais non réalisés, la structure juridique ne les y incite pas (la sécurisation du foncier est notamment difficile). De plus, les contours du projet peuvent encore être flous plusieurs années, voire dizaines d'années avant sa réalisation, engendrant une difficulté à évaluer correctement les impacts à venir et donc à

dimensionner les MC par avance. Ces dernières sont donc très largement mises en place au mieux juste avant les impacts, ou bien avec un décalage plus ou moins grand. Compte tenu du temps nécessaire à ce qu'elles deviennent effectives, les pertes intermédiaires sont nécessairement importantes. Les systèmes de compensation « par l'offre » (*mitigation bank* aux Etats Unis, *biobanking* en Australie, sites naturels de compensation en France) permettent de réduire les pertes intermédiaires, à condition que les crédits ne soient vendus qu'une fois les mesures considérées « effectives ».

Enfin, les MC ne sont également pas toujours mises en place de manière pérenne, surtout dans le système « à la demande » (car les banques de compensation sont censées garantir la pérennité des actions entreprises en faveur de la biodiversité). Théoriquement, les MC devraient être effectives toute la durée des impacts. Or, en pratique, la plupart des impacts sont permanents (urbanisation, transport) alors que les sites compensatoires ne sont gérés que sur un temps restreint (une trentaine d'année généralement au mieux en France) sans garantie de leur devenir (une rétrocession à un organisme gestionnaire comme un CEN peut être demandé par le CNPN mais ce n'est pas systématique pour tous les dossiers). Les obligations réelles environnementales (renforcées dans la loi « biodiversité » de 2016) appliquées aux sites compensatoires pourraient remédier à cela, et seraient particulièrement intéressantes lors de la passation des concessions d'ouvrages (l'ouvrage et le(s) site(s) compensatoires associés seraient à la charge des gestionnaires successifs).

3.1.2. La finitude de l'espace

Le principe même de la compensation implique un « déplacement » des zones favorables à la biodiversité (des zones impactées vers les zones compensées), afin de maintenir un niveau global de biodiversité, voire de l'améliorer. Or, l'espace dont nous disposons étant fini, on peut imaginer que dans un futur plus ou moins proche, chaque zone d'un territoire puisse être « au maximum » de sa fonction : urbanisation, agriculture, industrie, biodiversité... Dans cet espace optimisé, il ne serait alors plus possible de compenser des impacts sans déséquilibrer un autre secteur. Hoekstra *et al.* (2005) montrent que déjà, les régions où le milieu naturel est le plus converti sont celles avec le moins d'espaces naturels protégés (Figure 53).

Une solution envisageable sur le long terme serait d'instaurer un pourcentage minimum des terres occupées par des milieux naturels par territoires selon les enjeux. Le réseau Natura 2000 repose sur cette idée, l'Union Européenne ayant d'ailleurs déjà fixé un objectif de 15 à 20% de zone sous «juridiction» Natura 2000 (Pinton *et al.* 2007). Les

objectifs de gestion sur les sites ne visent pas, néanmoins, à obtenir des zones totalement naturelles (Ostermann 1998).

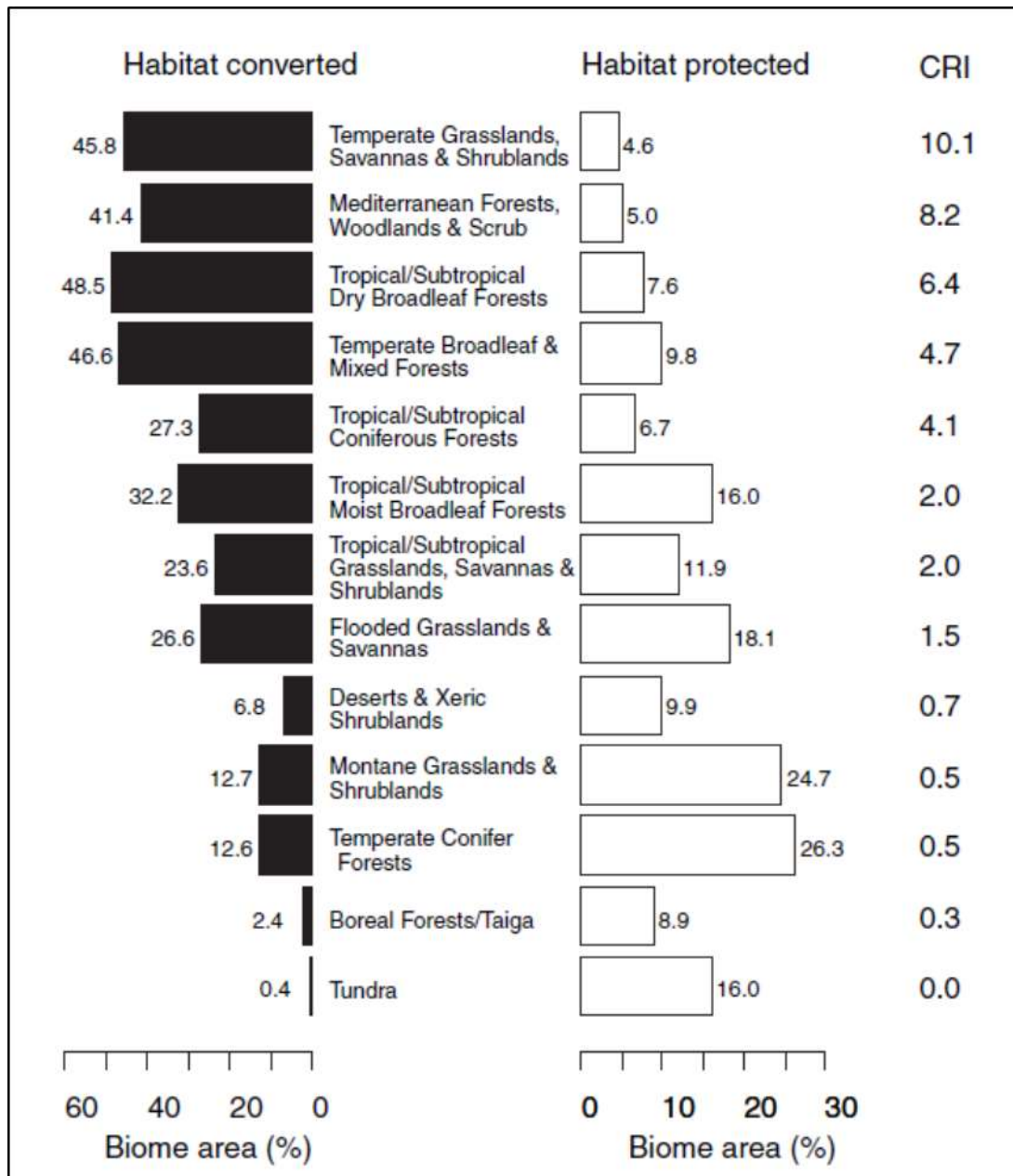


Figure 53 : Conversion et protection des habitats dans les 13 biomes terrestres. Les biomes sont classés par Indice de Risque de Conversion (CRI). Le CRI a été calculé comme le ratio : pourcentage de la superficie convertie / pourcentage de la superficie protégée (Hoekstra et al. 2005).

Cette vision étant un peu statique, une autre solution consisterait en une désartificialisation de zones désaffectées pour les « rendre » au milieu naturel. Les désartificialisations sont actuellement très rarement faites en tant que MC, alors qu'il

existe un nombre conséquent de friches industrielles possiblement restaurables (en France, leur nombre est estimé entre 200 et 300 000 selon l'ADEME). Le coût de restauration de tels sites est très élevé car il est souvent nécessaire de dépolluer les sols (Hai-Long 2004). Une sorte de « quota d'artificialisation » pourrait être mise en place pour que l'équilibre entre milieu naturel et artificialisé puisse être conservé (pour 1 ha artificialisé, 1 ha devrait être désartificialisé par exemple). Sur le projet Romanche Gavet, d'anciennes constructions ont été démantelées et restaurées en milieu ouvert. Malgré les faibles surfaces concernées et l'absence de pollution, ces actions sont coûteuses, mais constituent une réelle plus-value pour la biodiversité. Ce genre de dispositifs renforce l'importance du sol, grand oublié de la compensation écologique, en mettant l'accent sur les différences de fonctionnalités de sol naturel, agricole, imperméabilisé etc.

3.1.3. Externalité des mesures compensatoires

La mise en place de la compensation induit des externalités négatives, du fait notamment de la finitude de l'espace, qui ne sont actuellement pas prises en compte. Il est, en effet, assez fréquent que la compensation amène à supprimer des usages : maturation d'une forêt (ou une partie) qui était gérée (Nepstad *et al.* 1996), ou restauration d'un espace agricole en une prairie par exemple (Walker *et al.* 2004). Les milieux agricoles (grandes cultures) étant considérés dans la plupart des cas comme des zones à faible enjeu de biodiversité, il est tentant de les utiliser à la fois pour les projets d'aménagement (possiblement peu de pertes) et pour les mesures compensatoires (possiblement beaucoup de gains, cf projet de Kembs). Dans ces deux cas, les usages sont perdus, et donc la production (de bois, agricole, piscicole...) l'est aussi. Or cette production perdue a toutes les chances d'être reportée (plus ou moins directement) sur d'autres sites car la demande en énergie ou en nourriture de la population ne va pas en diminuant (Guillou & Matheron 2011). Cela peut se traduire par la conversion de milieux naturels en zone de production, ou encore l'intensification de zones agricoles déjà existantes, qui sont toutes deux des alternatives non favorables à la biodiversité. De plus, si des compensations pour le milieu agricole et forestier se mettent place, comme il en est actuellement question (Aiama *et al.* 2015), la problématique risque de « tourner en boucle » : la perte de milieu naturel est compensée sur des zones agricoles, dont la perte des usages doit elle-même être compensée... Par ailleurs, la promotion d'usages davantage compatibles avec la biodiversité, comme l'agro-écologie par exemple, permettrait de réduire le clivage entre usages non favorables à la biodiversité d'un côté et milieux naturels de l'autre.

3.2. Vers plus de réduction et d'évitement

La compensation, dernière étape de la séquence ERC a pris historiquement beaucoup d'ampleur par rapport aux deux autres. Cela s'explique car cette étape est la plus contraignante, dans le sens où il faut trouver des sites compensatoires, concevoir et mettre en place des mesures, les gérer sur le long terme... Elle soulève aussi des problématiques scientifiques importantes. Les études se sont donc principalement focalisées sur la compensation (Calvet *et al.* 2015). Mais, comme nous l'avons vu, la compensation écologique fait appel à des concepts scientifiques complexes alors qu'elle doit être mise en œuvre avec des contraintes très opérationnelles. Il serait donc peut-être temps aujourd'hui de renforcer l'importance des étapes d'évitement et de réduction, et de se pencher sur leur efficacité pour préserver la biodiversité et contribuer à stopper son érosion.

Tout d'abord, l'évitement et la réduction sont encore mal maîtrisés. Ce que ces étapes impliquent exactement est souvent flou (Bigard *et al.* 2017). En France, une classification des mesures ERC par le Cerema est en cours afin d'y remédier. Dans l'idéal, la mise en place de ces mesures devrait amener à un non besoin de compensation, c'est-à-dire qu'aucun impact résiduel ne devrait subsister (même si dans la pratique, il est toujours possible d'identifier des impacts résiduels significatifs, avec des enjeux de biodiversité même faibles). La phase de réduction relève plutôt de pratiques lors de la phase chantier (travaux hors des périodes de reproduction, non dispersion d'EEE, mise en défens de zones vulnérables...), ou après (mise en place de passage à faune, aménagement du site après impacts de manière favorable à la biodiversité...). Quelques leviers d'action peuvent être identifiés : les passages à faune peuvent par exemple être placés de manière optimale (Mimet *et al.* 2016), et le personnel effectuant les travaux peut être sensibilisé à la biodiversité. Mais c'est la phase d'évitement qui semble avoir le potentiel de préservation de la biodiversité le plus important.

Cette étape consiste à éviter les impacts sur les plus gros enjeux de biodiversité. Cela peut se concrétiser par le choix d'un emplacement de l'aménagement sur des zones considérées à faible enjeu pour la biodiversité (Moilanen 2013), par une conception innovante du projet réduisant son emprise au sol, ou encore tout simplement par le renoncement au projet jugé trop impactant pour la biodiversité. L'évitement a d'avantage d'importance pour des aménagements comme les linéaires de transport qui fragmentent les milieux naturels sur de longues distances et qui ont donc plus de chance de traverser des zones naturelles très favorables à la biodiversité (Cuperus *et al.* 1996; Geneletti 2003, 2006). Les pertes maximales qui peuvent être engendrées par le projet sont donc

conditionnées par la phase d'évitement, d'où l'importance d'y consacrer une attention particulière. Des travaux sont en cours pour tester l'application de l'étape d'évitement à l'échelle territoriale (thèse réalisée par Charlotte Bigard au CEFÉ et à la métropole de Montpellier, expérimentation d'offre de compensation à l'échelle du département des Yvelines porté par le CD78¹⁷). Cette échelle semble bien appropriée car il est possible d'avoir une vision d'ensemble des enjeux à la fois de biodiversité et de développement. Si l'évitement géographique ou technique est de mieux en mieux pris en compte, il est très rare que des projets soient abandonnés pour des raisons d'impacts sur la biodiversité (d'après les actes du séminaire « la phase d'évitement de la séquence ERC » du 19 avril 2017). En effet, les considérations d'utilité publique déclarée des projets (se manifestant généralement par la création d'emplois) prennent généralement le pas sur celles concernant la biodiversité.

La séquence ERC dans son ensemble peut donc être améliorée pour freiner l'érosion de la biodiversité. Cela devrait commencer par les étapes d'évitement et de réduction, pour aller vers des besoins moindres en compensation, étape qui présente des limites intrinsèques. Je pense qu'il est important de continuer à travailler sur la séquence ERC, car les aménagements continuent et que cet outil, malgré ses limites, renforce la prise de conscience des enjeux de biodiversité par les aménageurs. Cependant, pour une préservation de la biodiversité à long terme, il serait, à mon sens, nécessaire de remettre en question certains aspects de notre mode de développement.

4. Quelques réflexions plus générales

Dans ce dernier paragraphe, j'élargis les réflexions autour de la capacité de l'Homme à vivre tout en préservant la biodiversité, qui est finalement l'intention de la compensation écologique. Ces quelques réflexions relèvent ici plus de l'éthique que de l'écologie. En tant que discipline, l'écologie pourrait, par exemple, traiter la préservation de la biodiversité sous l'angle de la capacité de charge de la planète (Daily & Ehrlich 1992). Notamment, le développement tel qu'il est conçu actuellement dans les sociétés occidentales est-il compatible avec le maintien de la biodiversité ?

L'érosion de biodiversité sans précédent explicitée en introduction de ces travaux de thèse peut être considérée comme une preuve suffisante que notre mode de développement n'est actuellement pas compatible avec un maintien de la biodiversité

¹⁷<https://www.yvelines.fr/cadre-de-vie/environnement/offre-departementale-de-mesures-compensatoires-ecologiques/>

(Vitousek *et al.* 1997; Chapin Iii *et al.* 2000; Sala *et al.* 2000; Halpern *et al.* 2008). La plupart des espèces n'ayant pas encore décrites (Figure 54), il est imaginable que les dégâts causés sur la biodiversité soient encore supérieurs à ce qui est estimé. Il serait donc nécessaire de le remettre en question pour tendre vers un mode de fonctionnement plus compatible avec cet objectif. Cela devient particulièrement urgent étant donné l'impact avéré de la perte de biodiversité sur le bien-être humain et même simplement sa survie (Díaz *et al.* 2006; Haines-Young & Potschin 2010; Cardinale *et al.* 2012).

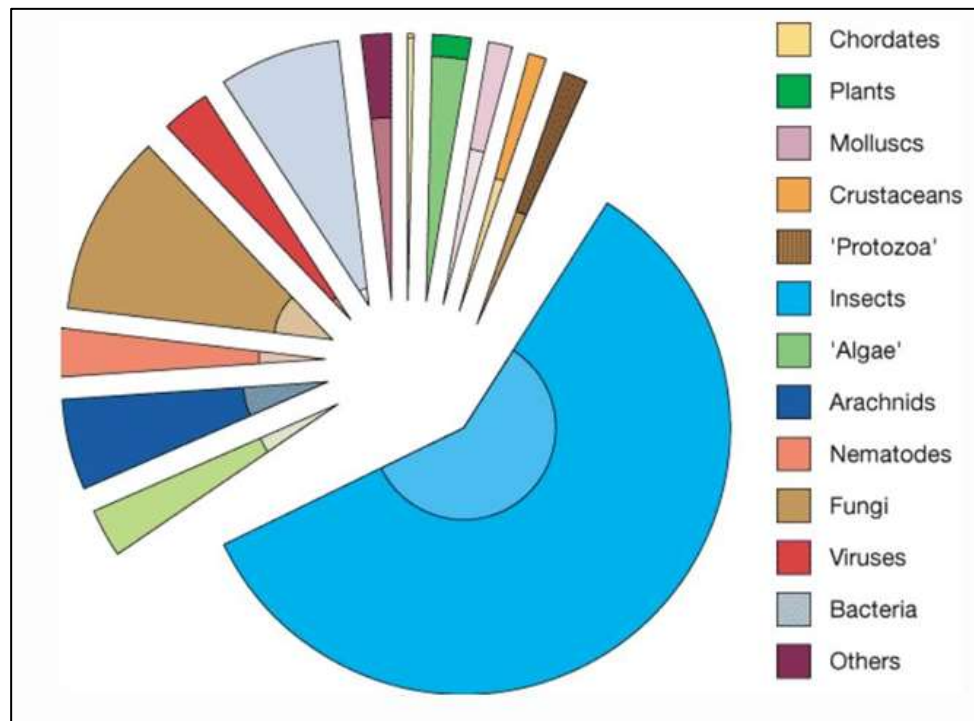


Figure 54 : Estimation du nombre d'espèces par taxon, et pour chaque taxon, proportion du nombre d'espèce décrites (partie claire) (Purvis & Hector 2000).

Quels pourraient alors être les leviers mobilisés ? On pourrait, par exemple, imaginer que comme pour l'évaluation du cycle de vie des objets, ou les coûts « carbone » totaux d'une production alimentaire, une évaluation de tous les coûts environnementaux dans l'intégralité des cycles de vie des projets d'aménagements soient réalisés. Ainsi, nous pourrions tendre, à terme, seulement vers des projets dont l'impact global est très faible.

Cependant, les outils règlementaires et les politiques publiques en faveur de la biodiversité ont un rôle incitatif et coercitif, mais non transformatif (Lascoumes & Le Galès 2012). Bien que nécessaires, leur portée d'action est alors limitée. Pour être pleinement efficaces, ces outils devraient s'accompagner d'une appropriation des enjeux

de biodiversité à tous les niveaux de la société (entreprises, institutions publiques, citoyens) afin de forger une culture partagée de la préservation de la biodiversité. Les associations de protection de la nature portent déjà ce rôle de sensibilisation et d'information des maîtres d'ouvrage et des populations. Ces travaux de thèse sont également l'exemple que des entreprises cherchent à mettre en place des solutions qui vont au-delà d'une simple application de la réglementation. Les exemples d'initiatives en faveur de la préservation de la biodiversité se multiplient, que ce soit au niveau institutionnel (appel à projet lancé par les agences de l'eau, les DREAL...) ou au niveau citoyen (programmes de sciences participatives ; Devictor *et al.* 2010; Julliard 2012), et elles arriveront peut être à faire évoluer les pratiques. Les efforts devraient, selon moi, s'orienter vers les citoyens consommateurs qui influencent directement ou indirectement le développement, de par leurs habitudes de consommation (alimentaires, énergétiques...), leurs modes de tourisme etc. Ainsi, l'évolution des modes de vie plus en accord avec l'environnement, qui a déjà été initiée pour les déchets (le tri sélectif est à présent bien ancré dans les habitudes) ou la réduction de rejet de gaz à effet de serre, pourra s'élargir à la biodiversité.

Bibliographie

- Aiama D., Edwards S., Bos G., Ekstrom J., Krueger L., Quétier F., Savy C., Semroc B., Sneary M. & Bennun L. (2015). No Net Loss and Net Positive Impact Approaches for Biodiversity: exploring the potential application of these approaches in the commercial agriculture and forestry sectors. International Union for Conservation of Nature.
- Anderson P. (1995). Ecological restoration and creation: a review. *Biological Journal of the Linnean Society*, 56, 187-211.
- Arlettaz R., Schaub M., Fournier J., Reichlin T.S., Sierro A., Watson J.E. & Braunisch V. (2010). From publications to public actions: when conservation biologists bridge the gap between research and implementation. *BioScience*, 60, 835-842.
- Arroyo-Rodriguez V., Pineda E., Escobar F. & Benitez-Malvido J. (2009). Value of small patches in the conservation of plant-species diversity in highly fragmented rainforest. *Conservation Biology*, 23, 729-739.
- Baize D. & Girard M.-C. (2009). Référentiel pédologique 2008. Editions Quae.
- Barbault R. (1997). *Biodiversité: introduction à la biologie de la conservation*. Hachette.
- Barbet-Massin M., Thuiller W. & Jiguet F. (2012). The fate of European breeding birds under climate, land-use and dispersal scenarios. *Global Change Biology*, 18, 881-890.
- Barnaud G. (2015). La restauration écologique des zones humides, une longue saga. In: Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement. Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité (ed. Quae), p. 191:200.
- Bas A., Jacob C., Hay J., Pioch S. & Thorin S. (2016). Improving marine biodiversity offsetting: A proposed methodology for better assessing losses and gains. *J. Environ. Manage.*, 175, 46-59.
- Bässler C., Müller J. & Dziöck F. (2010). Detection of climate-sensitive zones and identification of climate change indicators: a case study from the Bavarian Forest National Park. *Folia Geobotanica*, 45, 163-182.
- Bean M., Kihlsinger R.L. & Wilkinson J. (2008). Design of US habitat banking systems to support the conservation of wildlife habitat and at-risk species. Environmental Law Institute.
- Beare M., Coleman D., Crossley Jr D., Hendrix P. & Odum E. (1995). A hierarchical approach to evaluating the significance of soil biodiversity to biogeochemical cycling. In: The significance and regulation of soil biodiversity. Springer, pp. 5-22.
- Beier P. & Noss R.F. (1998). Do Habitat Corridors Provide Connectivity? *Conservation Biology*, 12, 1241-1252.
- Bekessy S.A., Wintle B.A., Lindenmayer D.B., McCarthy M.A., Colyvan M., Burgman M.A. & Possingham H.P. (2010). The biodiversity bank cannot be a lending bank. *Conservation Letters*, 3, 151-158.
- Bellard C., Bertelsmeier C., Leadley P., Thuiller W. & Courchamp F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecol Lett*, 15, 365-377.
- Benabou S. (2014). Making Up for Lost Nature?: A Critical Review of the International Development of Voluntary Biodiversity Offsets. In. Berghahn Journals.
- Bender D.J., Contreras T.A. & Fahrig L. (1998). Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology*, 79, 517-533.
- BenDor T. & Stewart A. (2011). Land Use Planning and Social Equity in North Carolina's Compensatory Wetland and Stream Mitigation Programs. *Environmental Management*, 47, 239-253.
- Bengtsson J., Nilsson S.G., Franc A. & Menozzi P. (2000). Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest ecology and management*, 132, 39-50.
- Benítez-López A., Alkemade R. & Verweij P.A. (2010). The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: a meta-analysis. *Biological Conservation*, 143, 1307-1316.
- Bensettiti F., Puissauve R., Lepareur F., Touroult J. & Maciejewski L. (2012). Evaluation de l'état de conservation des habitats et des espèces d'intérêt communautaire – Guide méthodologique –

- DHFF article 17, 2007 - 2012. Version 1 – Février 2012. Rapport SPN 2012 - 27. *Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris*, 76 p. + annexes.
- Bertrand F. & Amalric M. (2017). L'élaboration des politiques climatiques locales: usage et portée d'un dispositif de concertation. *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, 8.
- Bezombes L., Gaucherand S., Kerbiriou C., Reinert M.-E. & Spiegelberger T. (2017). Ecological equivalence assessment methods: what trade-offs between operationality, scientific basis and comprehensiveness? *Environmental Management*.
- Bigard C., Pioch S. & Thompson J.D. (2017). The inclusion of biodiversity in environmental impact assessment: Policy-related progress limited by gaps and semantic confusion. *J. Environ. Manage.*, 200, 35-45.
- Billionnet A. (2013). Mathematical optimization ideas for biodiversity conservation. *European Journal of Operational Research*, 231, 514-534.
- Bishop J., Kapila S., Hicks F., Mitchell P. & Vorhies F. (2009). New business models for biodiversity conservation. *Journal of Sustainable Forestry*, 28, 285-303.
- Bockstaller C. & Girardin P. (2003). How to validate environmental indicators. *Agr Syst*, 76, 639-653.
- Bodin Ö., Tengö M., Norman A., Lundberg J. & Elmqvist T. (2006). The value of small size: loss of forest patches and ecological thresholds in southern Madagascar. *Ecological Applications*, 16, 440-451.
- Boy D., Brugidou M., Halpern C. & Lascoumes P. (2012). *Le Grenelle de l'environnement: Acteurs, discours, effets*. Armand Colin.
- Brooks T.M., Mittermeier R.A., da Fonseca G.A., Gerlach J., Hoffmann M., Lamoreux J.F., Mittermeier C.G., Pilgrim J.D. & Rodrigues A.S. (2006). Global biodiversity conservation priorities. *Science*, 313, 58-61.
- Bruggeman D., Jones M., Scribner K. & Lupi F. (2009). Relating tradable credits for biodiversity to sustainability criteria in a dynamic landscape. *Landscape Ecol*, 24, 775-790.
- Bull J.W., Lloyd S.P. & Strange N. (2016). Implementation gap between the theory and practice of biodiversity offset multipliers. *Conservation Letters*.
- Bull J.W. & Maron M. (2016). How humans drive speciation as well as extinction. In: *Proc. R. Soc. B*. The Royal Society, p. 20160600.
- Bull J.W., Milner-Gulland E.J., Suttle K.B. & Singh N.J. (2014). Comparing biodiversity offset calculation methods with a case study in Uzbekistan. *Biological Conservation*, 178, 2-10.
- Bull J.W., Suttle K.B., Gordon A., Singh N.J. & Milner-Gulland E.J. (2013a). Biodiversity offsets in theory and practice. *Oryx*, 47, 369-380.
- Bull J.W., Gordon A., Watson J.E. & Maron M. (2016). Seeking convergence on the key concepts in 'no net loss' policy. *Journal of Applied Ecology*, 53, 1686-1693.
- Bull J.W., Suttle K.B., Singh N.J. & Milner-Gulland E.J. (2013b). Conservation when nothing stands still: moving targets and biodiversity offsets. *Front. Ecol. Environ.*, 11, 203-210.
- Bunce R., Bogers M., Evans D., Halada L., Jongman R., Mucher C., Bauch B., de Blust G., Parr T. & Olsvig-Whittaker L. (2013). The significance of habitats as indicators of biodiversity and their links to species. *Ecological indicators*, 33, 19-25.
- Burkhard B., Petrosillo I. & Costanza R. (2010). Ecosystem services—bridging ecology, economy and social sciences. In: Elsevier.
- Burrows L. (2014). *Somerset Habitat Evaluation Procedure Methodology*. Somerset County Council.
- Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) (2009). *Biodiversity Offset Design Handbook: Appendices*. BBOP, Washington, D.C.
- Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) (2012a). *Biodiversity Offset Design Handbook Updated*. BBOP, Washington, D.C.
- Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) (2012b). *Resource Paper: No Net Loss and Loss-Gain Calculations in Biodiversity Offsets*. BBOP, Washington, D.C.
- Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) (2012c). *Standard on Biodiversity Offset*. BBOP, Washington, D.C.
- Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) (2014). *Working towards NNL of Biodiversity and Beyond: Strongman Mine – A Case Study*. BBOP, Washington, D.C.
- Butchart S.H., Stattersfield A.J., Bennun L.A., Shutes S.M., Akçakaya H.R., Baillie J.E., Stuart S.N., Hilton-Taylor C. & Mace G.M. (2004). Measuring global trends in the status of biodiversity: Red List Indices for birds. *PLoS Biol*, 2, e383.

- Butet A., Burel F., Delettre Y.R. & Michel N. (2004). Bocages et biodiversité. Évolution des assemblages d'espèces sous l'effet de l'intensification de l'agriculture. In: *Actes du colloque Bocages et Sociétés*. Presses Universitaires de Rennes, p. 100.
- Cadotte M.W. & Jonathan Davies T. (2010). Rarest of the rare: advances in combining evolutionary distinctiveness and scarcity to inform conservation at biogeographical scales. *Diversity and Distributions*, 16, 376-385.
- California Wetlands Monitoring Workgroup (CWMW) (2013). California Rapid Assessment Method (CRAM) for Wetlands Version 6.1. 67.
- Calvet C., Ollivier G. & Napoleone C. (2015). Tracking the origins and development of biodiversity offsetting in academic research and its implications for conservation: a review. *Biological Conservation*, 192, 492-503.
- Cardinale B.J., Duffy J.E., Gonzalez A., Hooper D.U., Perrings C., Venail P., Narwani A., Mace G.M., Tilman D. & Wardle D.A. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486, 59.
- Carpenter S.R., Mooney H.A., Agard J., Capistrano D., DeFries R.S., Díaz S., Dietz T., Duraiappah A.K., Oteng-Yeboah A. & Pereira H.M. (2009). Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106, 1305-1312.
- Castleberry S.B., Ford W.M., Miller K.V. & Smith W.P. (2000). Influences of herbivory and canopy opening size on forest regeneration in a southern bottomland hardwood forest. *Forest Ecology and Management*, 131, 57-64.
- Chapin iii F.S., Zavaleta E.S., Eviner V.T., Naylor R.L., Vitousek P.M., Reynolds H.L., Hooper D.U., Lavorel S., Sala O.E. & Hobbie S.E. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405, 234-242.
- Chatterjee S., Hadi A. & Price B. (2000). *Regression Analysis by Example*, John Wiley & Sons, New York. In. MATH.
- Chazdon R.L. (2008). Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, 320, 1458-1460.
- Chevan A. & Sutherland M. (1991). Hierarchical partitioning. *The American Statistician*, 45, 90-96.
- Clavel J., Julliard R. & Devictor V. (2011). Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Front. Ecol. Environ.*, 9, 222-228.
- Coates D.J. & Atkins K.A. (2001). Priority setting and the conservation of Western Australia's diverse and highly endemic flora. *Biological Conservation*, 97, 251-263.
- Cole S.G. & Dahl E.L. (2013). Compensating White-Tailed Eagle Mortality at the Smola Wind-Power Plant Using Electrocution Prevention Measures. *Wildlife Society Bulletin*, 37, 84-93.
- Commissariat Général du Développement Durable (CGDD) (2013). Lignes directrices nationales sur la séquence éviter, réduire et compenser les impacts sur les milieux naturels. Collection « Références » du Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD).
- Commission to the European Parliament t.C., the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions (2014). *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020* Bryssel.
- Connell J.H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199, 1302-1310.
- Connor E.F. & McCoy E.D. (1979). The statistics and biology of the species-area relationship. *The American Naturalist*, 113, 791-833.
- Couvet D. & Teyssèdre-Couvet A. (2010). *Écologie et biodiversité: des populations aux socioécosystèmes*. Belin.
- Coleman F.C. & Williams S.L. (2002). Overexploiting marine ecosystem engineers: potential consequences for biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 17, 40-44.
- Cristofoli S., Mahy G., eacute & gory (2010). Restauration écologique : contexte, contraintes et indicateurs de suivi. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement [BASE]*, 14, 203.
- Cuperus R., Bakermans M.M.G.J., Udo de Haes H.A. & Canters K.J. (2001). Ecological compensation in Dutch highways planning. *Environmental Management*, 27, 75-89.
- Cuperus R., Canters K.J. & Piepers A.A.G. (1996). Ecological compensation of the impacts of a road. Preliminary method for the A50 road link (Eindhoven-Oss, The Netherlands). *Ecological Engineering*, 7, 327-349.

- Cuperus R., Canters K.J., Udo de Haes H.A. & Friedman D.S. (1999). Guidelines for ecological compensation associated with highways. *Biological Conservation*, 90, 41-51.
- Curran M., Hellweg S. & Beck J. (2013). Is there any empirical support for biodiversity offset policy? *Ecological Applications*, 24, 617-632.
- Curran M., Hellweg S. & Beck J. (2015). The jury is still out on biodiversity offsets: reply to Quétier et al. *Ecological Applications*, 25, 1741-1746.
- Cushman S.A., McKELVEY K.S., Noon B.R. & McGARIGAL K. (2010). Use of abundance of one species as a surrogate for abundance of others. *Conservation Biology*, 24, 830-840.
- Daily G.C. & Ehrlich P.R. (1992). Population, sustainability, and Earth's carrying capacity. *BioScience*, 42, 761-771.
- Dale V.H. & Beyeler S.C. (2001). Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological indicators*, 1, 3-10.
- Darbi M. & Tausch C. (2010). Loss-Gain calculations in German Impact Mitigation Regulation. Occasional paper contributed to BBOP.
- Davila E.A. (1997). Power Lines and Biodiversity in the Colombian Territory. In: *The Sixth International Symposium on Environmental Concerns in Rights-of-Way Management: 24-26 February 1997*, New Orleans, Louisiana, USA. Elsevier Science Limited, p. 343.
- de Bello F., Lavorel S., Gerhold P., Reier Ü. & Pärtel M. (2010). A biodiversity monitoring framework for practical conservation of grasslands and shrublands. *Biological Conservation*, 143, 9-17.
- De Lange H., Sala S., Vighi M. & Faber J. (2010). Ecological vulnerability in risk assessment—a review and perspectives. *Sci. Total Environ.*, 408, 3871-3879.
- Den Boer P. (1981). On the survival of populations in a heterogeneous and variable environment. *Oecologia*, 50, 39-53.
- Delzons O., Gourdain P., Sibley J.-P., Touroult J., Herard K. & Poncet L. (2013). L'IQE: Un indicateur de biodiversité multi-usages pour les sites aménagés ou à aménager. *Revue d'écologie*, 68, 105-119.
- Department for Environment Food & Rural Affairs D. (2012). Biodiversity Offsetting Pilots Technical Paper the metric for the biodiversity offsetting pilot in England. Department for Environment Food & Rural Affairs (DREFA), London.
- Derraik J.G. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine pollution bulletin*, 44, 842-852.
- Devictor V., Julliard R. & Jiguet F. (2008). Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos*, 117, 507-514.
- Devictor V., Whittaker R.J. & Beltrame C. (2010). Beyond scarcity: citizen science programmes as useful tools for conservation biogeography. *Diversity and distributions*, 16, 354-362.
- Díaz S., Fargione J., Chapin III F.S. & Tilman D. (2006). Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS biology*, 4, e277.
- Donald P.F., Sanderson F.J., Burfield I.J., Bierman S.M., Gregory R.D. & Waliczky Z. (2007). International conservation policy delivers benefits for birds in Europe. *Science*, 317, 810-813.
- Doremus H. (2001). Biodiversity and the Challenge of Saving the Ordinary. *Idaho L. Rev.*, 38, 325.
- Dornelas M. (2010). Disturbance and change in biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 365, 3719-3727.
- Doxa A., Paracchini M.L., Pointereau P., Devictor V. & Jiguet F. (2012). Preventing biotic homogenization of farmland bird communities: the role of High Nature Value farmland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 148, 83-88.
- Drakare S., Lennon J.J. & Hillebrand H. (2006). The imprint of the geographical, evolutionary and ecological context on species–area relationships. *Ecol Lett*, 9, 215-227.
- Drake J.A. (1991). Community-assembly mechanics and the structure of an experimental species ensemble. *The American Naturalist*, 137, 1-26.
- Dumax N. (2009). Les mesures de compensation : un indicateur du coût environnemental. In: *ENGEES/GSP sciences Économiques*. Université de Strasbourg p. 228 p.
- Dutoit T., Jaunatre R., Alignan J.-F., Bulot A., Buisson É., Calvet C., Wolff A., Sauguet F., Debras J.-F. & Provost É. (2015). Première expérimentation de compensation par l'offre: bilan et perspective. *Sciences Eaux & Territoires*, 64-69.
- Early R., Bradley B.A., Dukes J.S., Lawler J.J., Olden J.D., Blumenthal D.M., Gonzalez P., Grosholz E.D., Ibañez I. & Miller L.P. (2016). Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. *Nature Communications*, 7.

- Elith J., Burgman M.A. & Regan H.M. (2002). Mapping epistemic uncertainties and vague concepts in predictions of species distribution. *Ecological modelling*, 157, 313-329.
- Elmqvist T., Folke C., Nyström M., Peterson G., Bengtsson J., Walker B. & Norberg J. (2003). Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Front. Ecol. Environ.*, 1, 488-494.
- European Environment Commission (EEC) (1992). Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal of the European Union*, 206, 7-50.
- European Environment Commission (EEC) (2009). Directive 2009/147/EC of the European Parliament and of the Council of 30 November 2009 on the conservation of wild birds on the conservation of wild birds (codified version). *Official Journal L20*, 7-25.
- Evans D.M., Altwegg R., Garner T.W.J., Gompfer M.E., Gordon I.J., Johnson J.A. & Petteorelli N. (2015). Biodiversity offsetting: what are the challenges, opportunities and research priorities for animal conservation? *Animal Conservation*, 18, 1-3.
- Fahrig L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 34, 487-515.
- Failing L. & Gregory R. (2003). Ten common mistakes in designing biodiversity indicators for forest policy. *J. Environ. Manage.*, 68, 121-132.
- Falk D.A., Palmer M.A. & Zedler J.B. (2006). Foundations of restoration ecology.
- Fennessy M.S., Jacobs A.D. & Kentula M.E. (2007). An evaluation of rapid methods for assessing the ecological condition of wetlands. *Wetlands*, 27, 543-560.
- Fenton M.B. (1997). Science and the conservation of bats. *Journal of mammalogy*, 78, 1-14.
- Foltête J.-C., Clauzel C. & Vuidel G. (2012). A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. *Environmental Modelling & Software*, 38, 316-327.
- Forman R.T. (1995). Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecol.*, 10, 133-142.
- Fox J. & Monette G. (1992). Generalized collinearity diagnostics. *Journal of the American Statistical Association*, 87, 178-183.
- Frascaria-Lacoste N. (2010). Un génie que l'on aurait tort d'ignorer. *Sociétal*, 44-49.
- Frouz J., Prach K., Pižl V., Háněl L., Starý J., Tajovský K., Materna J., Balík V., Kalčík J. & Řehouňková K. (2008). Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *European journal of soil biology*, 44, 109-121.
- Gabillard F. (2015). Dérogation sur les espèces protégées : contrôler la compensation. *Espace Naturel* 50 3.
- Gaines M.S. & McClenaghan L.R. (1980). Dispersal in small mammals. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 11, 163-196.
- Gardner T.A., Von Hase A., Brownlie S., Ekstrom J.M.M., Pilgrim J.D., Savy C.E., Stephens R.T.T., Treweek J., Ussher G.T., Ward G. & Ten Kate K. (2013). Biodiversity Offsets and the Challenge of Achieving No Net Loss. *Conservation Biology*, 27, 1254-1264.
- Garnier A. & Barillier A. (2015). The Kembs project: environmental integration of a large existing hydropower scheme. *La Houille Blanche*, 21-28.
- Gaston K.J. & Spicer J.I. (2013). *Biodiversity: an introduction*. John Wiley & Sons.
- Gaucherand S., Schwoertzig E., Clement J.C., Johnson B. & Quétier F. (2015). The Cultural Dimensions of Freshwater Wetland Assessments: Lessons Learned from the Application of US Rapid Assessment Methods in France. *Environ Manage.*
- Gayet G., Baptist F., Baraille L., Caessteker P., Clément J.C., Gaillard J., Gaucherand S., Isselin-Nondedeu F., Poinot C. & Quétier F. (2016). Méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides. Fondements théoriques, scientifiques et techniques. Onema, MNHN, 310.
- Gelcich S., Vargas C., Carreras M.J., Castilla J.C. & Donlan C.J. (2016). Achieving biodiversity benefits with offsets: Research gaps, challenges, and needs. *Ambio*, 1-6.
- Geneletti D. (2002). Ecological evaluation for environmental impact assessment. Koninklijk Nederlands Aardrijkskundig Genootschap.
- Geneletti D. (2003). Biodiversity Impact Assessment of roads: an approach based on ecosystem rarity. *Environmental Impact Assessment Review*, 23, 343-365.
- Geneletti D. (2006). Some common shortcomings in the treatment of impacts of linear infrastructures on natural habitat. *Environmental Impact Assessment Review*, 26, 257-267.

- Gibbons P., Briggs S.V., Ayers D., Seddon J., Doyle S., Cosier P., McElhinny C., Pelly V. & Roberts K. (2009). An operational method to assess impacts of land clearing on terrestrial biodiversity. *Ecological Indicators*, 9, 26-40.
- Gibbons P. & Freudenberger D. (2006). An overview of methods used to assess vegetation condition at the scale of the site. *Ecological Management & Restoration*, 7, S10-S17.
- Gibbons P. & Lindenmayer D.B. (2007). Offsets for land clearing: No net loss or the tail wagging the dog? *Ecological Management & Restoration*, 8, 26-31.
- Gitay H., Suárez A., Watson R.T. & Dokken D.J. (2002). Climate change and biodiversity. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, 77.
- Goldberg N. & Reiss K.C. (2016). Accounting for Wetland Loss: Wetland Mitigation Trends in Northeast Florida 2006–2013. *Wetlands*, 36, 373-384.
- Gonçalves B., Marques A., Soares A.M.V.D.M. & Pereira H.M. (2015). Biodiversity offsets: from current challenges to harmonized metrics. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 61-67.
- Gordon A., Bull J.W., Wilcox C. & Maron M. (2015). Perverse incentives risk undermining biodiversity offset policies. *Journal of Applied Ecology*, 52, 532-537.
- Gosselin F. (2004). Pour une définition de l'ingénierie écologique plus intégrée avec le développement durable et avec l'écologie. *Ingénierie écologique. Des recherches pour l'action, sur les systèmes écologiques*, 139.
- Guillou M. & Matheron G. (2011). 9 milliards d'hommes à nourrir.
- Guisan A. & Thuiller W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecol Lett*, 8, 993-1009.
- Gunderson L.H. (2000). Ecological resilience--in theory and application. *Annual review of ecology and systematics*, 425-439.
- Habib T.J., Farr D.R., Schneider R.R. & Boutin S. (2013). Economic and Ecological Outcomes of Flexible Biodiversity Offset Systems. *Conservation Biology*, 27, 1313-1323.
- Hai-Long L. (2004). Ecological restoration and sustainable landscape design of mining wastelands [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2, 023.
- Haines-Young R. & Potschin M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. *Ecosystem Ecology: a new synthesis*, 110-139.
- Halpern B.S. & Fujita R. (2013). Assumptions, challenges, and future directions in cumulative impact analysis. *Ecosphere*, 4, 1-11.
- Halpern B.S., Walbridge S., Selkoe K.A., Kappel C.V., Micheli F., D'agrosa C., Bruno J.F., Casey K.S., Ebert C. & Fox H.E. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319, 948-952.
- Hansen A.J., Knight R.L., Marzluff J.M., Powell S., Brown K., Gude P.H. & Jones K. (2005). Effects of exurban development on biodiversity: patterns, mechanisms, and research needs. *Ecological Applications*, 15, 1893-1905.
- Hanski I. (1998). Metapopulation dynamics. *Nature*, 396, 41-49.
- Harper D.J. & Quigley J.T. (2005a). A Comparison of the Areal Extent of Fish Habitat Gains and Losses Associated with Selected Compensation Projects in Canada. *Fisheries*, 30, 18-25.
- Harper D.J. & Quigley J.T. (2005b). No Net Loss of Fish Habitat: A Review and Analysis of Habitat Compensation in Canada. *Environmental Management*, 36, 343-355.
- Heiberger R.M. & Holland B. (2015). Statistical analysis and data display: an intermediate course with examples in R. Springer.
- Heink U. & Kowarik I. (2010a). What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators*, 10, 584-593.
- Heink U. & Kowarik I. (2010b). What criteria should be used to select biodiversity indicators? *Biodiversity and conservation*, 19, 3769-3797.
- Hill J., Thomas C. & Lewis O. (1996). Effects of habitat patch size and isolation on dispersal by *Hesperia comma* butterflies: implications for metapopulation structure. *Journal of animal ecology*, 725-735.
- Hillebrand H., Bennett D.M. & Cadotte M.W. (2008). Consequences of dominance: a review of evenness effects on local and regional ecosystem processes. *Ecology*, 89, 1510-1520.
- Hoekstra J.M., Boucher T.M., Ricketts T.H. & Roberts C. (2005). Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecol Lett*, 8, 23-29.
- Holling C.S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual review of ecology and systematics*, 1-23.

- Hooper D.U., Chapin Iii F., Ewel J., Hector A., Inchausti P., Lavorel S., Lawton J., Lodge D., Loreau M. & Naeem S. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological monographs*, 75, 3-35.
- Hulme P.E., Pauchard A., Pyšek P., Vilà M., Alba C., Blackburn T.M., Bullock J.M., Chytrý M., Dawson W. & Dunn A.M. (2015). Challenging the view that invasive non-native plants are not a significant threat to the floristic diversity of Great Britain. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112, E2988-E2989.
- Huntley B., Collingham Y.C., Green R.E., Hilton G.M., Rahbek C. & Willis S.G. (2006). Potential impacts of climatic change upon geographical distributions of birds. *Ibis*, 148, 8-28.
- Huston M. (1979). A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist*, 113, 81-101.
- Isaac N.J., Turvey S.T., Collen B., Waterman C. & Baillie J.E. (2007). Mammals on the EDGE: conservation priorities based on threat and phylogeny. *PloS one*, 2, e296.
- Ives C.D., Taylor M.P., Nipperess D.A. & Hose G.C. (2013). Effect of catchment urbanization on ant diversity in remnant riparian corridors. *Landscape and Urban Planning*, 110, 155-163.
- Jacob C., Quétier F., Aronson J., Pioch S. & Levrel H. (2014). Vers une politique française de compensation des impacts sur la biodiversité plus efficace: défis et perspectives. [VertigO] La revue électronique en sciences de l'environnement, 14.
- Jaunatre R., Buisson E. & Dutoit T. (2014). Can ecological engineering restore Mediterranean rangeland after intensive cultivation? A large-scale experiment in southern France. *Ecological Engineering*, 64, 202-212.
- Jiguet F., Gregory R.D., Devictor V., Green R.E., VOŘÍŠEK P., Van Strien A. & Couvet D. (2010). Population trends of European common birds are predicted by characteristics of their climatic niche. *Global change biology*, 16, 497-505.
- Jones I.L., Bull J.W., Milner-Gulland E.J., Esipov A.V. & Suttle K.B. (2014). Quantifying habitat impacts of natural gas infrastructure to facilitate biodiversity offsetting. *Ecol. Evol.*, 4, 79-90.
- Julliard R. (2012). Vigie-Nature, un réseau de citoyens qui fait avancer la science. *La Lettre de l'OCIM. Musées, Patrimoine et Culture scientifiques et techniques*, 42-47.
- Julliard R., Jiguet F. & Couvet D. (2004). Common birds facing global changes: what makes a species at risk? *Global Change Biology*, 10, 148-154.
- Kaplan D., Oron T. & Gutman M. (1998). Development of macrophytic vegetation in the Agmon wetland of Israel by spontaneous colonization and reintroduction. *Wetlands Ecology and Management*, 6, 143-150.
- Keith D.A., Martin T.G., McDonald-Madden E. & Walters C. (2011). Uncertainty and adaptive management for biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 144, 1175-1178.
- Kerbirou C., Le Viol I., Jiguet F. & Devictor V. (2009). More species, fewer specialists: 100 years of changes in community composition in an island biogeographical study. *Diversity and Distributions*, 15, 641-648.
- Kiesecker J.M., Copeland H., Pocerwicz A. & McKenney B. (2010). Development by design: blending landscape-level planning with the mitigation hierarchy. *Front. Ecol. Environ.*, 8, 261-266.
- Kiesecker J.M., 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.
- Knight A.T., Cowling R.M., Rouget M., Balmford A., Lombard A.T. & Campbell B.M. (2008). Knowing but not doing: selecting priority conservation areas and the research-implementation gap. *Conservation biology*, 22, 610-617.
- Kondolf G.M., Piégay H., Schmitt L. & Montgomery D.R. (2003). Geomorphic classification of rivers and streams. *Tools in fluvial geomorphology*, 133-158. Krohnen M., Meichsner M. & Göbelt B. (2009). Dispergierung verdichtbar machen. *Farbe+ Lack*, 115.
- Kujala H., Burgman M.A. & Moilanen A. (2013). Treatment of uncertainty in conservation under climate change. *Conservation Letters*, 6, 73-85.
- Laitila J., Moilanen A. & Pouzols F.M. (2014). A method for calculating minimum biodiversity offset multipliers accounting for time discounting, additionality and permanence. *Methods Ecol. Evol.*, 5, 1247-1254.
- Landres P.B., Verner J. & Thomas J.W. (1988). Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation biology*, 2, 316-328.

- Lascoumes P. & Le Galès P. (2012). *Sociologie de l'action publique: domaines et approches*. Armand Colin.
- Laurance W.F., Goosem M. & Laurance S.G. (2009). Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, 24, 659-669.
- Laurila-Pant M., Lehtikoinen A., Uusitalo L. & Venesjärvi R. (2015). How to value biodiversity in environmental management? *Ecological Indicators*, 55, 1-11.
- Lavorel S. & Garnier É. (2002). Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional ecology*, 16, 545-556
- Lorrillière R., Le Viol I., Sordello R., Touroult J. & Billon L. (2015). L'indice de dispersion moyen des communautés. Un possible outil d'évaluation de l'efficacité de la politique Trame verte et bleue ? Rapport MNHN-SPN/CESCO, 24 pages.
- Laycock H.F., Moran D., Raffaelli D.G. & White P.C.L. (2013). Biological and operational determinants of the effectiveness and efficiency of biodiversity conservation programs. *Wildlife Research*, 40, 142-152.
- Le Viol I., Jiguet F., Brotons L., Herrando S., Lindström Å., Pearce-Higgins J.W., Reif J., Van Turnhout C. & Devicor V. (2012). More and more generalists: two decades of changes in the European avifauna. *Biology letters*, 8, 780-782.
- Lefranc N. & Saunier A. (2004). *La Pie-grièche écorcheur*. Belin Eveil Nature.
- Legros B., Ichter J., Cellier P., Houard X., Louboutin B., Poncet L., Puissauve R. & Touroult J. (2016). Caractérisation des relations Espèce-Habitat naturel et gestion de l'information : Guide méthodologique. Version 1. In: Rapport SPN 2016-01. Service du patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle Paris, p. 38 p.
- Lenth R.V. (2016). Least-squares means: the R package lsmeans. *J Stat Softw*, 69, 1-33.
- Leproust C., Darley A., Uhart F. & Maillot C. (2009). Les pressions foncières en milieux agricoles et naturels. Analyse du marché foncier observé par la SAFER Île-de-France (1994-2008). *IAU îdF*, 52 p.
- Levin S.A. (1998). Ecosystems and the biosphere as complex adaptive systems. *Ecosystems*, 1, 431-436.
- Levrel H. (2007). *Selecting indicators for the management of biodiversity*. Institut français de la biodiversité.
- Levrel H., Frascaria-Lacoste N., Hay J., Martin G. & Pioch S. (2015). *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement: Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité*. Éditions Quae.
- Levrel H., Pioch S. & Spieler R. (2012). Compensatory mitigation in marine ecosystems: which indicators for assessing the “no net loss” goal of ecosystem services and ecological functions? *Marine Policy*, 36, 1202-1210.
- Lindenmayer D.B., Barton P.S., Lane P.W., Westgate M.J., McBurney L., Blair D., Gibbons P. & Likens G.E. (2014). An Empirical Assessment and Comparison of Species-Based and Habitat-Based Surrogates: A Case Study of Forest Vertebrates and Large Old Trees. *PLoS ONE*, 9, e89807.
- Lindenmayer D.B. & Likens G.E. (2009). Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. *Trends in Ecology & Evolution*, 24, 482-486.
- Madsen B., Moore Brands K. & Carroll N. (2010). State of biodiversity markets: offset and compensation programs worldwide.
- Magurran A.E. (2005). Biological diversity. *Current Biology*, 15, R116-R118.
- Magurran A.E. (2013). *Measuring biological diversity*. John Wiley & Sons.
- Maire A., Buisson L., Biau S., Canal J. & Laffaille P. (2013). A multi-faceted framework of diversity for prioritizing the conservation of fish assemblages. *Ecological indicators*, 34, 450-459.
- Maris V. (2016). *Philosophie de la biodiversité: Petite éthique pour une nature en péril*. Buchet/Chastel.
- Maron M., Dunn P.K., McAlpine C.A., Apan A., Maron M., Dunn P.K., McAlpine C.A., Apan A., Maron M., Dunn P.K., McAlpine C.A. & Apan A. (2010). Can offsets really compensate for habitat removal? The case of the endangered red-tailed black-cockatoo. *Journal of Applied Ecology*, 47, 348.
- Maron M., Hobbs R.J., Moilanen A., Matthews J.W., Christie K., Gardner T.A., Keith D.A., Lindenmayer D.B. & McAlpine C.A. (2012). Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biological Conservation*, 155, 141-148.

- Maron M., Ives C.D., Kujala H., Bull J.W., Maseyk F.J., Bekessy S., Gordon A., Watson J.E., Lentini P.E. & Gibbons P. (2016). Taming a Wicked Problem: Resolving Controversies in Biodiversity Offsetting. *BioScience*, biw038.
- Martin N., Evans M., Rice J., Lodhia S. & Gibbons P. (2016). Using offsets to mitigate environmental impacts of major projects: A stakeholder analysis. *J. Environ. Manage.*, 179, 58-65.
- McCarthy M.A., Parris K.M., Van Der Ree R., McDonnell M.J., Burgman M.A., Williams N.S.G., McLean N., Harper M.J., Meyer R., Hahs A. & Coates T. (2004). The habitat hectares approach to vegetation assessment: An evaluation and suggestions for improvement. *Ecological Management & Restoration*, 5, 24-27.
- Mcguinness K.A. (1984). Species–area curves. *Biol. Rev.*, 59, 423-440.
- Mech S.G. & Hallett J.G. (2001). Evaluating the Effectiveness of Corridors: a Genetic Approach
- Mechin A. & Pioch S. (2016). Une méthode expérimentale pour évaluer rapidement la compensation en zone humide. La méthode MERCIe : principes et applications. ONEMA, 88p.
- Meineri E., Deville A.S., Gremillet D., Gauthier-Clerc M. & Bechet A. (2015). Combining correlative and mechanistic habitat suitability models to improve ecological compensation. *Biol. Rev.*, 90, 314-329.
- Miaud C., Taberlet P., Dejean T., Coissac É., Miquel C., Pompanon F. & Valentini A. (2012). ADN «environnemental»: un saut méthodologique pour les inventaires de la biodiversité. *Sciences Eaux & Territoires*, 92-95.
- Mimet A., Clauzel C. & Foltête J.-C. (2016). Locating wildlife crossings for multispecies connectivity across linear infrastructures. *Landscape Ecol*, 1-19.
- Minns C.K., Moore J.E., Stoneman M. & Cudmore-Vokey B. (2001). Defensible Methods Of Assessing Fish Habitat: Lacustrine Habitats In The Great Lakes Basin - Conceptual Basis And Approach Using A Habitat Suitability Matrix (HSM) Method. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2559.
- Mission Economie de la Biodiverité (MEB) (2016). Comment localiser les sites à haut potentiel écologique et orienter la recherche de sites compensatoires ? Méthodologie de diagnostic territorial basée sur la répartition des espèces à enjeux. In: Les cahiers de BIODIV'2050 : Inventer (ed. Biodiversité MEI), p. 74.
- Mission Economie de la Biodiverité (MEB) (2016). La compensation écologique à travers le monde : source d'inspiration ? In: Les Cahiers de Biodiv'2050. Mission Economie de la Biodiversité, p. 39 p.
- Mitsch W.J. & Jørgensen S.E. (2003). Ecological engineering: a field whose time has come. *Ecological engineering*, 20, 363-377.
- Moilanen A. (2013). Planning impact avoidance and biodiversity offsetting using software for spatial conservation prioritisation. *Wildlife Research*, 40, 153-162.
- Moilanen A., Van Teeffelen A.J.A., Ben-Haim Y. & Ferrier S. (2009). How Much Compensation is Enough? A Framework for Incorporating Uncertainty and Time Discounting When Calculating Offset Ratios for Impacted Habitat. *Restoration Ecology*, 17, 470-478.
- Moine A. (2007). Le territoire: comment observer un système complexe. Harmattan.
- Mooney H.A. & Hobbs R.J. (2000). *Invasive species in a changing world*. CSIRO.
- Moreno-Mateos D., Maris V., Béchet A. & Curran M. (2015). The true loss caused by biodiversity offsets. *Biological Conservation*, 192, 552-559.
- Moreno-Mateos D., Power M.E., Comín F.A. & Yockteng R. (2012). Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS biology*, 10, e1001247.
- McKenney B. & Kiesecker J. (2010). Policy Development for Biodiversity Offsets: A Review of Offset Frameworks. *Environmental Management*, 45, 165-176.
- Naeem S., Duffy J.E. & Zavaleta E. (2012). The functions of biological diversity in an age of extinction. *Science*, 336, 1401-1406.
- Nardo M., Saisana M., Saltelli A., Tarantola S., Hoffman A. & Giovannini E. (2005). Handbook on constructing composite indicators.
- National Research Council (2001). Compensating for wetland losses under the Clean Water Act. National Academies Press.
- Nepstad D.C., Uhl C., Pereira C.A. & da Silva J.M.C. (1996). A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. *Oikos*, 25-39.

- Niemi G.J. & McDonald M.E. (2004). Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 89-111.
- Nitschke C.R. (2008). The cumulative effects of resource development on biodiversity and ecological integrity in the Peace-Moberly region of Northeast British Columbia, Canada. *Biodiversity and Conservation*, 17, 1715-1740.
- NOAA (1995). Habitat equivalency analysis: An overview. . Prepared by the damage assessment and restoration program, March 21st 1995. Revised October 4th 2000. NOAA, Washington, D.C., USA.
- NOAA (1997). Scaling compensatory restoration action: Guidance document for natural resource damage assessment under the Oil Pollution Act of 1990. Damage Assessment and Restoration Program. NOAA, Washington, D.C., USA.
- Normander B., Levin G., Auvinen A.-P., Bratli H., Stabbetorp O., Hedblom M., Glimskär A. & Gudmundsson G.A. (2012). Indicator framework for measuring quantity and quality of biodiversity—Exemplified in the Nordic countries. *Ecological Indicators*, 13, 104-116.
- Noss R.F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation biology*, 355-364.
- Noss R.F., Carroll C., Vance-Borland K. & Wuerthner G. (2002). A multicriteria assessment of the irreplaceability and vulnerability of sites in the Greater Yellowstone Ecosystem. *Conservation Biology*, 16, 895-908.
- Nudds T.D. (1999). Adaptive management and the conservation of biodiversity. Island Press, Washington, DC.
- Olden J.D., Poff N.L., Douglas M.R., Douglas M.E. & Fausch K.D. (2004). Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in ecology & evolution*, 19, 18-24.
- Oliver C.D. & Larson B.C. (1996). Forest stand dynamics: updated edition. John Wiley and sons.
- Ostermann O.P. (1998). The need for management of nature conservation sites designated under Natura 2000. *Journal of applied ecology*, 35, 968-973.
- Pardo I., Gómez-Rodríguez C., Wasson J.-G., Owen R., van de Bund W., Kelly M., Bennett C., Birk S., Buffagni A. & Erba S. (2012). The European reference condition concept: a scientific and technical approach to identify minimally-impacted river ecosystems. *Sci. Total Environ.*, 420, 33-42.
- Parkes D., Newell G. & Cheal D. (2003). Assessing the quality of native vegetation: The ‘habitat hectares’ approach. *Ecological Management & Restoration*, 4, S29-S38.
- Parrott L. (2010). Measuring ecological complexity. *Ecological Indicators*, 10, 1069-1076.
- Pärtel M., Szava-Kovats R. & Zobel M. (2011). Dark diversity: shedding light on absent species. *Trends in Ecology & Evolution*, 26, 124-128.
- Pascal M., Lorvelec O. & Vigne J.-D. (2006). Invasions Biologiques et Extinctions: 11000 ans d'histoire des Vertébrés en France. Quae éditions.
- Pavoine S., Bonsall M.B., Dupaix A., Jacob U. & Ricotta C. (2017). From phylogenetic to functional originality: Guide through indices and new developments. *Ecological Indicators*, 82, 196-205.
- Pechmann J.H., Estes R.A., Scott D.E. & Whitfield Gibbons J. (2001). Amphibian colonization and use of ponds created for trial mitigation of wetland loss. *Wetlands*, 21, 93-111.
- Pereira H.M., Daily G.C. & Roughgarden J. (2004). A framework for assessing the relative vulnerability of species to land-use change. *Ecological applications*, 14, 730-742.
- Pereira H.M., Ferrier S., Walters M., Geller G.N., Jongman R.H.G., Scholes R.J., Bruford M.W., Brummitt N., Butchart S.H.M., Cardoso A.C., Coops N.C., Dulloo E., Faith D.P., Freyhof J., Gregory R.D., Heip C., Höft R., Hurtt G., Jetz W., Karp D.S., McGeoch M.A., Obura D., Onoda Y., Pettorelli N., Reyers B., Sayre R., Scharlemann J.P.W., Stuart S.N., Turak E., Walpole M. & Wegmann M. (2013). Essential Biodiversity Variables. *Science*, 339, 277-278.
- Pereira H.M., Leadley P.W., Proença V., Alkemade R., Scharlemann J.P., Fernandez-Manjarrés J.F., Araújo M.B., Balvanera P., Biggs R. & Cheung W.W. (2010). Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science*, 330, 1496-1501.
- Petchey O.L. & Gaston K.J. (2006). Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecol Lett*, 9, 741-758.
- Piermont L. (2014). Agir avec la nature. Vers des solutions durables: Vers des solutions durables. Le Seuil.
- Pickett S., Kolasa J., Armesto J. & Collins S. (1989). The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels. *Oikos*, 129-136.

- Piedallu C., Perez V., Gégout J.-C., Lebourgeois F. & Bertrand R. (2009). Impact potentiel du changement climatique sur la distribution de l'Épicéa, du Sapin, du Hêtre et du Chêne sessile en France. *Revue Forestière Française*, 6, 576-593.
- Pilgrim J.D., Brownlie S., Ekstrom J.M.M., Gardner T.A., von Hase A., Kate K.t., Savy C.E., Stephens R.T.T., Temple H.J., Treweek J., Ussher G.T. & Ward G. (2013). A process for assessing the offsetability of biodiversity impacts. *Conservation Letters*, 6, 376-384.
- Pimm S.L. & Raven P. (2000). Biodiversity: extinction by numbers. *Nature*, 403, 843-845.
- Pinton F., Alphanféry P., Billaud J.-P., Deverre C., Fortier A. & Geniaux G. (2007). La construction du réseau Natura 2000 en France. Paris, La documentation française.
- Pioch S., Barnaud G. & Coïc B. (2015). Méthodes de dimensionnement des mesures compensatoires pour les zones humides. In: Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement: Analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité (ed. Quae), p. 220 : 235.
- Pioch S., Johnston M.W., Vaissière A.-C., Berger F., Jacob C. & Dodge R. (2017). An update of the Visual_HEA software to improve the implementation of the Habitat Equivalency Analysis method. *Ecological Engineering*, 105, 276-283.
- Poff N.L., Allan J.D., Bain M.B., Karr J.R., Prestegard K.L., Richter B.D., Sparks R.E. & Stromberg J.C. (1997). The natural flow regime. *BioScience*, 47, 769-784.
- Poulin M., Andersen R. & Rochefort L. (2013). A new approach for tracking vegetation change after restoration: a case study with peatlands. *Restoration Ecology*, 21, 363-371.
- Pouzols F.M., Burgman M.A. & Moilanen A. (2012). Methods for allocation of habitat management, maintenance, restoration and offsetting, when conservation actions have uncertain consequences. *Biological Conservation*, 153, 41-50.
- Pressey R., Possingham H. & Margules C.R. (1996). Optimality in reserve selection algorithms: when does it matter and how much? *Biological Conservation*, 76, 259-267.
- Preston F. (1960). Time and space and the variation of species. *Ecology*, 41, 611-627.
- Primack R.B., Sarrazin F. & Lecomte J. (2012). *Biologie de la conservation*. Dunod Paris.
- Purvis A. & Hector A. (2000). Getting the measure of biodiversity. *Nature*, 405, 212-219.
- Quétier F. & Lavorel S. (2011). Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biological Conservation*, 144, 2991-2999.
- Quétier F., Moura C., Menut T., Boulnois R. & Rufroy X. (2015). La compensation écologique fonctionnelle : innover pour mieux traiter les impacts résiduels des projets d'aménagements sur la biodiversité. *Sciences, Eaux et Territoires*, 17, 24-29.
- 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.
- Quigley J. & Harper D. (2006). Effectiveness of Fish Habitat Compensation in Canada in Achieving No Net Loss. *Environmental Management*, 37, 351-366.
- Ransome E., Geller J.B., Timmers M., Leray M., Mahardini A., Sembiring A., Collins A.G. & Meyer C.P. (2017). The importance of standardization for biodiversity comparisons: A case study using autonomous reef monitoring structures (ARMS) and metabarcoding to measure cryptic diversity on Mo'orea coral reefs, French Polynesia. *PloS one*, 12, e0175066.
- Rayment M., Haines R., McNeil D., Conway M., Tucker G. & Underwood E. (2014). Study on specific design elements of biodiversity offsets: biodiversity metrics and mechanisms for securing long term conservation benefits. DG ENVIRONMENT: ENV. B. Report prepared for European Commission. London: ICF International.
- Regnery B., Couvet D. & Kerbiriou C. (2013a). Offsets and Conservation of the Species of the EU Habitats and Birds Directives. *Conservation Biology*, 27, 1335-1343.
- Regnery B., Couvet D., Kubarek L., Julien J.-F. & Kerbiriou C. (2013b). Tree microhabitats as indicators of bird and bat communities in Mediterranean forests. *Ecological Indicators*, 34, 221-230.
- Regnery B., Quétier F., Cozannet N., Gaucherand S., Laroche A., Burlyo M., Couvet D. & Kerbiriou C. (2013b). Mesures compensatoires pour la biodiversité : comment améliorer les dossiers environnementaux et la gouvernance ? *Science, Eaux et Territoires*, 12- 2013, 8 p.
- Resh V.H., Brown A.V., Covich A.P., Gurtz M.E., Li H.W., Minshall G.W., Reice S.R., Sheldon A.L., Wallace J.B. & Wissmar R.C. (1988). The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American benthological society*, 7, 433-455.

- Ribeiro M.C., Metzger J.P., Martensen A.C., Ponzoni F.J. & Hirota M.M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation*, 142, 1141-1153.
- Ripley B., Venables B., Bates D.M., Hornik K., Gebhardt A., Firth D. & Ripley M.B. (2013). Package 'MASS'. Cran R.
- Robert A., Colas B., Guigon I., Kerbirou C., Mihoub J.B., Saint-Jalme M. & Sarrazin F. (2015). Defining reintroduction success using IUCN criteria for threatened species: a demographic assessment. *Animal Conservation*, 18, 397-406.
- Rodrigues A.S.L., Pilgrim J.D., Lamoreux J.F., Hoffmann M. & Brooks T.M. (2006). The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 21, 71-76.
- Roy D. & Sparks T. (2000). Phenology of British butterflies and climate change. *Global change biology*, 6, 407-416.
- Ruggiero L.F., Hayward G.D. & Squires J.R. (1994). Viability analysis in biological evaluations: concepts of population viability analysis, biological population, and ecological scale. *Conservation Biology*, 8, 364-372.
- Sala O.E., Stuart Chapin F., III, Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D.M., Mooney H.A., Oesterheld M.n., Poff N.L., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M. & Wall D.H. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, 287, 1770-1774.
- Santos R., Ring I., Antunes P. & Clemente P. (2012). Fiscal transfers for biodiversity conservation: the Portuguese Local Finances Law. *Land use policy*, 29, 261-273.
- Sasaki T., Furukawa T., Iwasaki Y., Seto M. & Mori A.S. (2015). Perspectives for ecosystem management based on ecosystem resilience and ecological thresholds against multiple and stochastic disturbances. *Ecological Indicators*, 57, 395-408.
- Saunders D.A., Hobbs R.J. & Margules C.R. (1991). Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology*, 5, 18-32.
- Secretariat of the Convention on biological diversity (1992). Convention on biological diversity. In: Convention on Biological Diversity.
- Seifan M., Tielbörger K., Schloz-Murer D. & Seifan T. (2010). Contribution of molehill disturbances to grassland community composition along a productivity gradient. *Acta Oecologica*, 36, 569-577.
- Semlitsch R.D. (2008). Differentiating migration and dispersal processes for pond-breeding amphibians. *Journal of wildlife management*, 72, 260-267.
- Serranito B., Aubert A., Stemmann L., Rossi N. & Jamet J.L. (2016). Proposition of indicators of anthropogenic pressure in the Bay of Toulon (Mediterranean Sea) based on zooplankton time-series. *Cont. Shelf Res.*, 121, 3-12.
- Siddig A.A.H., Ellison A.M., Ochs A., Villar-Leeman C. & Lau M.K. (2016). How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in *Ecological Indicators*. *Ecological Indicators*, 60, 223-230.
- Smith M.D. & Knapp A.K. (2003). Dominant species maintain ecosystem function with non-random species loss. *Ecol Lett*, 6, 509-517.
- Solan M., Cardinale B.J., Downing A.L., Engelhardt K.A., Ruesink J.L. & Srivastava D.S. (2004). Extinction and ecosystem function in the marine benthos. *Science*, 306, 1177-1180.
- Sordello R., Conruey T., Rogeon G., Merlet F., Houard X. & Touroult J. (2013). Synthèses bibliographiques sur les traits de vie de 39 espèces proposées pour la cohérence nationale de la Trame verte et bleue relatifs à leurs déplacements et besoins de continuité écologique. Muséum national d'histoire naturelle (MNHN) - Service du Patrimoine naturel (SPN) & Office pour les insectes et leur environnement (Opie), 20 pages + 39 fiches. .
- Soule M.E. (1986). *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*.
- State of Florida (2004). F-DEP UMAM Chapter 62-345.
- Stoddard J.L., Larsen D.P., Hawkins C.P., Johnson R.K. & Norris R.H. (2006). Setting Expectations for the Ecological Condition of Streams : The Concept of Reference Condition Ecological Applications, 16, 1267-1276.
- Spangenberg J.H. (2007). Biodiversity pressure and the driving forces behind. *Ecological Economics*, 61, 146-158.

- Sunderland T., Sunderland-Groves J., Shanley P. & Campbell B. (2009). Bridging the gap: how can information access and exchange between conservation biologists and field practitioners be improved for better conservation outcomes? *Biotropica*, 41, 549-554.
- Sutherland W. (2003). Evidence-based Conservation. *Conservation*, 4, 39-42.
- Sverdrup H.U. & Belyazid S. (2015). Developing an approach for Sweden, Switzerland, United States and France for setting critical loads based on biodiversity including management, pollution and climate change. *Ecological Modelling*, 306, 35-45.
- Tambosi L.R., Martensen A.C., Ribeiro M.C. & Metzger J.P. (2014). A Framework to Optimize Biodiversity Restoration Efforts Based on Habitat Amount and Landscape Connectivity. *Restoration Ecology*, 22, 169-177.
- Taylor P.D., Fahrig L., Henein K. & Merriam G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 571-573.
- ten Kate K., Bishop J. & Bayon R. (2004). Biodiversity offsets: Views, experience, and the business case. *IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and Insight Investment, London, UK*.
- Theobald D.M., Miller J.R. & Hobbs N.T. (1997). Estimating the cumulative effects of development on wildlife habitat. *Landscape and urban planning*, 39, 25-36.
- Thomas J.A., Bourn N.A.D., Clarke R.T., Stewart K.E., Simcox D.J., Pearman G.S., Curtis R. & Goodger B. (2001). The quality and isolation of habitat patches both determine where butterflies persist in fragmented landscapes. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 268, 1791-1796.
- Thomas C.D., Cameron A., Green R.E., Bakkenes M., Beaumont L.J., Collingham Y.C., Erasmus B.F., De Siqueira M.F., Grainger A. & Hannah L. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature*, 427, 145-148.
- Thomas C.D. & Gillingham P.K. (2015). The performance of protected areas for biodiversity under climate change. *Biological Journal of the Linnean Society*, 115, 718-730.
- Thompson, J. D., Charpentier, A., Bouguet, G., Charmasson, F., Roset, S., Buatois, B., Vernet, P. & Gouyon, P.-H. 2013. Evolution of a genetic polymorphism with climate change in a Mediterranean landscape. *Proceedings of the National Academy of Science (USA)*, 110, 2893-2899.
- Thompson, J.D. 2011. C'est nécessaire : articuler biodiversité et paysage. *Espaces Naturels*, 34, 24-25.
- Tilman D. (2001). Functional diversity. *Encyclopedia of biodiversity*, 3, 109-120.
- Tilman D., May R.M., Lehman C.L. & Nowak M.A. (1994). Habitat destruction and the extinction debt. *Nature*, 371, 65-66
- Tischew S., Baasch A., Conrad M.K. & Kirmer A. (2010). Evaluating Restoration Success of Frequently Implemented Compensation Measures: Results and Demands for Control Procedures. *Restoration Ecology*, 18, 467-480.
- Tregidga H. (2013). Biodiversity offsetting: problematisation of an emerging governance regime. *Accounting Auditing & Accountability Journal*, 26, 806-832.
- Turner M.G. (1989). Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20, 171-197.
- US Fish and Wildlife Service (USFWS) (1980). Habitat Evaluation Procedure.
- Vane-Wright R.I., Humphries C.J. & Williams P.H. (1991). What to protect?—Systematics and the agony of choice. *Biological conservation*, 55, 235-254.
- Vanpeene-Bruhier S., Pissard P.-A. & Bassi C. (2013). Mesures compensatoires des atteintes à l'environnement dans les projets d'infrastructures: de nouvelles exigences réglementaires pour une amélioration des pratiques? *Sciences Eaux and Territoires: la Revue du IRSTEA*, 7 p.
- Virah-Sawmy M., Ebeling J. & Taplin R. (2014). Mining and biodiversity offsets: A transparent and science-based approach to measure "no-net-loss". *J. Environ. Manage.*, 143, 61-70.
- Vitousek P.M., Mooney H.A., Lubchenco J. & Melillo J.M. (1997). Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 277, 494-499.
- Volkman L., Martyn I., Moulton V., Spillner A. & Mooers A.O. (2014). Prioritizing populations for conservation using phylogenetic networks. *PloS one*, 9, e88945.
- Wake D.B. & Vredenburg V.T. (2008). Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105, 11466-11473.
- Walker K.J., Stevens P.A., Stevens D.P., Mountford J.O., Manchester S.J. & Pywell R.F. (2004). The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological conservation*, 119, 1-18.

- Walker S., Brower A.L., Stephens R.T.T. & Lee W.G. (2009). Why bartering biodiversity fails. *Conservation Letters*, 2, 149-157.
- Walsh C., Mac Nally R. & Walsh M.C. (2013). Package 'hier. part'. R package Version, 1.0-4.
- Walz U. (2015). Indicators to monitor the structural diversity of landscapes. *Ecological Modelling*, 295, 88-106.
- Weir B.S. (1990). Genetic data analysis. Methods for discrete population genetic data. Sinauer Associates, Inc. Publishers.
- Wende W., Scholles F. & Hartlik J. (2012). Twenty-five years of EIA in Germany: Our child has grown up. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 14, 1250023.
- White P.S. & Pickett S.T. (1985). Natural disturbance and patch dynamics: An introduction. *Unknown Journal*, 3-13.
- Whitehead A.L., Kujala H. & Wintle B.A. (2017). Dealing with cumulative biodiversity impacts in strategic environmental assessment: A new frontier for conservation planning. *Conservation letters*, 10, 195-204.
- Wickham H. (2011). ggplot2. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics*, 3, 180-185.
- Willi Y., Van Buskirk J. & Hoffmann A.A. (2006). Limits to the adaptive potential of small populations. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 37, 433-458.

Annexes



Annexe 1 : Evolutions réglementaires liées à la séquence ERC.

Annexe 2 : *Supplementary material* de l'article « Ecological Equivalence Assessment Methods: What Trade-Offs between Operationality, Scientific Basis and Comprehensiveness? »



Annexe 3 : Périmètres élargis pour le niveau espèce en lien avec les capacités de dispersion des différents taxons et espèces.

Annexe 4 : *Supplementary material* de l'article : From conceptual vision to practical evaluation of biodiversity for ecological equivalence assessment in the context of biodiversity offsets.



Annexe 5 : Description des sites d'étude.

Annexe 6 : Description des indicateurs du cadre d'évaluation.

Annexe 7 : Indices de spécialisation de l'avifaune.

Annexe 8 : *Supplementary material* de l'article "Success of biodiversity offset : we need more feedbacks to reduce uncertainties".



Annexe 9 : Format des fichiers de données à utiliser pour le calcul des pertes, des gains et de l'équivalence.

Annexe 10 : Test du cadre méthodologique d'évaluation de l'équivalence sur le site du barrage de Tignes : évaluation de l'état initial.

Annexe 11 : Test du cadre méthodologique d'évaluation de l'équivalence sur le site du barrage de Tignes : prédiction de la valeur des indicateurs après impacts.



Annexe 12 : Test du cadre méthodologique d'évaluation de l'équivalence sur le projet Romanche Gavet.

Annexe 13 : Test du cadre méthodologique d'évaluation de l'équivalence sur le projet Romanche Gavet : prédiction de la valeur des indicateurs après impacts sur le site de Véna, et après mise en place des MC sur le site de l'Île Falcon.



Annexe 14 : Sorties graphiques des gains (effet des mesures compensatoires) aux NH et NSp sur le site de l'Île Falcon à CT et LT.

Annexe 15 : Autres articles écrits durant la thèse.

Annexe 16 : Bibliographie des annexes.

Annexe 1 : Evolutions règlementaires liées à la séquence ERC

Droit communautaire (Europe)	Droit interne (France)
Décret 77/1141 (1967) : réforme des études d'impact (modifié par la suite).	Loi sur la Protection de la Nature du 10 juillet 1976 : introduction de l'étude d'impact en France et de notion de la compensation dans la séquence ERC. Obligation de compenser les conséquences dommageables d'un projet sur l'environnement.
Directive 85/337/CEE des Incidences sur l'Environnement (EIE) : conditionne l'autorisation de projets publics et privés après l'étude d'impact. L'évaluation environnementale doit prendre en compte la séquence ERC.	Loi sur l'eau de 1992 réaffirmée en 2006 par la Loi sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA) impose la mise en place de mesures compensatoires sur les zones humides.
Directive 79/409/CEE (Directive Oiseaux) et Directive 92/43/CEE (Directive habitat) qui institue le réseau Natura 2000 ayant pour objectif la conservation des habitats naturels, de la faune et la flore. Précise la notion de compensation dans le cadre de l'étude d'évaluation des incidences au titre de Natura 2000	Arrêté du 19 février 2007 (Articles L.411-1 et L.411-2 du code de l'environnement) pour les demandes de dérogation pour espèces protégées
Directive 2001/42/CE : Les plans, schémas, programmes et documents de planification sont également soumis à évaluation environnementale ou étude d'impact.	Loi sur la Responsabilité Environnementale (LRE) de 2008 : obligation de prise en compte de la compensation des impacts survenus après les dommages ou des pertes intermédiaires accidentelles. Introduction de la notion de « services écologiques »
Directive Cadre sur l'Eau (DCE) de 2000 : requête d'un bon état des eaux et prévention de toute dégradation supplémentaire de l'état des écosystèmes aquatiques.	Lois Grenelles I et II (2009 et 2010) permettent de prendre en compte des atteintes aux continuités écologiques, rendent obligatoire la description des mesures d'évitement, réduction et compensation ainsi que les modalités de leur suivi et instaurent des contrôles et sanctions en cas de non-conformité. Loi Grenelle II 2010-788, art 125 et 235 : Obligation de mettre en place des mesures compensatoires lors d'études d'incidences Natura 2000 Loi Grenelle II 2010-788, art 124 : demande de dérogation portant sur les espèces protégées Loi Grenelle II 2010-788, art 124 : prise en compte des trames vertes et bleues dans les mesures de compensation
Directive 2004/35/CE relative à la responsabilité environnementale qui établit la prise en compte dans la compensation des impacts accidentels et consacre le principe de la réparation « en nature » des impacts sur l'environnement. Les approches allant dans le sens d'une équivalence ressource-ressource ou service-service sont à utilisées en priorité.	Ordonnance 2012-92 du 26 janvier 2012 relative à la partie législative du code forestier : obligation de compenser les opérations de défrichement par un reboisement. Introduction d'une réglementation sur le ratio surfacique de la compensation allant de 2 à 5.
Directive 2014/52/UE , modifiant la Directive 2011/52/UE et relative à l'évaluation des incidences de certains projets publics et privé sur l'environnement.	Loi du 8 août 2016 sur la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages. Mesures compensatoires équivalentes aux impacts Obligation de « non perte nette » Obligation de résultats Sites naturels de compensation

Annexe 2 : Supplementary material de l'article « Ecological Equivalence Assessment Methods: What Trade-Offs between Operationality, Scientific Basis and Comprehensiveness? »

Annexe 2-A: Description des EAM

- **Synthèse**

EAM	Year of EAM development	Structure and country	Biodiversity targeted and "compensation unit"	Key equivalence considerations taken into account		
				Spatial	Temporal	Uncertainties
Habitat Evaluation Procedure	1976	US Fish and Wildlife Service, USA	Species population terrestrial habitats Habitat Unit (HU)	No	Yes	No
Resource and Habitat Equivalency Analysis	1994	National Oceanic and Atmospheric Administration, USA	Terrestrial habitat resource / service Discounted resource/service year	No	Yes	No
Canadian method Fish Habitat Habitat Hectare	2001	Department of Fisheries and Oceans, Canada	Lacustrine fish habitats Habitat Suitability Index	No	No	No
	2003	Victorian Department of Natural Resources and Environment, Australia	Australian vegetation Habitat Hectare	Yes	No	No
Uniform Mitigation Assessment Method	2004	Florida Department of Environmental Protection, USA	Florida wetlands Delta	Yes	Yes	Yes
Landscape Equivalency	2005	Endangered species banking agencies, USA	Species metapopulations Discounted landscape service year	Yes	Yes	No
BBOP pilot method (PilotBBOP)	2009	Business and Biodiversity Offsets Programme, international	Terrestrial habitats Habitat Hectare	Yes	No	Yes
Land Clearing Evaluation	2009	New South Wales Government, Australia	Australian vegetation Site Value, Landscape Value and Regional Value	Yes	No	No
German Ökokonto	2010	Consultancies, Germany	Terrestrial habitats Biotope Value	No	No	Yes
Californian Rapid Assessment Method	2006	California Wetlands Monitoring Workgroup, USA	California wetlands CRAM Score	Yes	No	No
Pilot method in United Kingdom	2011	Department for Environment, Food & Rural Affairs, UK	Terrestrial habitats Habitat Hectare	Yes	Yes	Yes
Somerset Habitat Evaluation Procedure	2014	Somerset County Council, England	Terrestrial habitats Habitat Unit	Yes	Yes	Yes

- **Habitat Evaluation Procedure** (US Fish and Wildlife Service (USFWS) 1980)

The Habitat Evaluation Procedure (HEP) was developed in the late seventies in USA by the US Fish and Wildlife Service, in order to calculate comparable Habitat Units (HUs) and use them as a basis for sizing optimal offsets. This EAM focuses on habitats. It is stipulated in HEP that an area can have various habitats (with measurable areal extents) and that they can have different suitability for species that may occur in that area. The habitat suitability is quantified in HEP via Habitat Suitability Index Models (HSIs).

To calculate HSIs, user has first to select species of interest (they can be patrimonial and endangered species, umbrella species etc. depending on the issues on the site). Then, for each species, a HIS has to be chosen to best reflect species condition in its habitat (or the habitat suitability for this species). It must be in an index form:

$Index\ value = \frac{Value\ of\ interest}{Standard\ of\ comparison}$ so for an HSI it will be:

$$HSI = \frac{Study\ area\ habitat\ condition}{Optimum\ habitat\ condition}$$

The ‘‘Optimum habitat condition’’ is a benchmark found in literature or measured in the field. Metrics for ‘‘Study area habitat condition’’ can be for example species abundance or biomass/unit area, but must reflect the habitat suitability for this species.

The next step consists in calculating cumulative Habitat Units (HU’s) for the species, for each year of the evaluation (e.g. each year of project):

$$Cumulative\ HU's = \sum_{i=1}^p HSI_a * habitat\ areal\ extent_a$$

Where:

HSI_a is the species’ HSI at year i

$areal\ extent_a$ is the area of available habitat for species at the year i. It is calculated in different ways depending whether the species habitat include only one vegetation cover type, or more than one. There three possibilities: (i) species habitat includes one cover type (e.g. forest), (ii) species habitat includes several cover types, but each one provides all of species requirements (i.e. shelter, food), (iii) species habitat includes several cover types, but each one provides only one species requirement (e.g. forest/shelter and meadow/food).

If HSI value is not available for every year, user can decompose the period of analysis in smaller period and calculate Cumulative HU with a specific formula.

Finally, Average Annual Habitat Units (AAHU’s) are calculated as follow for each year of the evaluation (e.g. each year of project):

$$Average\ Annual\ Habitat\ Units\ (AAHU's) = \frac{Cumulative\ HU's}{Period\ analysis\ number\ of\ years}$$

This value is the one used in the losses and gains calculation, as follow:

$$Losses\ or\ Gains = AAHU's_{with} - AAHU's_{without}$$

Where:

$AAHU'_{with}$ is the AAHU’s for the impacted site or the compensatory site with impact or offsets.

$AAHU'_{without}$ is the AAHU’s for the impacted site or the compensatory site without impact or offsets (initial state of area before impact and before offsets).

This evaluation takes into consideration the natural evolution of both impacted and compensatory site (without any impact or offset).

There are two main equations to size offsets, depending on the compensation goal:

-In-kind: the HU lost are offset for each evaluation species (the list of target species is identical to the list of negatively impacted species).

$$Optimum\ compensation\ area = -A * \frac{\sum_{i=1}^n Losses(i) * Gains(i)}{\sum_{i=1}^n Gains(i)^2}$$

-Equal replacement: the HU lost are offset through a gain of an equal number of HU’s (the list of target species may or may not be identical to the list of negatively impacted species).

$$Optimum\ compensation\ area = -A * \frac{\sum_{i=1}^n Losses(i)}{\sum_{i=1}^n Gains(i)}$$

Where:

A is the size of candidate compensation study area

i is the species number, and n is the total number of identified species.

- **Resource and Habitat Equivalency Analysis** (NOAA 1995, 1997)

Resource Equivalency Analysis (REA) and Habitat Equivalency Analysis (HEA) are EAMs developed initially to size offset for accidental impacts on resource (REA) or service (HEA) (i.e. oil spill on salt marsh) by the National Oceanic and Atmospheric Administration, in the United States. These EAMs are based on two restoration actions: one primary restoration on the impacted site, and one compensatory restoration on the compensatory site. The latest aims to offset the impacted site's interim losses. Only one proxy is needed to represent the level of resource or service lost.

In REA, it is understood by "resource" a particular species population. So the proxy chosen by the user can be abundance for example. In HEA, it is understood by "service" a particular function of a habitat. The proxy is also chosen by the user and can be the primary productivity of salt marsh for example.

First, user has to determine the benchmark, which is the level of resource or service on the impacted site before the accident occurred. Then, losses are calculated according to a "recovery function" representing the evolution of resource or service level from the accident to the benchmark on the impacted site with primary restoration. The same way, gains are calculated according to a "maturity function" representing the evolution of resource or service level from the beginning of offsets to the benchmark for the compensatory site. Losses and gains are calculated each year for a certain amount of time, which at minimum must last until the level of resource or service has reached the benchmark. A discounted rate is used in these EAMs in order to take in consideration the relation the public has with the resource or service losses and gains. With the application of a discounted rate, losses have an increasing value over time, and in the contrary, gains have a decreasing value over time.

Losses and gains are calculated as follow (the unit is discounted resource or service acre year).

$$Losses = \sum_{n=i}^b (R_t * D) * area_1$$

$$Gains = \sum_{n=j}^b (R_t * D) * area_2$$

Where:

i is the year when primary restoration starts on the impacted site (area 1)

j is the year when offsets start on the compensatory site (area 2)

b is the year when the calculation is stopped (benchmark level have to be reached).

R is the % of resource or service lost or gained compared to the benchmark in average at the nth year.

D is the discounted rate

Ecological equivalence is achieved when losses = gains.

The equations to size offsets that achieve equivalence is as follow:

$$Area_2 = \frac{\sum_{n=i}^b (R_t * D) * area_1}{\sum_{n=j}^b (R_t * D)}$$

- **Canadian method Fish Habitat** (Minns *et al.* 2001)

In Canada, the Department of Fisheries and Oceans provide tools for managing and protecting Canada's fishery resources. Section 35 of the Fisheries Act is a general prohibition forbidding the Harmful Alteration, Disruption or Destruction (HADD) of fish habitats. If all mitigation measures cannot prevent a HADD, an authorization is required and proponents are then obligated to develop a set of compensatory actions that will result at least in no net loss of fish productivity. The Fish Habitat method is an EAM allowing to size offset so they can achieve no net loss. The method is mainly intended to be used to assess development projects occurring in large inland lakes. It involves the use of a "Habitat Suitability Matrix" (HSM) model implemented as a software package with many features (but regulatory users only use basic elements).

"The essence of the approach is the idea that the habitat preferences of individual fish species and life stages can be quantified and aggregated into habitat suitability indices [HSI] that in turn can be used as surrogate measures of fish habitat productivity" (Minns *et al.* 2001). To calculate HSI's, the HSM model uses pooled matrices representing the aggregate habitat preferences of many species. Species lists are identified and are grouped by life stage, trophic level regime and thermal preference. HIS values are generated for specific

combinations of water depth, substrate and vegetation cover that can be assigned to individual habitat patches. HIS values range between 0 and 1, which represent a percentage of the benchmark (1 is the benchmark value). HIS's as surrogates of fish productivity are calculated for three areas:

- the area of habitat lost due to development activity (A_{Loss})
- the area modified, directly and indirectly, as a result of the development activity (A_{Mod})
- the area created or modified elsewhere to compensate for the development activity (A_{Comp})

To achieve ecological equivalence, the result of the following equation has to be neutral (no net loss of biodiversity) or positive (net gain):

$$\Delta P_{now} = [(P_{Mod} - P_{Now}) * A_{Mod}] - (P_{Max} * A_{Loss}) + [(P_{Com} - P_{Now}) * A_{Com}]$$

Where:

- ΔP_{now} is the net change of natural productivity of fish habitat
- P_{Max} is the maximum potential unit area productivity rate (or productive capacity)
- P_{Now} is the present unit area productivity rate
- P_{Mod} is the modified unit area productivity rate in affected areas
- P_{Com} is the compensation unit area productivity rate in affected areas.

- **Habitat Hectare** (Parkes *et al.* 2003)

The “Habitat Hectare” approach has been first developed by (Parkes *et al.* 2003) for the Victorian Department of Natural Resources and Environment in Australia. Here we will name “Habitat Hectare” this particular EAM, even though other EAMs are based on the same principle (e.g. UK pilot method, BBOP pilot method). This principle consists in multiplying a value reflecting the quality of the site with the site area.

Habitat Hectare focuses on terrestrial biodiversity related to native vegetation. A site is evaluated according to several indicators (listed below), some related to the site condition, and others related to landscape context. Each indicator is scored as a percentage of a benchmark (Pre-European vegetation condition). A pre-defined weight is attributed to each indicator. The sum of all indicators maximal values equals 100.

Indicators and their maximal scores:

Site condition	Large trees	10
	Tree (canopy) cover	5
	Understorey (non-tree) strata	25
	Lack of weeds	15
	Recruitment	10
	Organic litter	5
	Logs	5
Landscape context	Patch size	10
	Neighbourhood	10
	Distance to core area	5

The site final score is called the “Habitat Score” (HS) and it is calculating summing all indicators scores. It must be multiplied by the site area (in hectare). Four Habitat Scores are calculated:

- HS_A for the current score of the habitat that will be impacted (area 1)
- HS_B is the predicted score for the habitat after impacts (area 1)
- HS_C is the current score of the habitat proposed for offsets (area 2)
- HS_D is the predicted score of the habitat after offsets (area 2)

Ecological equivalence is achieved when:

$$(HS_A * area_1) - (HS_B * area_1) \text{ (losses)} = (HS_D * area_2) - (HS_C * area_2) \text{ (gains)}.$$

The equations to size offsets that achieve equivalence is:

$$Area_2 = \frac{HS_A * area_1 - HS_B * area_1}{HS_D - HS_C}$$

This calculation has to be done for each impacted habitat.

- **Uniform Mitigation Assessment Method** (State of Florida 2004)

The Uniform Mitigation Assessment Method (UMAM) is a “rapid assessment method” developed specifically for Florida’s wetlands in order to assess their functionality.

Indicators are predefined and classified in three categories:

- Location and landscape*
8 indicators
- Hydraulic environment*
12 indicators
- Community structures*
Vegetation and structural habitat
10 indicators
- Benthic and Sessile Communities”
7 indicators

User have to score each indicator between 0 and 10 depending on the indicator condition (the guidance help the user defined it). An average score is calculated by category and the average of these score is the site final score called Delta. Four Deltas are calculated.

- Δ_A for the current score of the site that will be impacted (area 1)
- Δ_B is the predicted score for the site after impacts (area 1)
- Δ_C is the current score of the site proposed for offsets (area 2)
- Δ_D is the predicted score of the site after offsets (area 2)

The method includes two multipliers for gains calculation:

-the *T-factor* reflects the time lag associated with mitigation (the period of time between when the functions are lost at an impact site and when those functions are replaced by the mitigation), and the additional mitigation needed to account for the deferred replacement of wetland or surface water functions. It determined with a correspondence grid between years and scores.

-The mitigation *risk*, evaluated to account for the degree of uncertainty that the proposed conditions will be achieved, resulting in a reduction in the ecological value of the mitigation assessment area. The risk is scored on a scale from 1 (for no or de minimus risk) to 3 (high risk), on quarter-point (0.25) increments.

Losses and gains are calculated as follow:

$$Losses = (\Delta_A - \Delta_B) * area_1$$

$$Gains = \left[\frac{(\Delta_D - \Delta_C)}{T-factor * risk} \right] * area_2$$

Ecological equivalence is achieved when losses = gains

The equations to size offsets that achieve equivalence is as follow:

$$Area_2 = \frac{(\Delta_A - \Delta_B) * area_1}{(\Delta_D - \Delta_C)} * (T - factor * risk)$$

- **Landscape Equivalency Analysis** (Bruggeman *et al.* 2005)

This EAM has been developed to calculate ecological credit for species mitigation bank in the United States. It is elaborated on the same principles than REA and HEA. The method aim to assess a landscape conservation value (service) for metapopulation, evaluated through two main indicators: abundance and genetic variance. Those indicators are calculated for three landscape evolution scenario. A landscape is modeled as “*habitat patches [which] are distinguished by greater habitat quality than surrounding areas. Area outside of the habitat patch that allow low occupancy rates (lower habitat quality) are classify as the matrix*” (Bruggeman *et al.* 2005). As in REA and HEA, a discounted rate is used.

Abundance and genetic variance are modeled for:

- the B scenario (benchmark) where there is no habitat loss
- the M scenario (mitigation) where a conservation bank is added

-the W scenario (withdrawal) where impacts sites in the landscape require the withdrawal of credit from the mitigation bank (several choices are possible). Ecological credits (E) for conservation bank are calculated as follow (the unit is discounted landscape service year): With the abundance indicator:

$$E = \sum_{t=i}^x \frac{1}{(1 + D)^t} \left(\frac{Nm_t - Nw_t}{Nb_t} \right)$$

With the genetic variance indicator:

$$E = \sum_{t=i}^x \frac{1}{(1 + D)^t} \left(\frac{Gb_t - Gw_t}{Gb_t} \right) - \sum_{t=c}^x \frac{1}{(1 + D)^t} \left(\frac{Gb_t - Gm_t}{Gb_t} \right)$$

Where:

i is the year when impacts occurred and when credits are bought to a conservation bank.

x is the year when calculation is stopped

Nb, Nw and Nm are the abundance calculated in scenario B, W and M respectively, in average for the tth year

Gb, Gw and Gm are the abundance calculated in scenario B, W and M respectively, in average for the tth year

D is the discounted rate

The credits are calculated so that the “*landscape configurations that provide equivalent levels of services despite changes in landscape structure that result from losing a patch or changing matrix quality*” (Bruggeman et al. 2005).

- **BBOP pilot method** (Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) 2009)

The BBOP has proposed a methodology detailed in the *Biodiversity Design Offset Handbook* Appendix C. It has been designed for voluntary biodiversity offsets, and it based on “Habitat Hectare” principles. There are two versions of the method, one focusing on habitats, and the other focusing on species. It is recommended to use in priority the habitat version and the species version as a complement. All terrestrial habitats can be assessed.

For the habitat version, no indicators are imposed, they are to the choice of user, but the methodology provides guidance in this choice. The 10 to 20 indicators used to assess both impacted and compensatory sites have to be chosen according to ecological, spatial (e.g. connectivity), political (e.g. protected species) and social (e.g. emblematic species) issues. First, they have to be informed for a “benchmark area”, chosen as well by the user for its ideal habitat condition. Each indicator value found in the “benchmark area” will be its maximum value. Each indicator has also to be weighted depending on the importance it has in the habitat assessment (the sum of weights equals 100).

Four Habitat Scores are calculated.

HS_A for the current score of the site that will be impacted (area 1)

HS_B is the predicted score for the site after impacts (area 1)

HS_C is the current score of the site proposed for offsets (area 2)

HS_D is the predicted score of the site after offsets (area 2)

$$HS_A = \sum_{n=1}^x \left[\left(\frac{V_A}{V_b} \right) n * C_n \right]$$

$$HS_B = \sum_{n=1}^x \left[\left(\frac{V_B}{V_b} \right) n * C_n \right]$$

$$HS_C = \sum_{n=1}^x \left[\left(\frac{V_C}{V_b} \right) n * C_n \right]$$

$$HS_D = \sum_{n=1}^x \left[\left(\frac{(V_D * L) + V_D}{V_b} \right) n * C_n \right]$$

Where:

x is the number of chosen indicators

V_A, V_B, V_C, V_D are the values of the nth indicator

C_n is the weight of the nth indicator

L is the % of the nth indicator increase thanks to offset * offset success probability

Ecological equivalence is achieved when:

$$(HS_A * area_1) - (HS_B * area_1) \text{ (losses)} = (HS_D * area_2) - (HS_C * area_2) \text{ (gains)}.$$

The equations to size offsets that achieve equivalence is as follow:

$$Area_2 = \frac{HS_A * area_1 - HS_B * area_1}{HS_D - HS_C}$$

This calculation has to be done for each impacted habitat.

For the species version, only one indicator has to be chosen, representing the species population (e.g. abundance). A benchmark value is also fixed. The calculation is the same as the one in the habitat version.

- **Land Clearing Evaluation** (Gibbons *et al.* 2009)

The Land Clearing Evaluation (LCE) is the EAM behind the calculation of credits in the context of Biobanking in the New South Wales state in Australia (Department of Environment Climate Change and Water 2009).

LCE focuses on terrestrial biodiversity related to native vegetation which will be cleared. A site (whether a proposal site for clearance or a biobank site) is evaluated according to three values: the Regional Value (RV), the Landscape Value (LV) and the Site Value (SV). RV represents the site conservation significance of vegetation at the regional scale. The two latest are calculated using native vegetation biodiversity variables, scored as a percentage of a benchmark (Pre-European vegetation condition). The score goes from 0 to 3 according in which category the variable is. A pre-defined weight is attributed to each variable.

Each value calculation is detailed as follow:

- **Regional Value:**

It is the same equation for both clearing and offset sites.

$$RV = \sum_{z=1}^n \left[\left(1 - \left(\frac{R}{100} \right)^{0.25} \right) * \left(\frac{zone\ area}{total\ area} \right) * 100 \right]$$

Where:

z is a zone with the same vegetation type and the same condition

R is the per cent of the vegetation type in the z th zone that is remaining relative to its predicted pre-European distribution

- **Landscape Value:**

The variables used are listed below. Each variable is scored from 0 to 3 according to which category its value stands.

Variables:

- (1) % Cover of native vegetation within a 1.75 km radius of the site (1000 ha)
- (2) % Cover of native vegetation within a 0.55 km radius of the site (100 ha)
- (3) % Cover of native vegetation within a 0.2 km radius of the site (10 ha)
- (4) Connectivity value
- (5) Total adjacent remnant area
- (6) % Within riparian area

$$LV_{clearing\ site} = \sum_{v=1}^5 (S_v * W_v)_{current} - \sum_{v=1}^4 (S_v * W_v)_{with\ proposed\ clearing}$$

$$LV_{offset\ site} = \sum_{v=1}^6 (S_v * W_v)_{with\ proposed\ clearing\ and\ offsets} - \sum_{v=1}^4 (S_v * W_v)_{with\ proposed\ clearing}$$

Where:

S_v is the score for v th variable (1-6)

W_v is the weighting for the v th variable (1-6)

- **Site Value:**

The variables used are listed below. Each variable is scored from 0 to 3 according to which category its value stands.

Variables:

- (a) Native plant species richness
- (b) Native over-storey per cent cover
- (c) Native mid-storey per cent cover
- (d) Native ground per cent cover (grasses)
- (e) Native ground per cent cover (shrubs)
- (f) Native ground per cent cover (other)
- (g) Exotic plant per cent cover
- (h) Number of trees with hollows
- (i) Proportion of over-storey species occurring as regeneration
- (j) Total length of fallen logs

It is the same equation for both clearing and offset sites.

$$SV = \sum_{z=1}^x \left(\frac{\sum_{n=a}^j (S_v * W_v) + A[(S_a * S_g) + (S_b * S_i) + (S_h * S_j) + (S_c * S_k)] * 100}{c} * zone\ area \right)_z$$

Where:

z is a zone with the same vegetation type and the same condition

S_v is the score for v th variable (a-j)

W_v is the weighting for the v th variable (a-j)

A is a constant weighting given to the interaction terms (authors used 5)

$k = (sd + se + sf)/3$

c is the maximum score that can be obtained given the variables that occur in the benchmark for the vegetation type $zone\ area$ is the total area of the n th vegetation zone in hectares.

Clearance is accepted only if the gain in each value on offset site is higher or equal than the losses in each value on clearing site (meaning if ecological equivalence is achieved):

$$\begin{aligned} RV_D &\geq RV_A \\ LV_{offset\ site} &\geq LV_{clearing\ site} \\ SV_D - SV_C &\geq SV_A - SV_B \end{aligned}$$

Where:

A is the current value of site proposed for clearing

B is the predicted value of site after proposed clearing

C is the current value of site proposed for offsets

D is the predicted value of site proposed for offsets.

The equations, metrics and variables detailed here, as well as the data that underpinned them, were codified into a computer software tool to facilitate LCE application for users.

- **German method *Ökokonto*** (Darbi & Tausch 2010)

In Germany, mitigation modalities are settled in each Land for five environmental components: biotopes and species, water, soil, landscape, and air and climate. The general mitigation method is called *Ökokonto* (it is not the only mitigation method used in Germany). Here the modalities for the Bade-Wurtemberg Land are detailed for the biotopes and species component. The method focuses on biotopes, with the assumption that species can be protected through their habitat protection. In Germany, a biotope is a uniform geographic unit from a vegetation typology and/or landscape point of view. The *Ökokonto-Verordnung* decree indexes and classifies the Land's biotopes (with a total of 223).

Each biotope is classified according to:

-a "normal" value expressed in EcoPoints/m² corresponding to the average biotope's condition

-a value range allowing to take into account the changing biotope's condition

In reality, there are two sets of value range with a “normal” value: one called “realistic” and the other elaborated to take into account certain environmental measures uncertainty.

For example, a biotope could be characterized as follow:

-with a “realistic” value range from 20 to 30 EcoPoints/m² and a 25 EcoPoints/m² “normal” value.

-with an “uncertainty” value range from 15 to 25 EcoPoints/m² and a 20 EcoPoints/m² “normal” value.

The number of EcoPoints/m² a biotope will get is determined depending on three criteria: its degree of “naturalness”, the role it has for endangered or patrimonial species and its distinctiveness in the local scale. A software allows these three criteria combination to calculate the different values above for each biotope. The values go from 1 to 64 EcoPoints/m².

To calculate biodiversity losses and gains, four biotope values (V) are needed:

V_A for the current value of the biotope that will be impacted (area 1)

V_B is the predicted value for the biotope after impacts (area 1)

V_C is the current value of the biotope proposed for offsets (area 2)

V_D is the predicted value of the biotope after offsets (area 2)

Ecological equivalence is achieved when:

$$(V_A * area_1) - (V_B * area_1) \text{ (losses)} = (V_D * area_2) - (V_C * area_2) \text{ (gains)}.$$

The equations to size offsets that achieve equivalence is as follow:

$$Area_2 = \frac{(V_A - V_B) * area_1}{(V_D - V_C)}$$

- **Pilot method in UK** (Department for Environment Food & Rural Affairs 2012)

The UK pilot method has been developed by the Department for Environment, Food and Rural Affairs in England, in the context of a new legislation preparation (Department for Environment Food & Rural Affairs (DREFA) 2013).

This EAM is based on “Habitat Hectare” principles. It focuses on terrestrial habitat. Habitats are evaluated through two criteria: its condition and its distinctiveness. Condition is scored 1, 2 or 3 whether it is good, moderate or poor. Distinctiveness is scored 2, 4 or 6 whether it is low, medium or high. In England, guidelines are available for classifying habitat condition and distinctiveness (i.e. some condition assessment tools are available and used for specific purposes). Distinctiveness includes parameters such as species richness, diversity, rarity (at local, regional, national and international scales) and the degree to which a habitat supports species rarely found in other habitats.

The Habitat Score is calculated as (Condition * Distinctiveness). It must be multiplied by the site area (in hectare). Four Habitat Scores are calculated:

HS_A for the current score of the habitat that will be impacted (area 1)

HS_B is the predicted score for the habitat after impacts (area 1)

HS_C is the current score of the habitat proposed for offsets (area 2)

HS_D is the predicted score of the habitat after offsets (area 2)

Ecological equivalence is achieved when:

$$(HS_A * area_1) - (HS_B * area_1) \text{ (losses)} = (HS_D * area_2) - (HS_C * area_2) \text{ (gains)}.$$

In addition, the UK pilot EAM includes four multipliers which aim to take into account spatial, temporal and uncertainty dimensions in offset sizing:

-R1: offset probability of success

-R2: duration for the offset to be effective

-R3: offset location (ecological network)

-R4: condition of hedgerows on impacted site

The equations to size offsets that achieve equivalence is as follow:

$$Area_2 = \frac{HS_A * area_1 - HS_B * area_1}{HS_D - HS_C} * (R1 * R2 * R3 * R4)$$

This calculation has to be done for each impacted habitat.

• **Californian Rapid Assessment Method** (California Wetlands Monitoring Workgroup (CWMW) 2013)

The Californian Rapid Assessment Method (CRAM) is a “rapid assessment method” like UMAM, but developed specifically for California’s wetlands. There are two primary purposes for using CRAM. It is used to assess the ambient condition of a population of wetlands or to assess the condition of an individual wetland or wetland project. Wetland type must be identified following the guideline classification.

Indicators are predefined and classified in four categories:

-*Buffer and Landscape Context*

Aquatic Area Abundance or Stream Corridor Continuity

3 indicators

Buffer

3 indicators

-*Hydrology*

3 indicators

-*Physical Structure*

2 indicators

-*Biotic Structure*

Plant Community:

3 indicators

Horizontal Interspersion

Vertical Biotic Structure

User have to score each indicator with a letter from A to D (A=12, B=9, C=6, D=3) depending on the indicator condition (the guidance help the user defined it). The category score is calculated as an average of each indicator score except for *Buffer and Landscape Context* and *Biotic Structure* for which there is a specific formula.

The final CRAM Score (CS) is calculated as follow:

$$CS = \frac{score_{BLC}}{max_{BLC}} + \frac{score_H}{max_H} + \frac{score_{PS}}{max_{PS}} + \frac{score_{BS}}{max_{BS}}$$

Where:

$$score_{BLC} = [buffer\ condition * (\%AA\ with\ buffer * average\ buffer\ width)^{0.5}]^{0.5} + aquatic\ area\ abundance$$

$$score_{BS} = mean(plant\ community) + horizontal\ interspersion + vertical\ biotic\ structure$$

Four CS are calculated for each Assessment Areas (AA). The (AA) is the portion of the wetland that is assessed using CRAM. An AA might include a small wetland in its entirety. But, in most cases the wetland will be larger than the AA. Rules are therefore explained in the guideline to delineate the AA, which must only represent one type of wetland.

CS_A for the current score of the AA that will be impacted (AA 1)

CS_B is the predicted score for the AA after impacts (AA 1)

CS_C is the current score of the site proposed for offsets (AA 2)

CS_D is the predicted score of the site after offsets (AA 2)

Ecological equivalence is achieved when:

$$(CS_A * AA_1) - (CS_B * AA_1) \text{ (losses)} = (CS_D * AA_2) - (CS_C * AA_2) \text{ (gains)}.$$

The equations to size offsets that achieve equivalence is as follow:

$$AA_2 = \frac{CS_A * AA_1 - CS_B * AA_1}{CS_D - CS_C}$$

CRAM Scores are comparable only between the same types of wetland.

- **Somerset Habitat Evaluation Procedure** (Burrows 2014)

This EAM has been adapted from the US Fish and Wildlife Service's method to be usable in the English context. It is based on the same principle: the calculation of Habitat Units (HU) which are the product of a Habitat Suitability Index (suitableness of habitat for species) and the total area of habitat affected or required for the species.

Habitats are classified into over 400 categories with an Integrative Habitat System (IHS) using hierarchical Habitat Codes. The IHS provides as well Matrix, Formation and Land Use/Management added to the Habitat Code. Each habitat category is scored on a scale from 0 (poor) to 6 (excellent), according to its condition to support species, no matter the distinctiveness (i.e. broadest, priority level). Then the Matrix score (from 0 to 6) is added or subtracted depending on the contribution the "matrix" has on habitat suitability. Matrix here represents certain elements like scrubs or single trees which can influence habitat suitability for species. Formation and Management are scored between 0 and 1, depending on their effect on habitat and are multipliers (e.g. a species could require grazed grassland). All these information are gathered in a database for each habitat (ongoing).

So IHS is calculated as follow:

$$IHS = [(Habitat Code \pm Matrix Code) * Formation Code * Management Code]$$

The IHS obtained is finally multiplied by the Density Band (scored 1, 2 or 3, according to the occurrence of the species in the habitat).

HUs on site are calculated as follow (area is in hectare):

$$HUs = (IHS * Density Band) * Area$$

The HUs calculation has not to be done necessarily for all species impacted, but some umbrella species should be chosen to represent a habitat.

Two HUs are calculated on each impacted and compensatory sites:

$HUs_{required}$ for HUs lost due to impacts and that have to be offset

$HUs_{retained/enhanced}$ for HUs retained or enhanced due to onsite or offsite offsets

$$HU_{required} = HUs \text{ before impact} * Risks$$

$$HU_{retained/enhanced} = HUs \text{ after offset} - HUs \text{ before offset}$$

Where:

"Risks" include delivery and temporal risks about offset measures. They are scored with specific grids provide by DREFA, and depend on the type of habitat.

Ecological equivalence is achieved when:

$$HU_{required} - HU_{retained \text{ or } enhanced} (losses) = HU_{retained \text{ or } enhanced} (gains)$$

It is considered that any impact on a species population affected by the development must be replaced by habitat enhancement or creation that is accessible to that particular population.

Annexe 2-B : Description des challenges, critères et modalités utilisés pour caractériser les EAM.

Challenge	Criteria	Modalities and Scoring
Operationality (Op)	Indicator set up (IndSetup)	- IndSetup1 : user has to choose one or several indicators - IndSetup2 : indicators are predefined without a scoring system - IndSetup3 : indicators are predefined with a scoring system
	Data availability (DataAv)	DataAv1 : data are costly in terms of both time and money DataAv2 : data are costly in terms of time (e.g., repeated data collection in the field) but not money DataAv3 : data are cost-free (e.g., open-access data-bases) and rapid to collect (e.g., simple indicators measured in the field) DataAv4 : Specific data-bases exist for the method (e.g., giving biodiversity units for specific habitat) so data is free and rapid to collect
	Implementation rapidity (ImpRp)	The time to implement method is: - ImpRp1 : greater than 1 year - ImpRp2 : between 6 months and 1 year - ImpRp3 : between 1 week and 6 months - ImpRp4 : less than 1 week
	Exchangeability (Exchg)	Exchg1 : EAM only allows calculation for "like for like" offset Exchg2 : EAM allows calculation for "like for unlike" offset when "like for like" offset is not relevant Exchg3 : The method can be adapted to compute "like for like" offset, or "like for unlike" offset when "like for like" offset is not relevant
	Scientific basis (ScBs)	
Biodiversity indicators (BiodivInd)	Biodiversity indicators (BiodivInd)	- BiodivInd1 : Indicators have to be chosen by users, based on examples and advice given in the EAM guideline - BiodivInd2 : Indicators are fixed in the method and based on expert opinion - BiodivInd3 : Indicators are fixed in the method and based on scientific documentation
	Biodiversity indicator metrics (BiodivIndMc)	BiodivIndMc1 : metric is qualitative BiodivIndMc2 : metric is quantitative discrete only or combined with qualitative BiodivIndMc3 : metric is quantitative continuous only or combined with quantitative discrete BiodivIndMc4 : metric is a combination of the three
	Spatial consideration (SpCd)	- SpCd1 : spatial consideration is not taken into account in the theoretical guidelines, but is used on a case-by-case basis in practice - SpCd2 : a ratio is used to adjust the surface area that will need to be offset - SpCd3 : some indicators include these issues directly (e.g., connectivity indicators)
	Uncertainty consideration (UnCd)	UnCd1 : uncertainty is not taken into account in the theoretical guidelines, but is considered on a case-by-case basis in practice UnCd2 : a ratio is used to adjust the offset surface area (this ratio is the result of expert opinion) UnCd3 : some indicators include this consideration directly (e.g., contribution to a site value) UnCd4 : a ratio is used to adjust the offset surface area. This ratio is based on scientific literature or an existing data-base which provides scientific feedback on previous restoration actions
Comprehensiveness (Exh)	Key equivalence considerations (EqCd)	-Key equivalence considerations taken into account are: - EqCd1 : only ecologic - EqCd2 : ecologic + one other - EqCd3 : ecologic + two others - EqCd4 : ecologic + three others
	Target Biodiversity (TgBiodiv)	Biodiversity targeted can be: TgBiodiv1 : natural habitat or species population and/or ecosystem functions TgBiodiv2 : natural habitat(s) + species population TgBiodiv3 : natural habitat(s) + species population + ecosystem functions
	Data type (DataTp)	- DataTp1 : data from literature and/or GIS data + Simple field data - DataTp2 : data from literature and/or GIS data + Simple field data + field inventories and/or field monitoring - DataTp3 : data from literature and/or GIS data + Simple field data + field inventories and/or field monitoring + modeling
	Number of indicators (NbInd)	NbInd1 : One indicator (or proxy) is used NbInd2 : Several indicators are used to evaluate one biodiversity components (e.g. species) NbInd3 : Several indicators are used to evaluate several biodiversity components (e.g. species and habitats)

Annexe 2-C: Questionnaire envoyé aux experts

*obligatory questions

- **What method are you going to assess? ***
- If you wish to fill in the form for a method that is not already mentioned, please write its name and references in "Other". Please choose one answer
 - Habitat Hectare (Parkes et al., 2003)
 - Pilot method in UK (Drefa, 2012)
 - BBOP pilot method (BBOP, 2009)
 - Resource Equivalency Analysis (NOAA, 1997)
 - Habitat Equivalency Analysis (NOAA, 1995)
 - Landscape Equivalency Analysis (Bruggeman et al., 2005)
 - Habitat Evaluation Procedure (USFWS, 1980)
 - Uniform Mitigation Assessment Method (State of Florida, 2004)
 - Californian Rapid Assessment Method (CWMW, 2013)
 - German Ökokonto (Darbi & Tausch 2010)
 - Land Clearing Evaluation (Gibbons et al., 2009)
 - Canadian method Fish Habitat (Minns et al., 2001)
 - Other: ⁽¹⁾

1-On which biodiversity component(s) does the method focus?

Please choose one answer. If your answer is not already mentioned, please precise it in "Other".

Species (e.g. protected species)
Natural habitat(s) (e.g. wetlands or old-growth forest)
Natural Habitat(s) + species (e.g. wetland with patrimonial species)
Natural Habitat(s) + species + ecosystem functions
Other:

2-How was the method developed?

Please choose one answer

It was developed by consultants
It was developed by researchers or by a governmental organization
It was developed by a collective group (e.g. researchers, consultants, administration...) at the regional (or state) level
It was developed by a collective group at the national (or federal) level

3-What is the kind of data used in the method?

You can choose several answers.

Bibliographic data
GIS data
Simple field data
Field inventories
Field monitoring
Modelling

4-How difficult is it to access or collect the necessary data?

Please choose one answer

Data are costly both in terms of time and money
Data are costly in terms of time (e.g. repeated data collection in the field) but they are not expensive
Data are costly in terms of money (e.g. data that need to be bought from specialized companies such as LIDAR data or laboratory analyses...) but rapid to collect
Data are free (e.g. open-access data-bases) and rapid to collect (e.g. simple indicators measured in the field)

5.a-How much time would you need to collect all the data?

For a site with an average surface and an average complexity.

< 2 days

Between 2 days and 2 months

Between 2 months and 1 year

> 1 year

5.b-Once the data collected, how much time would you need to calculate ecological equivalence, using the method?

6-On which basis were the indicators of biodiversity chosen?

Please choose one answer

Indicators have to be chosen by users, based on examples and advices given in the method

Indicators are fixed in the method and based on expert opinion

Indicators are fixed in the method and based on scientific documentation

7-What type of metric(s) is(are) used to assess indicators?

Example are given for the indicator "vegetation density". You can choose several answers.

Qualitative (e.g. not dense, quite dense, very dense)

Quantitative discrete (e.g. between 0 and 10 plants/m², between 11 and 20 plants/m² etc.)

Quantitative continuous (e.g. 33 plants/m²)

8- Does the method explicitly incorporate one or more of the following consideration?

You can choose several answers

Ecological consideration (biodiversity evaluation)

Spatial consideration (e.g. site insertion in the landscape, offset location)

Temporal consideration (e.g. offset effectiveness delay, interim losses)

Uncertainty consideration (e.g. offset success probability)

9.a-If the method takes into account spatial consideration, how is it incorporated in the method?

Please choose one answer

Some indicators include this consideration directly (e.g. connectivity indicators)

A ratio to adjust the surface area that will need to be offset is used

9.b-If the method takes into account uncertainty consideration, how is it incorporated in the method?

Please choose one answer

A ratio is used to adjust the surface of offset area. This ratio is the result of a negotiation on a case by case basis

A ratio is used to adjust the surface of offset area. This ratio is based on scientific literature or in existing data base which provide scientific feedback on previous restoration actions

Some indicators include this consideration directly (e.g. contribution to a site value)

10-Does the method allow "like for unlike" offsets?

Please choose one answer

No, It only allows "like for like" offsets (e.g. offsets targets the species impacted)

Yes, it allows "like for unlike" offsets (e.g. one species impacted can be offset with another species with the same value)

When using the method, it can be adapted to compute "like for like" offsets, or "like for unlike" offsets when "like for like" offsets are not relevant

If you have any remark(s), comment(s) or suggestion(s), you are welcome to write them here:

Would you like to fill in the form for another method? *

To fill in the form for another method, please click on "Send" and then "Send another answer".

- Comments about experts' answers to the questionnaire

⁽¹⁾ Only one "other" EAM was filled in (Biobanking in Australia), but it has the same principles as Land Clearing Evaluation since this EAM constituted the base for the development of Biobanking in the New South Wales, Australia. Experts were solicited specifically for their experience in the EAMs suggested in the list, which explains why we did not obtain a lot of "other" answers.

Experts' contribution was the most important for questions 3, 4, 5, 6, 7 and 9 because the answers required more than a bibliographic study of EAM to be filled in. Notably, to answer questions 3 to 5, expert needs to have tested EAM in practice. Questions 6, 7 and 9 required precision about how EAMs were designed, which is not always explicitly said in theoretical guidelines.

Divergences between published documents analysis and experts answers, and between different experts answers when several answers were obtained for the same EAM, concerned particularly questions 8 and 9. Indeed, we found out after dialogue with expert that there is certain flexibility for spatial considerations and uncertainties as they are often treated in case by case, even if they are not included in the main EAM guideline.

Details about expert answers to the questionnaire

EAMs	Number of answers	Name and function of expert whose answer has been chosen
Habitat Hectare	1	Expert wish for not to be cited
Pilot method in UK	3	Joseph William Bull , Director of Wild Business Ltd
BBOP pilot method	1	Expert wish for not to be cited
Resource Equivalency Analysis	0	
Habitat Equivalency Analysis	1	Expert wish for not to be cited
Landscape Equivalency Analysis	1	Frank Lupi , Management Support, Research & Outreach
Habitat Evaluation Procedure	1	Akira Tanaka , Chair Professor, Department of Restoration Ecology and Built Environment, School of Environment Tokyo City University
Somerset Habitat Evaluation Procedure	1	Expert wish for not to be cited
Uniform Mitigation Assessment Method	4	Constance Bersok , Environmental Administrator Florida Department of Environmental Protection
Californian Rapid Assessment Method	2	Cara Clark , member of CRAM workshop
German Ökokonto	3	Christian Küpfer , Professor, University of Nürtingen, Germany
Land Clearing Evaluation	1	Expert wish for not to be cited
Canadian method Fish Habitat	1	Dr Charles K Minns , Scientist Emeritus, Canadian Department of Fisheries and Oceans, Burlington, Ontario

Annexe 2-D: Modalités des EAM utilisées pour la PCA.

EAM name and code	Operationality				Scientific Basis				Comprehensiveness			
	IndSetup	DataAv	Exchg	ImpRp	BiodivInd	BiodivIndMc	SpCd	UnCd	EqCd	BiodivCp	DataTp	NbInd
Habitat Evaluation Procedure	IndSetup1	DataAv1	EqTp3	ImpRp1	BiodivInd1	BiodivIndMc4	SpCd1*	UnCd1*	EqCd2	BiodivCp1*	DataTp3	NbInd2
Resource Equivalency Analysis	IndSetup1	DataAv1	EqTp2	ImpRp2	BiodivInd1	BiodivIndMc4	SpCd1	UnCd1	EqCd2	BiodivCp1	DataTp3	NbInd 2
Habitat Equivalency Analysis	IndSetup1	DataAv1	EqTp2	ImpRp2	BiodivInd1	BiodivIndMc4	SpCd1	UnCd1	EqCd2	BiodivCp3	DataTp3	NbInd 3
Canadian method	IndSetup3	DataAv2	EqTp2	ImpRp3	BiodivInd2	BiodivIndMc1	SpCd1	UnCd4	EqCd3	BiodivCp3	DataTp3	NbInd 1
Fish Habitat	IndSetup3	DataAv3	EqTp2	ImpRp4	BiodivInd2	BiodivIndMc2	SpCd3	UnCd1	EqCd2*	BiodivCp1	DataTp2	NbInd 1
Habitat Hectare	IndSetup3	DataAv3	EqTp2	ImpRp4	BiodivInd2	BiodivIndMc1	SpCd3	UnCd2	EqCd4	BiodivCp1	DataTp1	NbInd 1
Uniform Mitigation Assessment Method	IndSetup1	DataAv1	EqTp1	ImpRp1	BiodivInd1	BiodivIndMc3	SpCd3	UnCd1	EqCd3	BiodivCp3	DataTp3	NbInd 1
Landscape Equivalency Analysis	IndSetup1	DataAv1	EqTp2	ImpRp1	BiodivInd1	BiodivIndMc4	SpCd3	UnCd2	EqCd3*	BiodivCp3	DataTp3	NbInd 2
BBOP pilot method	IndSetup3	DataAv2	EqTp1	ImpRp3	BiodivInd3	BiodivIndMc3	SpCd3*	UnCd1	EqCd2	BiodivCp2	DataTp3	NbInd 3
Land Clearing Evaluation	IndSetup3	DataAv4	EqTp2*	ImpRp2	BiodivInd2	BiodivIndMc2	SpCd1*	UnCd3	EqCd2 *	BiodivCp3	DataTp2	NbInd 3
German Ökokonto	IndSetup3	DataAv4	EqTp2*	ImpRp3	BiodivInd2	BiodivIndMc1	SpCd2	UnCd2	EqCd4	BiodivCp2	DataTp2	NbInd 2
Pilot method in UK	IndSetup3	DataAv3	EqTp1	ImpRp4	BiodivInd2	BiodivIndMc2	SpCd3	UnCd1	EqCd2	BiodivCp1	DataTp1	NbInd 2
Californian Rapid Assessment Method	IndSetup3	DataAv4	EqTp2	ImpRp2	BiodivInd2*	BiodivIndMc1	SpCd1	UnCd2	EqCd3*	BiodivCp1	DataTp3	NbInd 3
Somerset Habitat Evaluation Procedure	IndSetup3	DataAv4	EqTp2	ImpRp2	BiodivInd2*	BiodivIndMc1	SpCd1	UnCd2	EqCd3*	BiodivCp1	DataTp3	NbInd 3

* Answers which were subject to dialogue with expert. The main aspects for which we needed to ask precisions to experts concern the “Equivalence Considerations”, and as consequence the “Spatial and uncertainty Considerations”. Indeed, in practice, it is usual that ratios taking into account delay or risks are used to adjust the offset area, but in is done as an adaptation in case by case (in addition to the EAM baseline).

(1) We did not have an answer for this EAM, because it is almost the same as HEA except for all that concern biodiversity targeted and indicator used. We used only the theoretical guideline to attribute modalities to this EAM.

Annexe 2-E: Score moyen et score final exprimé en pourcentage du niveau d'atteinte du challenge.

EAMs	Score Op (%)	Score ScBs (%)	Score Comp (%)	Final Score (%)
Habitat Evaluation Procedure	57.14	53.85	85.711	65,57
Resource Equivalency Analysis	50	76.92	85.71	70,88
Habitat Equivalency Analysis	71.43	92.31	35.71	66,48
Canadian method Fish Habitat	50	53.87	42.86	48,90
Habitat Hectare	50	69.23	42.86	54,03
Uniform Mitigation Assessment Method	57.14	76.92	28.57	54,21
Landscape Equivalency Analysis	50	53.85	42.86	48,90
BBOP pilot method	42.86	69.23	78.57	63,55
Land Clearing Evaluation	57.14	69.23	85.71	70,70
German Ökokonto	57.14	53.87	78.57	63,19
Pilot method in UK	57.14	69.23	78.57	68,32
Californian Rapid Assessment Method	71.433	69.23	64.29	68,32
Somerset Habitat Evaluation Procedure	57.14	92.31	78.57	76,01

Annexe 3 : Périmètres élargis pour le niveau espèce en lien avec les capacités de dispersion des différents taxons et espèces

→ Avifaune

Les périmètres élargis peuvent être définis d'après les distances de dispersion natales décrites par (Barbet-Massin *et al.* 2012), qui sont considérées comme étant de bons indicateurs de la capacité de dispersion des espèces (Lorrillière *et al.* 2015).

Espèces	Périmètre (km)
Prunella collaris, Prunella modularis, Alectoris barbara, Alectoris chukar, Alectoris graeca, Alectoris rufa, Bonasa bonasia, Coturnix coturnix, Crex crex, Gallinula chloropus, Lagopus lagopus, Lagopus muta, Parus caeruleus, Parus cinctus, Parus cyanus, Parus lugubris, Parus major, Parus montanus, Parus palustris, Perdix perdix, Phasianus colchicus, Porzana parva, Porzana porzana, Porzana pusilla, Pyrrhula pyrrhula, Rallus aquaticus, Tetrao tetrix, Tetrao urogallus	5 (capacités de 2 et 5)
Alauda arvensis, Calandrella brachydactyla, Calandrella cheleensis, Calandrella rufescens, Chersophilus duponti, Eremophila alpestris, Erithacus rubecula, Galerida cristata, Galerida theklae, Lullula arborea, Melanocorypha calandra, Sitta europaea, Sitta krueperi, Sitta neumayer, Cinclus cinclus, Cyanopica cyanus, Nucifraga caryocatactes, Passer domesticus, Passer hispaniolensis, Passer montanus, Perisoreus infaustus, Petronia petronia, Pica pica, Strix aluco, Strix nebulosa, Strix uralensis, Surnia ulula, Turdus iliacus, Turdus merula, Turdus philomelos, Turdus pilaris, Turdus torquatus, Turdus viscivorus, Calcarius lapponicus, Certhia brachydactyla, Certhia familiaris, Emberiza aureola, Emberiza caesia, Emberiza calandra, Emberiza cia, Emberiza cineracea, Emberiza cirius, Emberiza citrinella, Emberiza hortulana, Emberiza melanocephala, Emberiza pusilla, Emberiza rustica, Emberiza schoeniclus, Plectrophenax nivalis, Tichodroma muraria, Troglodytes troglodytes, Aegithalus caudatus, Bombycilla garrulus, Corvus cornix, Corvus corone, Corvus frugilegus, Corvus monedula, Delichon urbica, Garrulus glandarius, Lanius collurio, Lanius excubitor, Lanius meridionalis, Lanius minor, Lanius nubicus, Lanius senator, Oriolus oriolus, Panurus biarmicus, Parus ater, Parus cristatus, Porphyrio porphyrio, Pyrrhocorax graculus, Pyrrhocorax pyrrhocorax, Regulus ignicapilla, Regulus regulus, Remiz pendulinus, Sturnus roseus, Sturnus unicolor, Sturnus vulgaris	10 (capacités de 6 à 10)
Bucanetes githagineus, Carduelis cannabina, Carduelis carduelis, Carduelis chloris, Carduelis flavirostris, Carduelis spinus, Carpodacus erythrinus, Coccothraustes coccothraustes, Columba livia, Columba oenas, Columba palumbus, Fringilla coelebs, Fringilla montifringilla, Loxia curvirostra, Loxia pytyopsittacus, Loxia scotica, Montifringilla nivalis, Pinicola enucleator, Pterocles alchata, Pterocles orientalis, Serinus citrinella, Serinus corsicana, Serinus serinus, Streptopelia decaocto, Streptopelia turtur, Anthropoides virgo, Cercotrichas galactotes, Grus grus, Luscinia luscinia, Luscinia megarhynchos, Luscinia svecica, Phoenicurus ochruros, Phoenicurus phoenicurus, Muscicapa striata, Hirundo daurica, Hirundo rustica, Ptyonoprogne rupestris, Sylvia balearica, Sylvia cantillans, Sylvia communis, Sylvia conspicillata, Sylvia crassirostris, Sylvia curruca, Sylvia hortensis, Sylvia melanocephala, Sylvia ruepelli, Sylvia sarda, Sylvia undata, Aegolius funereus, Athene noctua, Glaucidium passerinum, Otus scops, Saxicola rubetra, Saxicola torquatus	15 (capacités de 11 à 15)
Accipiter brevipes, Accipiter nisus, Calidris alpina, Calidris maritima, Calidris minuta, Calidris temminckii, Charadrius alexandrinus, Charadrius asiaticus, Charadrius dubius, Charadrius hiaticula, Charadrius morinellus, Limicola falcinellus, Phalaropus fulicarius, Phalaropus lobatus, Dendrocopos leucotos, Dendrocopos major, Dendrocopos medius, Dendrocopos minor, Dendrocopos syriacus, Dryocopus martius, Jynx torquilla, Picoides tridactylus, Picus canus, Picus viridis, Monticola saxatilis, Monticola solitarius, Oenanthe hispanica, Oenanthe isabellina, Oenanthe leucura, Oenanthe oenanthe, Oenanthe pleschanka, Otis tarda,	20 (capacités de 16, 17, 19 et 20)

<p>Tetrax tetrax, Anas acuta, Anas clypeata , Anas crecca, Anas penelope, Anas platyrhynchos, Anas querquedula, Anas strepera, Aythya ferina, Aythya fuligila, Aythya marila, Aythya nyroca, Bucephala clangula, Clangula hyemalis, Marmaronetta angustirostris, Melanitta fusca, Melanitta nigra, Mergellus albellus, Mergus merganser, Mergus serrator, Netta rufina, Oxyura leucocephala, Somateria mollissima, Tadorna ferruginea, Tadorna tadorna</p>	
<p>Chlidonias hybrida, Chlidonias leucopterus, Chlidonias niger, Ficedula albicollis, Ficedula hypoleuca, Ficedula parva, Ficedula semitorquata, Ficedula speculigera, Gelochedilon nilotica, Larus canus, Phylloscopus bonelli, Phylloscopus borealis, Phylloscopus collybita, Phylloscopus orientalis, Phylloscopus trochiloides, Phylloscopus trochilus, Phylloscopus sibilatrix, Riparia riparia , Sterna albifrons, Sterna caspia, Sterna dougalii, Sterna hirundo Sterna paradisaea, Sterna sandvicensis, Alcedo atthis, Caprimulgus europaeus, Caprimulgus ruficollis, Circus aeruginosus, Circus cyaneus, Circus macrourus, Circus pygargus, Clamator glandarius, Coracias garrulus, Cuculus canorus, Falco biarmicus Falco cherrug, Falco eleonorae, Falco peregrinus, Falco rusticolus, Falco subbuteo, Merops apiaster, Upupa epops, Carduelis cabaret, Carduelis flammea, Carduelis hornemanni, Fulica atra, Fulica cristata, Anthus berthelotii, Anthus campestris, Anthus cervinus, Anthus petrosus, Anthus pratensis, Anthus spinoletta, Anthus trivialis, Motacilla alba, Motacilla cinerea, Motacilla citreola, Motacilla flava</p>	<p>25 (capacités de 21, 22, 23 et 25)</p>
<p>Larus argentatus, Larus audouinii, Larus cachinnans, Larus fuscus, Larus hyperboreus, Larus ichthyaetus, Larus marinus, Rissa tridactyla, Stercorarius longicaudus, Stercorarius parasiticus, Stercorarius pomarinus, Stercorarius skua, Anser anser, Anser brachyrhynchus, Anser erythropus, Anser fabalis, Branta leucopsis, Cygnus columbianus, Cygnus cygnus, Cygnus olor, Falco columbarius, Apus apus, Apus caffer, Apus melba, Apus pallidus, Gavia arctica, Gavia immer, Gavia stellata, Phalacrocorax aristotelis, Phalacrocorax carbo, Phalacrocorax pygmeus, Podiceps auritus, Podiceps cristatus, Podiceps grisegena, Podiceps nigricollis, Tachybaptus ruficollis, Acrocephalus schoenobaenus, Acrocephalus paludicola, Cettia cetti, Cisticola juncidis, Corvus corax, Hippolais icterina, Hippolais olivetorum, Hippolais opaca, Hippolais pallida, Hippolais polyglotta, Locustella fluviatilis, Locustella luscinioides, Locustella naevia, Sylvia atricapilla, Sylvia borin, Accipiter gentilis, Buteo buteo, Buteo lagopus, Buteo rufinus, Circaetus gallicus, Milvus migrans, Milvus milvus, Pernis apivorus, Pernis apivorus, Elanus caeruleus, Falco naumanni, Falco tinnunculus Falco vespertinus, Acrocephalus palustris, Acrocephalus Agricola, Acrocephalus arundinaceus, Acrocephalus dumetorum, Acrocephalus melanopogon, Acrocephalus scirpaceus, Larus melanocephalus, Larus minutus, Larus ridibundus, Asio flammeus, Asio otus, Bubo bubo, Nyctea scandiaca, Tyto alba, Actitis hypoleucos, Arenaria interpres, Burhinus oedicnemus, Gallinago gallinago, Gallinago media, Glareola nordmanni, Glareola pratincola, Haematopus ostralegus, Himantopus himantopus, Limosa lapponica, Limosa limosa, Lymnocyrtus minimus, Numenius arquata, Numenius phaeopus, Philomachus pugnax, Pluvialis apricaria, Pluvialis squatarola, Recurvirostra avosetta, Scolopax rusticola, Tringa nebularia, Tringa totanus, Tringa erythropus, Tringa glareola, Tringa ochropus, Tringa stagnatilis, Vanellus gregarius, Vanellus vanellus, Xenus cinereus, Ardea cinerea, Ardea purpurea, Ardeola ralloides, Botaurus stellaris, Bubulcus ibis, Ciconia ciconia, Ciconia nigra, Egretta alba, Egretta garzetta, Ixobrychus minutus, Nycticorax nycticorax, Phoenicopterus ruber, Platalea leucorodia, Plegadis falcinellus, Aegyptius monachus, Aquila adalberti, Aquila chrysaetos, Aquila clanga, Aquila heliaca, Aquila nipalensis, Aquila pomarina, Gypaetus barbatus, Gyps fulvus, Haliaeetus albicilla, Hieraetus fasciatus, Hieraetus pennatus, Neophron percnopterus, Pandion haliaetus</p>	<p>30 (capacités de 28, 34, 37, 38, 40, 41, 42, 43, 47, 48, 55, 69 et 72) Limite haute du périmètre fixée à 30 Km afin que les indicateurs puissent être remplis dans un temps et à un coût raisonnable (ce seuil serait néanmoins à tester en pratique).</p>

→Amphibiens

Les amphibiens ont pour beaucoup d'espèces des rythmes de déplacements « routiniers » entre les sites de reproduction/ponte et de refuge/nourrissage. Certaines espèces comme le sonneur à ventre jaune sont très mobiles pour coloniser des habitats nouvellement formés mais ses dispersions sont moins rythmées.

Capacités moyennes ou ponctuelle (p) de dispersion de quelques espèces (SORDELLO *et al.* 2013; Trochet *et al.* 2014) :

Espèces	Capacités de dispersion (m)
<i>Salamandra atra</i>	9,30
<i>Salamandra lanzai</i>	19,70
<i>Chioglossa lusitanica</i>	25
<i>Lithobates catesbeianus</i>	158,41
<i>Bufo bufo</i>	180
<i>Triturus cristatus</i>	254
<i>Triturus marmoratus</i>	137
<i>Pelophylax lessonae</i>	270
<i>Lithobates sylvaticus</i>	1208
<i>Pelodytes punctatus</i>	1200 (p)
<i>Epidalea calamita</i>	2462,80

Selon les données disponibles, adapter le périmètre élargi à la capacité de dispersion de l'espèce cible. Un périmètre minimum de 100 m autour des sites peut être fixé même pour les espèces à très faible capacité de dispersion car en dessous l'échelle semble trop restreinte pour observer des éléments de connectivité.

→ Reptiles (SORDELLO *et al.* 2013)

Les reptiles ont une capacité de dispersion limitée et recherchent plutôt un bon compromis pour leurs besoins en refuge, nourriture, exposition au soleil et hibernation dans une espace réduit (domaine vital de quelques dizaines de mètres généralement). Ce sont plus les juvéniles qui se dispersent du lieu de naissance, puis restent ensuite assez sédentaires dans les milieux favorables. Le périmètre pour ce taxon peut donc être fixé à quelques centaines de mètres, voir 1 Km autour de l'emprise du site.

→ Insectes (SORDELLO *et al.* 2013)

La capacité de dispersion varie selon les taxons mais reste faible. La bibliographie concerne plus facilement des espèces particulières qu'un taxon, donc il faudra se référer à la littérature spécifique à l'espèce considérée. Globalement, les capacités de dispersion sont faibles (de l'ordre du kilomètre en moyenne).

***Odonates** : Les capacités de dispersion maximales peuvent atteindre plusieurs Km, voire plus de 10 Km, mais ces longues dispersions sont assez rares (seulement dans des contextes particuliers). Les mouvements sont plus généralement de l'ordre de la centaine de mètres autour de l'habitat de reproduction.

***Lépidoptères** : De même, les capacités maximales de dispersion peuvent atteindre plusieurs Km pour rechercher des plantes hôtes pour la reproduction, mais les mouvements les plus fréquents sont généralement de l'ordre de plusieurs centaines de mètres (recherche de nectar).

***Orthoptères** : les capacités de dispersions sont très variables, allant de quelques centaines de mètre à quelques Km. Certaines espèces sont très peu mobiles (criquet palustre, criquet des ajoncs).

→ Mammifères

*Chiroptères :

Selon Nowicki *et al.* (2009) les chiroptères effectuent des déplacement entre gîtes d'hivernage et estivaux, et entre gîte estival et zones de chasse, qui peuvent être très éloignés. Ce sont des mouvements saisonniers, il est donc difficile de considérer un périmètre adapté à tous les déplacements ainsi qu'à l'ensemble des espèces de chiroptères. De plus, certaines espèces sont migratrices, comme *Pipistrellus nathusii*, *Nyctalus leisleri*, *Nyctalus noctula* (BIEGALA & RIDEAU) et peuvent parcourir plus de 1500 Km entre les gîte d'hivernage et estivaux. D'autres espèces à l'opposé, sont connues pour leur caractère sédentaire, avec des mouvements généralement inférieurs à 10 km (le Petit rhinolophe par exemple).

-Exemples de distances entre gîtes et zone de chasse

Espèce	Distance (km)
Petits rhinolophes	2
Grand murin	12
Grand rhinolophe	4

Le périmètre pris en compte est à adapter selon l'espèce et correspond à la distance moyenne parcourue entre les gîtes estivaux et les zones de chasse. Elle peut aller de 2 Km à un seuil maximal fixé à 30Km afin de pouvoir récolter la donnée (ce seuil resterait néanmoins à tester en pratique).

Annexe 4 : Supplementary material de l'article : From conceptual vision to practical evaluation of biodiversity for ecological equivalence assessment in the context of biodiversity offset.

Annexe 4-A: List of all preselected indicators and detail of the selection to the final set of indicators. Red coloured indicators are not selected in the final set of indicators because they did not pass the filters. Indicators are selected when they pass at least two out of the three filters, but they are some expectations (italic police) when some more tests should be necessary before considering removing the indicators. We based the definition of the parameter “usual in procedure?” on the authors experiences in procedures expertise (review of numerous EIA or other environmental studies at various occasions).

➤ General Level

Scale	Criteria	Indicators	References	Filter applied		
				Usual in procedures (mandatory)?	Scientific basis: Non-redundant?	Operationality
Local Context	Connectivity / Fragmentation	Surface of corridor crossing site	(Beier & Noss 1998)	No	Not tested	High
		Number of species in consistency with the regional “Green and Blue corridor”	(SORDELLO <i>et al.</i> 2011)	No	Yes	High
		Length of transportation linear	(Saunders <i>et al.</i> 1991; Fahrig 2003)	No	Yes	High
		Surface of dense urbanized area		No	No	High
		Length of hedge linear	(Beier & Noss 1998)	No	Yes	High
	Representativeness	Proportion of fauna species on site compared to local context		No	Not tested	Low
		Proportion of flora species on site compared to local context		No	Not tested	Low
		Proportion of Forests habitats area on site compared to local context		No	Yes	Medium
		Proportion of Meadows habitats area on site compared to local context		No	Yes	Medium
		Proportion of Rocky habitats area on site compared to local context		No	Yes	Medium
		Proportion of Aquatic habitats area on site compared to local context		No	Not tested	Medium
		Proportion of Wetland habitats area on site compared to local context		No	Not tested	Medium
	Patrimonial Status	Number of protected or important natural areas		Yes	Yes	High
		Number of fauna representative of important natural area (ZNIEFF) present on site	(Devictor <i>et al.</i> 2007; Thomas & Gillingham 2015)	No	Not tested	High
		Number of flora representative of important natural area (ZNIEFF) present on site		No	Not tested	High

	Pressure / Management	Surface of invasive plants nearby the site	(Vilà <i>et al.</i> 2011)	Sometimes	Not tested	Medium	
		Number of pollution sources	(Giordani <i>et al.</i> 2002; Szaro <i>et al.</i> 2002)	No	Not tested	High	
Site	Diversity	Total number of natural habitats	(Beier & de Albuquerque 2015)	No	No	Low	
		Number of natural habitats / ha		No	No	Low	
		Number / Surface of Forest habitats	(Bunce <i>et al.</i> 2013)	Yes	Yes	Medium	
		Number / Surface of Meadows habitats		Yes	Yes	Medium	
		Number / Surface of Rocky habitats		Yes	Yes	Medium	
		Number / Surface of Aquatic habitats		Yes	Yes	Medium	
		Number / Surface of Wetland habitats		Yes	Yes	Medium	
		Number / Surface of Moorland habitats		Yes	Yes	Medium	
		Number of fauna species		Yes	No	Low	
		Number of flora species	Yes	Yes	Low		
		Number of fauna taxa	No	No	Low		
		Number of flora families	No	No	Low		
		Number / Proportion of Birds	Yes	Metrics selection	Low		
		Number / Proportion of Bats	Yes	Metrics selection	Low		
		Number / Proportion of Reptiles	Yes	Metrics selection	Low		
		Number / Proportion of Amphibian	Yes	Metrics selection	Low		
		Number / Proportion of Mammals	Yes	Metrics selection	Low		
		Number / Proportion of Insects (odonatans, lepidopteran, coleopteran)	Yes	Metrics selection No	Low		
		Number / Proportion of Fishes	No	Not tested	Low		
		Number / Proportion of Crustaceans	No	Not tested	Low		
		Lengh of edge/ha of forest	(Concepción <i>et al.</i> 2015)	No	Yes	Medium	
		Functionnalities	Number / Proportion of generalist birds	(Devictor <i>et al.</i> 2010; Concepción <i>et al.</i> 2015)	No	No	Medium
			Number / Proportion of specialist birds		No	No	Medium
Number / Proportion of generalist bats	(Devictor <i>et al.</i> 2010)		No	Metrics selection	Medium		
Number / Proportion of specialist bats			No	No	Medium		
Number / Proportion of nesting birds			Sometimes	Metrics selection	Medium		

		Number / Proportion of species reproducing on site		No	Not tested	Medium
		Birds specialization index	(Le Viol <i>et al.</i> 2012)	No	Yes	High
	Patrimonial status	Number / Proportion of birds on the European Bird Directive	European Bird Directive 2009/147/CE	Yes	Yes	High
		Surface / Number / Proportion of locally "endangered" habitats		Yes	Metrics selection	High
		Surface / Number / Proportion of locally "nearly threatened" habitats		Yes	Metrics selection	High
		Surface / Number / Proportion of natural habitats on the European Habitat Directive	European Habitat Directive 92/43/CEE	Yes	Metrics selection	High
		Number / Proportion of protected fauna at the national and regional level	Environmental Code	Yes	Metrics selection	High
		Number / Proportion of protected flora at the national and regional level		Yes	Metrics selection	High
		Number / Proportion of fauna on Appendix II of Habitat Directive		Yes	Metrics selection	High
		Number / Proportion of flora on Appendix II of Habitat Directive		Yes	Metrics selection	High
		Number / Proportion of endangered fauna at the national level	(Butchart <i>et al.</i> 2005; Butchart <i>et al.</i> 2007)	Yes	Metrics selection	High
		Number / Proportion of endangered flora at the national level		Yes	Metrics selection	High
		Number / Proportion of endangered fauna at the regional level		Yes	No	High
		Number / Proportion of endangered flora at the regional level		Yes	No	High
	Pressure / Management	Number of species and surface proportion of known invasive plants	(Vilà <i>et al.</i> 2011)	Yes	Yes	Medium
		Number of species and surface proportion of potential invasive plants		No	Yes	Medium
		Number / Surface of natural habitat depending on management		No	Not tested	High
		Surface / Proportion of cultivated land	(McLaughlin & Mineau 1995)	Yes	Metrics selection	High
Surface / Proportion of built up zones		(Aguejdad 2009)	Yes	Metrics selection	High	

Total number of indicators with different metrics: 77

Number of selected indicators after passing all the filters: 41

➤ Specific Levels

Natural Habitat Level

Scale	Criteria	Indicators	Habitat concerned	References	Filter applied		
					Usual in procedures?	Data available on study site?	Operationality
Local Context	Conn/ Fg	Fragmentation index of the habitat type	All	(Lorrillière <i>et al.</i> 2015)	No	Yes	Medium
	Rep	Surface of similar habitats in surrounding protected areas	All		No	No	Medium
		Surface of similar habitats degraded which could be restored			No	No	Medium

Site	Diversity	<i>Number / Proportion of Birds depending on the habitat</i>	All		No	Partially	Low	
		<i>Number / Proportion of Bats depending on the habitat</i>			No	Partially	Low	
		<i>Number / Proportion of Mammals depending on the habitat</i>			No	Partially	Low	
		<i>Number / Proportion of saproxylic coleoptera</i>	Forest	(Lassauce <i>et al.</i> 2011)	No	Partially	Low	
		<i>Number / Proportion of reptiles depending on the habitat</i>	Meadow		No	Partially	Low	
		<i>Number / Proportion of lepidoptera depending on the habitat</i>		(New 1997)	No	Partially	Low	
		<i>Number / Proportion of orthoptera depending on the habitat</i>			No	Partially	Low	
		Number / Proportion of orchids species			No	No	Medium	
		<i>Number / Proportion of amphibian depending on the habitat</i>	Wetland		No	Partially	Low	
		<i>Number / Proportion of odonates depending on the habitat</i>			No	Partially	Low	
		Number / Proportion of crustacean depending on the habitat			No	No	Low	
		Number of plant species	All		Yes	Yes	Medium	
	Functionalities	Total habitat surface	All		Yes	Yes	Medium	
		Number / Surface / Mean surface of habitat patches		(Bender <i>et al.</i> 1998)	Yes	Yes	Medium	
		<i>Number and thickness of organic layers of soil compared to reference</i>		(Gros 2004)	No	No	Medium	
		<i>Relative abundance of detritivorous mesofauna</i>		(Rudisser <i>et al.</i> 2015)	No	No	Low	
		Number of bio-indicator species		(Siddig <i>et al.</i> 2016) (Caro 2010)	Sometimes	Partially	Medium	
		Number of engineer species			No	No	Medium	
		Number of umbrella species			No	No	Medium	
		Number of nesting birds depending on the habitat			No	Partially	Medium	
		Functional redundancy		(Sasaki <i>et al.</i> 2015)	No	No	Low	
		<i>Number/ha of dead wood > 30 cm</i>		Woodland	(Müller & Büttler 2010; Lassauce <i>et al.</i> 2011)	No	No	Medium
		<i>Number/ha of very big living wood</i>			(Cateau <i>et al.</i> 2015)	No	No	Medium
		Time of forest existence				No	No	High
		<i>Lichen density</i>			(Gao <i>et al.</i> 2015)	No	No	Medium
		<i>Pollinators diversity</i>		Meadows	(Potts <i>et al.</i> 2010)	No	Partially	Low
		Cover rate of woody species				No	No	High
Hydrologic functionalities	Wetlands	(Gayet <i>et al.</i> 2016)	Sometimes	No	High			
Biogeochemical functionalities			Sometimes	No	High			
Species biological cycle functionalities			Sometimes	No	High			
Proportion of flora types	All	(Langanke <i>et al.</i> 2005)	No	Partially	Medium			

		Number and height of vegetation layers			No	No	Medium
		Number of microhabitats		(Delzons <i>et al.</i> 2013; Regnery <i>et al.</i> 2013a; Cateau <i>et al.</i> 2015)	Sometimes	No	High
		Cover rate of dominant flora		(Hillebrand <i>et al.</i> 2008)	Sometimes	No	Medium
		Monocotyledons / Dicots rate			No	Partially	Medium
		Coniferous / Deciduous trees rate		Forest	No	Partially	Medium
	Pressure / Management	Proportion of degraded soil surface			Sometimes	No	High
		Pressures indicator species			No	No	Medium
		Time since last cut	Woodland		No	No	High
		Cover rate of eutrophication	Wetland	(Hautier <i>et al.</i> 2009)	Sometimes	No	High

Total number of indicators with different metrics: 56

Number of selected indicators after passing all the filters: 43

Species Level

Scale	Criteria	Indicators	Taxa concerned	References	Filter applied		
					Usual in procedures?	Data available on study site?	Operationality
Local Context	Conn/ Fg	<i>Favorable surrounding habitat</i>	All		No	No	Low
		<i>Favorable surrounding connected habitat</i>			No	No	Low
		<i>Situation of site compared to favourable habitats</i>			No	No	Medium
		Length of fragmenting elements		(Fahrig 2003)	No	Partially	Medium
	Rep	Number of species observation	All		No	Partially	High
Site	Div	<i>Occurrence of individuals</i>	All		Sometimes	Partially	Low
		<i>Abundance of individuals</i>			No	No	Low
		Number of species	Fauna community		Yes	Yes	Medium
		Number of families			No	Yes	Medium
		<i>Simpson / Shannon Index</i>		(Magurran 2005)	No	No	Medium
	Functionalities	Total surface of favourable habitat	All	(Quétier <i>et al.</i> 2015)	Yes	Yes	Medium
		Number / <i>Mean surface</i> of habitat patches			Yes	Yes	Medium
		Surface of favourable resting habitat	Birds	(Bunce <i>et al.</i> 2013)	Yes	Yes	Medium
Surface of favourable feeding habitat	Yes	Yes			Medium		

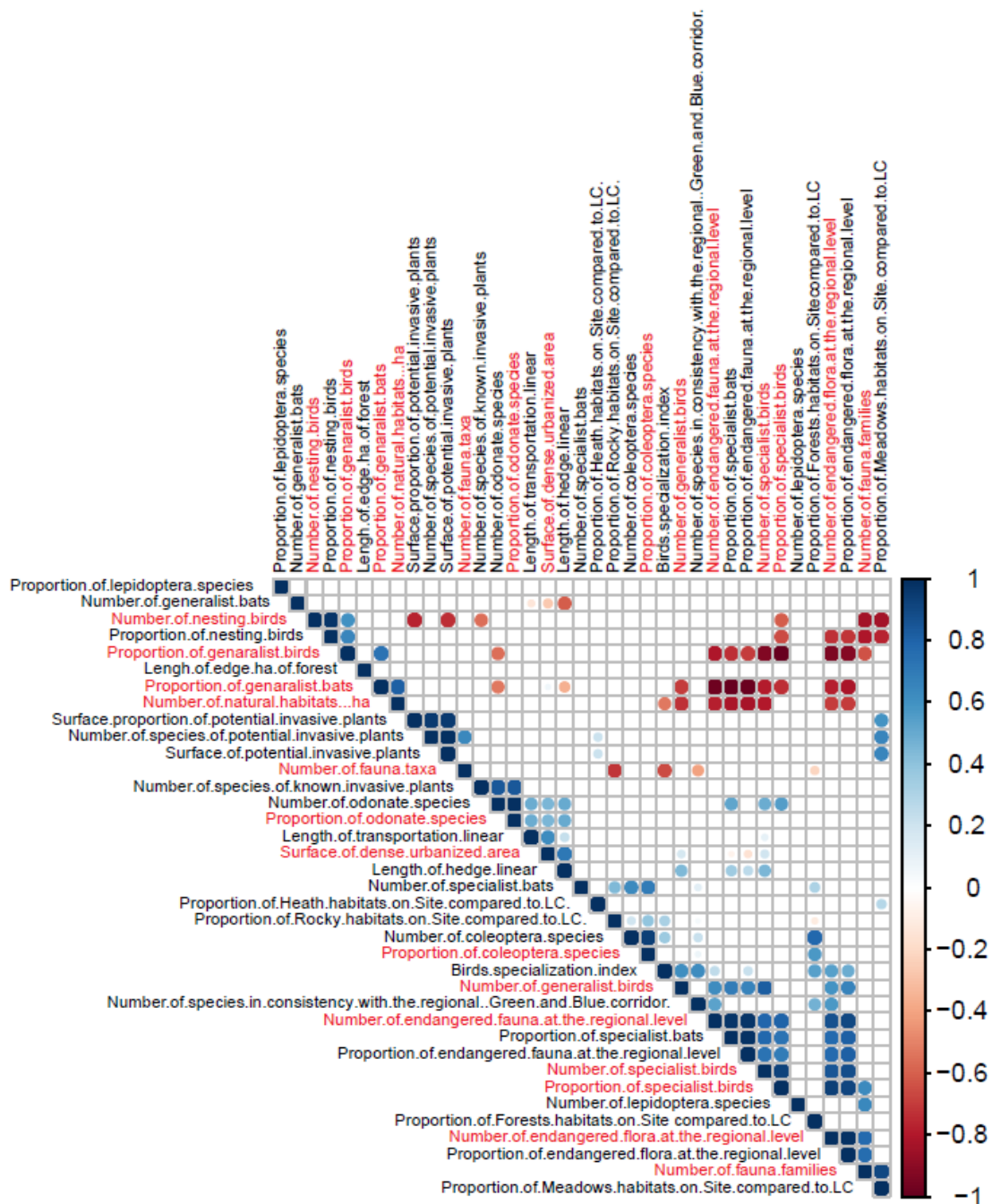
		Number of breeding pairs	Bats		Sometimes	No	Medium
		Number of favourable resting habitat			Sometimes	Partially	Medium
		Surface of favourable hunting habitat			Sometimes	Yes	Medium
		Surface of favourable resting habitat	Amphibian	(Duguet <i>et al.</i> 2003)	Sometimes	Yes	Medium
		Surface of favourable breeding habitat			Sometimes	Yes	Medium
		<i>Number of singing males</i>			Sometimes	No	Medium
		<i>Number of layings</i>			Sometimes	No	Medium
		<i>Number of favourable micro-habitats</i>	Reptiles		No	Partially	Medium
		<i>Surface proportion of host plants</i>	Lepidoptera		Sometimes	No	Medium
		Number of feet/stations	Flora		Yes	Yes	High
Pr/Mg	<i>Disturbance exposure frequency</i>	All		No	No	Medium	

Total number of indicators with different metrics: 27

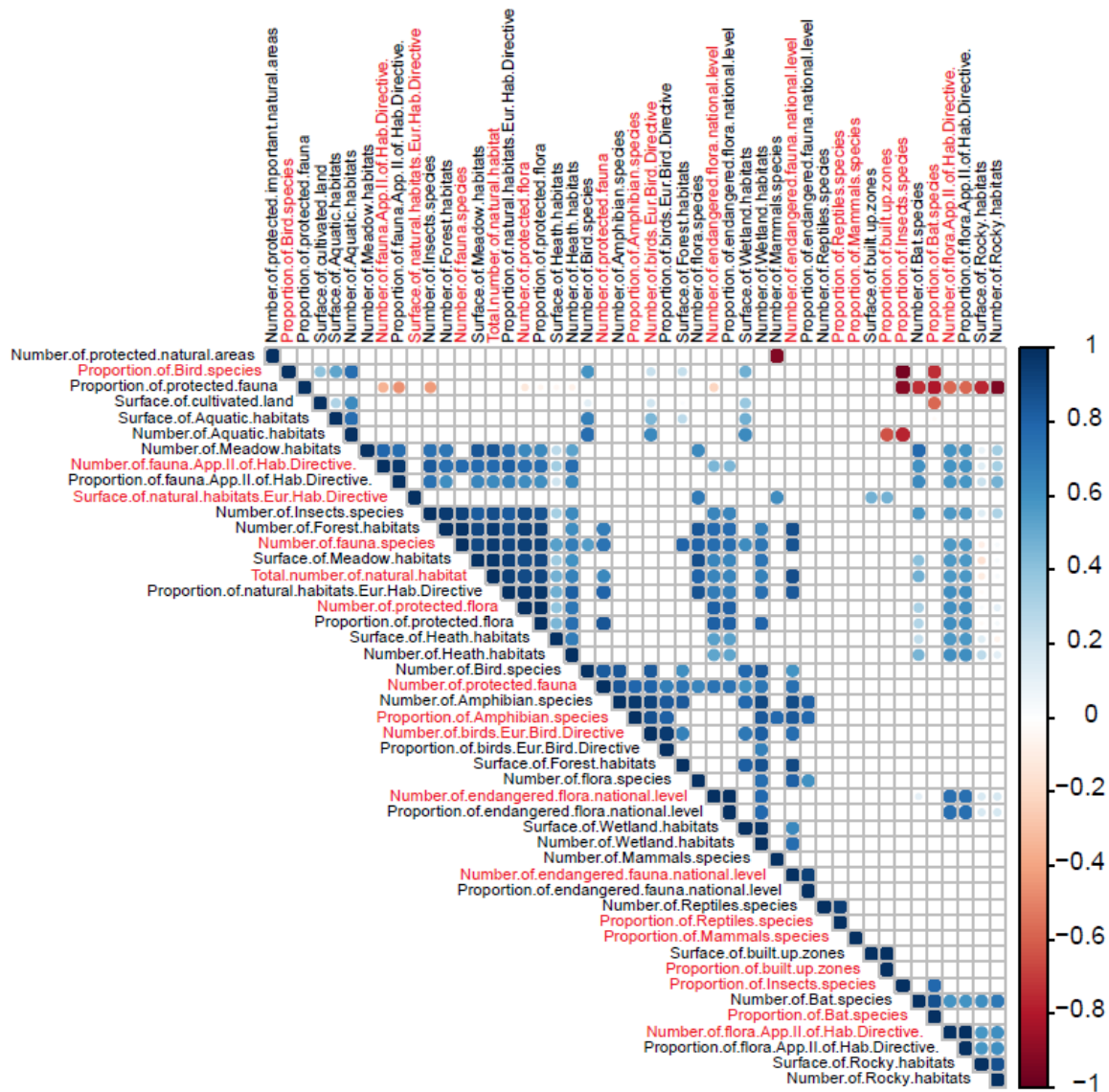
Number of selected indicators after passing all the filters: 23

Annexe 4-B: Correlation matrix. Correlations were done with the Spearman method, between indicators from the General Level (GL). Only significant correlations ($P < 0.05$) appear on the matrix. Blue points represent positive correlation and red points negative ones. Dark colours represent high correlations whereas light colours represent weak correlations. Selected indicators are indicated in black, and removed indicators in red. Indicators were removed when they were correlated with a large number of others (the number being evaluated in case by case). Some removals were made to keep a certain consistency in the selected set of indicators and all correlated indicators neither were nor removed in order that the selected set of indicators stay consistent.

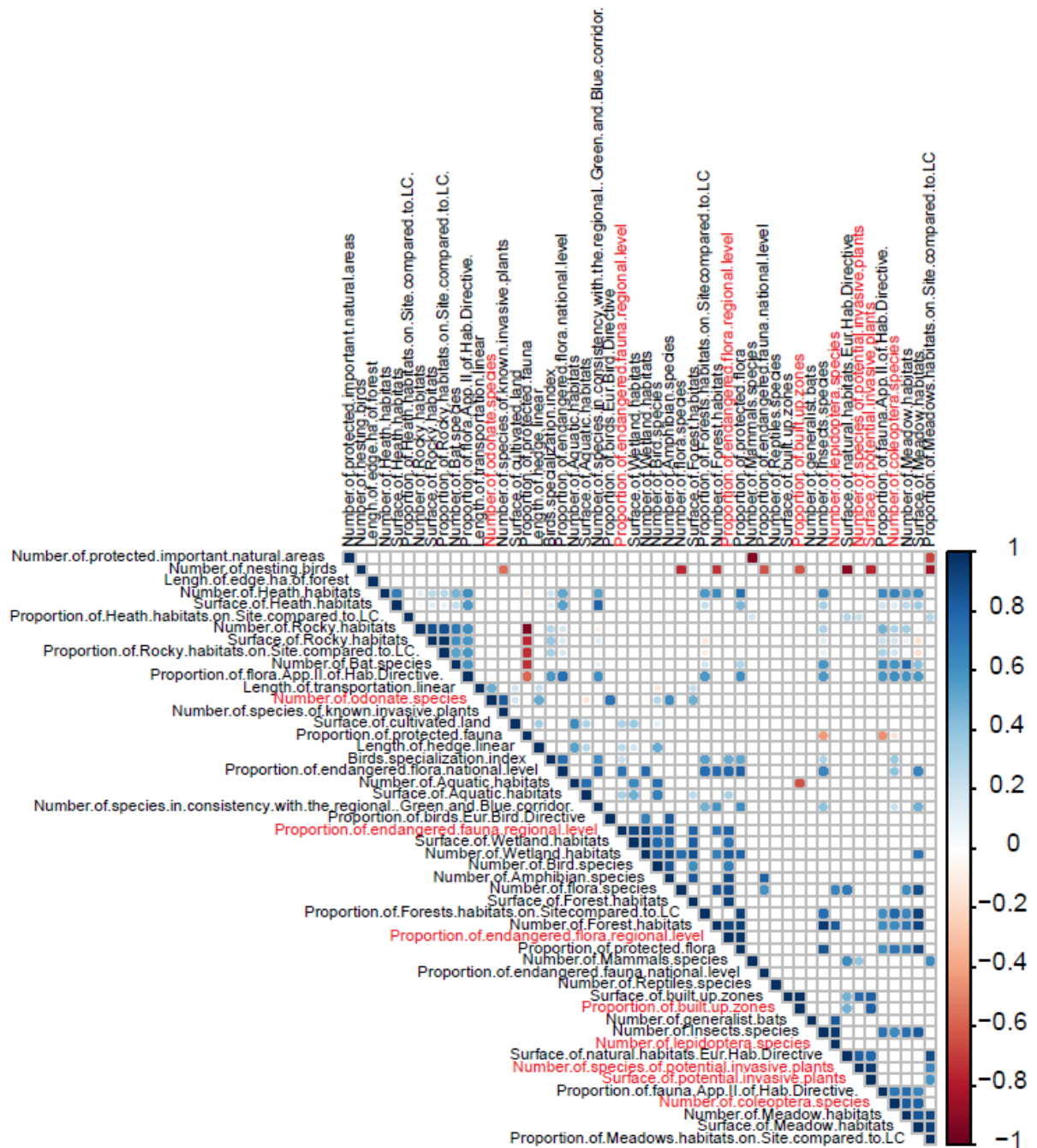
Correlation matrix 1: Correlations between indicators not usually found in procedures



Correlation matrix 2: Correlations between indicators usual in procedure



Correlation matrix 3: Correlation between indicators usual in procedures and those not usually found in procedures

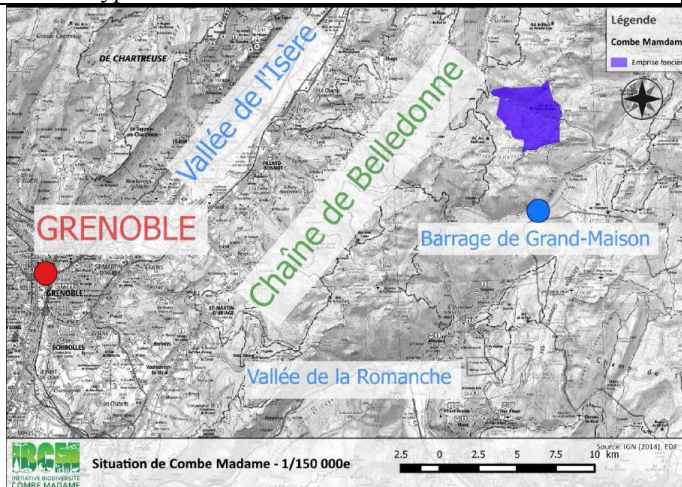


Annexe 4-C: Qualitative features used as a filter of operability for indicators selection.

Operational constrains	Features	Features modalities	Level of operability
Financial	Provenance of data needed to fill in the indicator	Public data bases	High
		One consultancy agency or project developer	Medium
		Several consultancy agencies	Low
Technical	Type of skills needed to fill in the indicator	Basic knowledge in ecology	High
		Basic knowledge in ecology + GIS	Medium
		Fauna or flora naturalist	Low
Temporal	Estimated time of data collect	Few hours	High
		Few days	Medium
		One or several weeks	Low

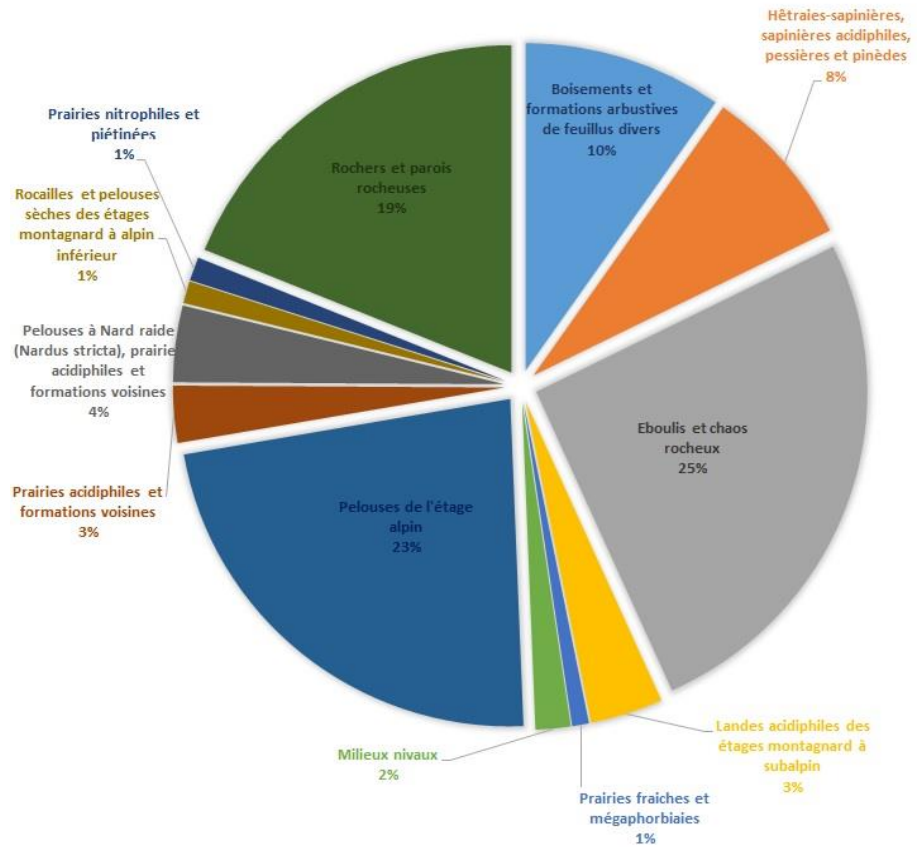
Annexe 5 : Description des sites d'étude

Les informations sont tirées pour Combe Madame de la synthèse de l'état initial rendu au ministère dans le cadre de l'expérimentation d'offre de compensation (2016), pour Kembs de divers rapports (IQE 2013 notamment) et pour Romanche Gavet du dossier de dérogation espèces protégées (2011).

COMBE MADAME	
Description du projet	<p>Le site de Combe Madame est le support d'une expérimentation d'offre de compensation débutée suite à l'appel à projet lancé par le MEDDE en 2011 et dont l'opérateur est IBCM (www.ibcm.fr). Un état initial de la biodiversité a été réalisé de 2013 à 2015, afin d'identifier les enjeux écologiques et les travaux nécessaires, l'objectif étant d'améliorer le niveau de biodiversité. Les premiers travaux d'ouverture de milieux ont commencé en 2016. Des unités de compensation correspondant au gain de biodiversité créé devraient être calculées pour être vendues à des maîtres d'ouvrage dont les projets impactent le même type de biodiversité.</p>
Localisation	<p>Le site de Combe Madame est une propriété foncière d'un seul tenant faisant partie du domaine privé d'EDF SA. Elle est située sur la commune de La Ferrière d'Allevard, en Isère (38) au cœur du massif de Belledonne. Surface : 1852 ha</p>  <p>The map shows the location of Combe Madame (highlighted in purple) in the Belledonne mountains. Key features include the Isère valley (Vallée de l'Isère), the Grand-Maison dam (Barrage de Grand-Maison), and the Grenoble area. The map also shows the Rhône-Alpes region and the Isère department. A scale bar indicates 10 km, and a north arrow is present.</p>
Contexte environnemental	<p>CLIMATOLOGIE Le vallon de Combe Madame est soumis à un climat de type océanique (climat humide, précipitations tous les mois de l'année) avec été tempéré (pas de températures extrêmes). L'altitude et le relief très marqués induisent également des influences montagnardes (précipitations fréquentes et enneigement important). Les hivers sont donc rigoureux avec des gelées fortes et des chutes de neige importantes, et les étés sont chauds et ensoleillés. Les précipitations sont d'environ 1700 millimètres d'eau par an à 1000 mètres d'altitude et de 2400 millimètres d'eau par an à 2500 mètres d'altitude. Les températures annuelles moyennes sont de 6-7 °C à 1100 mètres d'altitude.</p> <p>HYDROLOGIE Le bassin versant de Combe Madame est dominé par le Rocher Blanc, son plus haut sommet à 2928 m. Un glacier relictuel se situe sur les pentes Nord-Est du sommet. Avec une hypsométrie moyenne élevée de 2200 m, qui favorise la constitution d'un stock nival important, le régime hydrologique est de type nival avec une composante saisonnière très marquée de mai à juillet, et un écart important entre les débits d'hiver et ceux de la période de fusion. Le torrent de la Combe Madame, avec des eaux claires et rapides où les salmonidés sont dominants, est classé en première catégorie et en réserve de pêche et en Liste 1 au titre du 1° du I de l'article L.214-7 du code de l'environnement.</p> <p>TOPOGRAPHIE Combe Madame présente une altitude comprise entre 1200 m et 2928 m (sommet du Rocher Blanc). L'entrée de la Combe Madame et son premier 1/3 inférieur se caractérisent par une topographie très encaissée avant de s'ouvrir au niveau du gîte d'alpage situé à 1800 m d'altitude. Ce site correspond aux étages subalpins supérieurs et alpins où alternent forêts, taillis, landes, pelouses alpines et éboulis et il regroupe un ensemble d'habitats favorables à de nombreuses espèces inféodées à ces différents milieux.</p>
Usages	Combe Madame est un alpage utilisé par le groupement pastoral de l'Isère. La charge sur l'alpage

de Combe Madame est de 800 brebis. L'estive s'étend de 1400 à 2700 mètres d'altitude. L'estive des brebis s'étale de juin à août. Le groupement se trouve actuellement dans une phase de transition, suite à une période plus prospère. Ce sont les aides financières qui lui ont permis de développer un système en équilibre avec le milieu. Actuellement, les questions de rentabilité et de pérennité de l'exploitation de cet alpage se posent à nouveau avec acuité.

Habitats naturels



Faune (2014)

Amphibiens	Avifaune	Chiroptères	Coléoptères	Lépidoptères	Odonates	Orthoptères	Mammifères	Reptiles
2	49	13	50	43	0	16	6	

Faune à enjeu



Tétras-lyre (photo : Nathan Daumergue)



Chiroptères



Lépidoptères (*Parnassius mnemosyne*)

Flore (2014)

421 Espèces







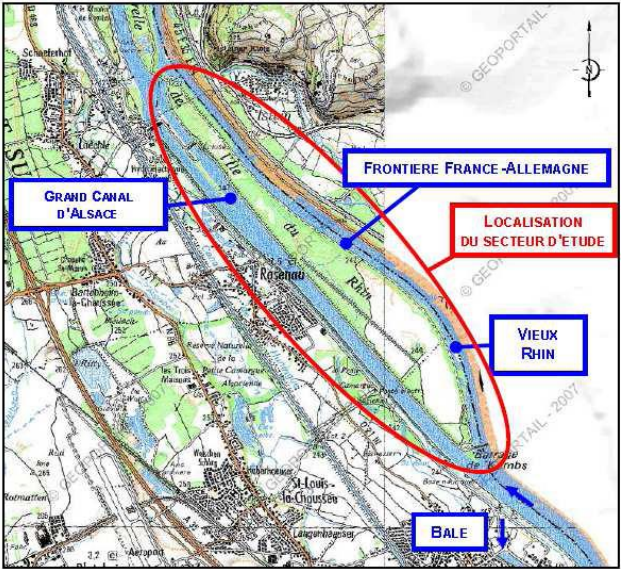
Rhapontique scariéeuse
Stemmacantha rhapontica



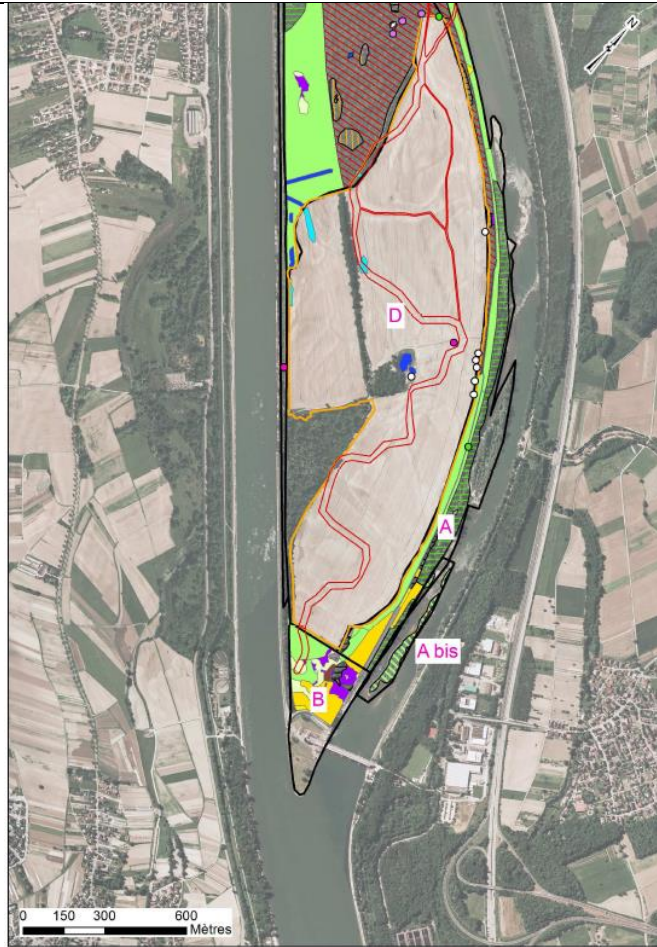
Lycopode à rameaux d'un an
Lycopodium annotinum

Flore à enjeu

Photos (2015)		
	Ruisseau de Combe Madame dans la pessière	La pessière
		
	Rhodoraie (habitat du tétras-lyre)	Pelouse alpine

ÎLE DE KEMBS	
Description du projet	Dans le cadre du renouvellement de la concession de l'aménagement hydroélectrique de Kembs, EDF a mis en œuvre diverses mesures environnementales visant à la restauration de la dynamique alluviale du Vieux Rhin et à l'augmentation de sa biodiversité, sur environ 50 km. La réalisation du chantier de renaturation d'un paléochenal du Rhin sur l'île de Kembs en fait partie. Des données ont été récoltées sur le site à partir de 2008 et les travaux ont débuté en janvier 2014. L'objectif est de restaurer sur l'île une mosaïque d'écosystèmes terrestre et aquatiques.
Localisation	<p>L'île de Kembs se situe à l'intérieur du périmètre de la réserve naturelle de la Petite Camargue Alsacienne (PCA) sur le bief de Kembs (Haut Rhin) à la frontière de 3 pays : Suisse (Bâle), Allemagne et France. Surface : 300 ha.</p> 
Usages	La partie « champ » de l'île était cultivée pour le maïs jusqu'en 2008 puis a été laissée en jachère jusqu'au début des travaux. La partie « forêt » n'est pas exploitée.

Habitats naturels –
partie
champ
(2013)



Habitats et Flore

Flore

- Ail caréné
- Orme lisse / Orme pédonculé
- Violette singulière et étonnante
- Grande valériane
- Orchis bouc
- Drave des murailles
- ◆ Muscari à houppes
- ◆ Polygale amer
- ◆ Potamot de Fries
- ◆ Violette blanche

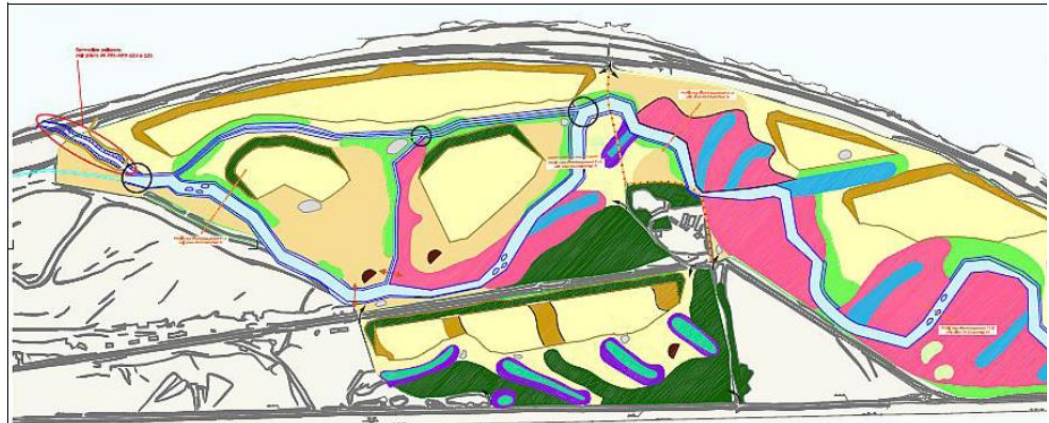
Autres d'étude

- ▭ Bras Renaturé
- ▭ Ancien Champ Agricole Renaturé
- ▭ Secteurs d'inventaires

Habitats

- ▭ (Code Corine Biotope Nom) (Code N2000)
- ▭ Milieux Artificiels
- ▭ (22.1 Eaux douces stagnantes) (-)
- ▭ (22.5 Masses d'eau temporaires) (-)
- ▭ (24.52 Groupements euro-sibériens annuels des vases fluviaux)
- ▭ (31.81 Fourrés médio-européennes sur sol fertile) (-)
- ▭ (31.812 Fruticées à Prunelliers et Troènes) (-)
- ▭ (31.831 Ronciers) (-)
- ▭ (34.32 Pelouses semi-arides médio-européennes à Bromus en)
- ▭ (34.32 Pelouses semi-arides médio-européennes à Bromus en)
- ▭ (37.242 Pelouses à Agrostide stolonifère et Fétuque faux roses)
- ▭ (37.7 Lisières humides à grandes herbes) (6430)
- ▭ ((37.71 Ourlets des cours d'eau) (6430)
- ▭ (41.26 Chênaies-charmaies orientales) (91F0 (9170))
- ▭ (44.13 Forêts galeries de Saules blancs) (91E0*)
- ▭ (44.3 Forêt de frênes et d'Aulnes des fleuves medio-européens)
- ▭ (44.4 Forêts mixtes de Chênes_Ormes et de frênes des grands)
- ▭ (53.11 Phragmitales) (-)
- ▭ (53.16 Végétation à Phalaris arundinacea) (-)
- ▭ (83.32 Plantations d'arbres feuillus) (-)
- ▭ (83.321 Plantations de Peupliers) (-)
- ▭ (83.324 Plantations de Robiniers) (-)

Habitats naturels –
plan des
habitats
restaurés



○ Ouvrage modulaire de répartition de débit

- ↔ Accès pour entretien
- Passage à gué
- ✂✂ Démolition de chemin
- Sommet de talus de zone en remblai
- ▭ Zone de remblai
- Mobil**
- Butte sableuse
- ▭ Tais de cailloux

Milieux terrestres






- ▭ Milieu humide de type mégaphorobiose
- ▭ Milieu humide arboré saules et papyrus





Milieux aquatiques

- ▭ Annexe hydraulique alimentée par pluie
- ▭ Annexe hydraulique alimentée par rappe
- Sommet et pied de berge du canal principal
- ▭ Canal tronçon 1

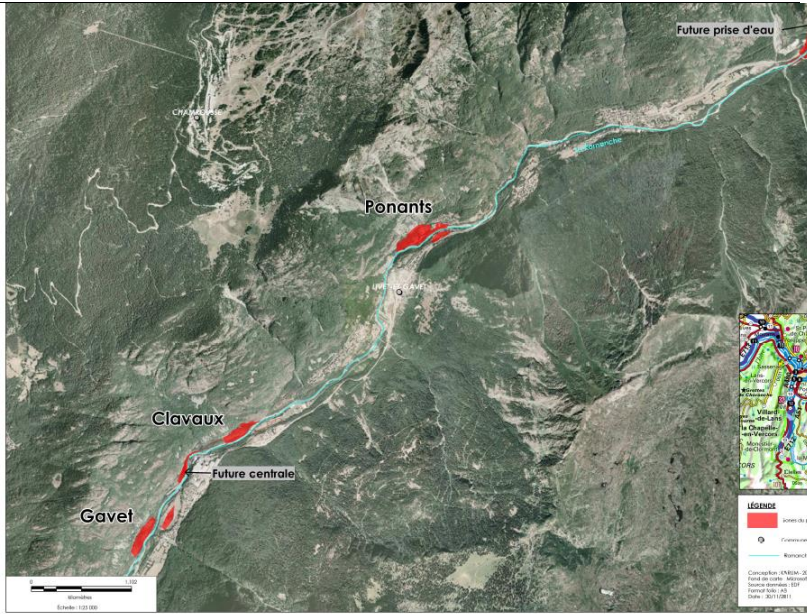
Canal tronçon 2

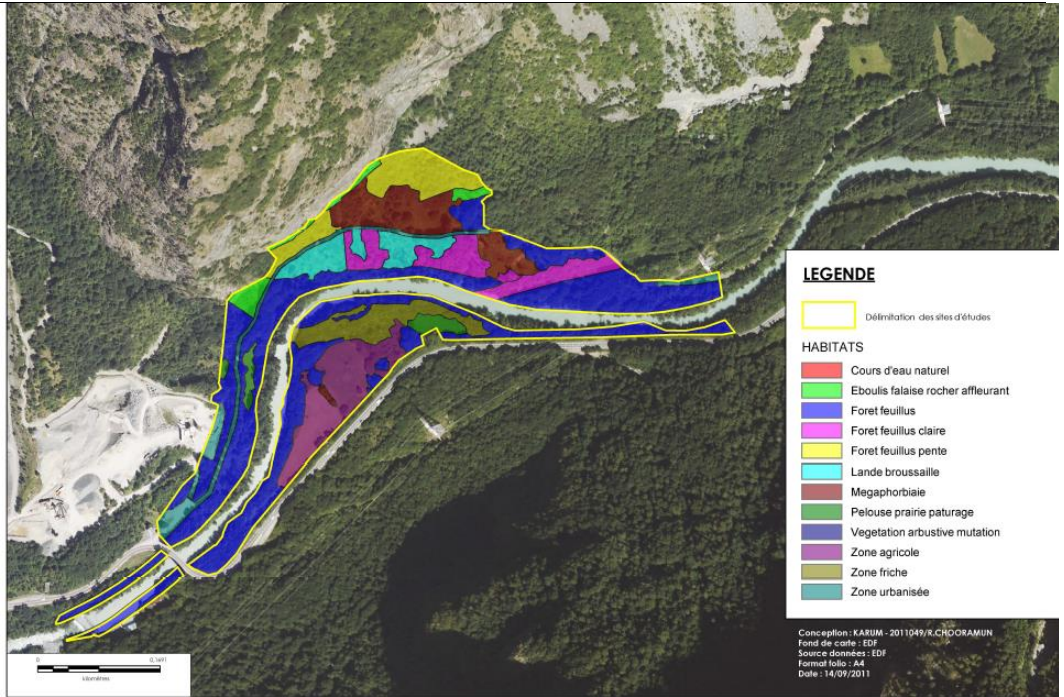
- ▭ Annexe hydraulique en connexion avec le bras vif
- ▭ Raccourcissements spontanés forêt
- ▭ Plantation forestière
- ▭ Milieu sec arboré
- ▭ Milieu sec herbacé de type prairial
- ▭ Milieu humide herbacé de type sarrénicole
- ▭ Aucune intervention
- ✂✂ encroûtements

Habitats naturels – partie forêt (2013)	BOISEMENTS, FORETS ET AUTRES HABITATS BOISES									
	Forêts mixtes de <i>Quercus-Ulmus-Fraxinus</i> des grands fleuves							G1.22	39%	
	Boisements sur sols eutrophes et mésotrophes à <i>Quercus</i> , <i>Fraxinus</i> et <i>Carpinus betulus</i>							G1.A1	39%	
	Forêts riveraines à <i>Fraxinus</i> et <i>Alnus</i> , sur sols inondés par les crues mais drainés aux basses eaux							G1.21	2%	
	Saulaies riveraines							G1.11	2%	
	Plantations de <i>Robinia</i>							G1.C3	2%	
	Pré-bois mixte							G5.62		
	LANDES ET FOURRES									
	Fourrés médio-européens sur sols riches (dont des fourrés à Pruneliers et Troènes)							F3.11 (F3.112)	7%	
	PRAIRIES									
Prairies de fauche planitiaires subatlantiques							E2.22	0.1%		
PELOUSES SECHES										
Pelouses semi-sèches calcaires subatlantiques							E1.26	3%		
Eaux de surface continentales et milieux humides associés										
Eaux dormantes de surface et végétations associées							C1-C3	1%		
Bancs de graviers des cours d'eau à végétation clairsemée							C3.55	1%		
Ecrans ou rideaux rivulaires de grandes herbacées vivaces							E5.41	2%		
Faune (2013)	Amphibiens	Avifaune	Chiroptères	Coléoptères	Lépidoptères	Odonates	Orthoptères	Mammifères	Reptiles	
	6	76	0	1	34	16	2	6	1	
Faune à enjeu	 Sonneur à ventre jaune (<i>Bombina variegata</i>)			 Lépidoptères (dont Argus bleu)			Communauté avifaune forestière et zones humide			
Flore (2013)	418 espèces	Flore à enjeu  Ail caréné (<i>Allium carinatum</i>)								
Photos	 Vue d'ensemble de l'île de Kembs (barrage au premier plan, puis partie champ et partie forêt au fond)				 Bras du Rhin restauré dans la partie champ (2015)					

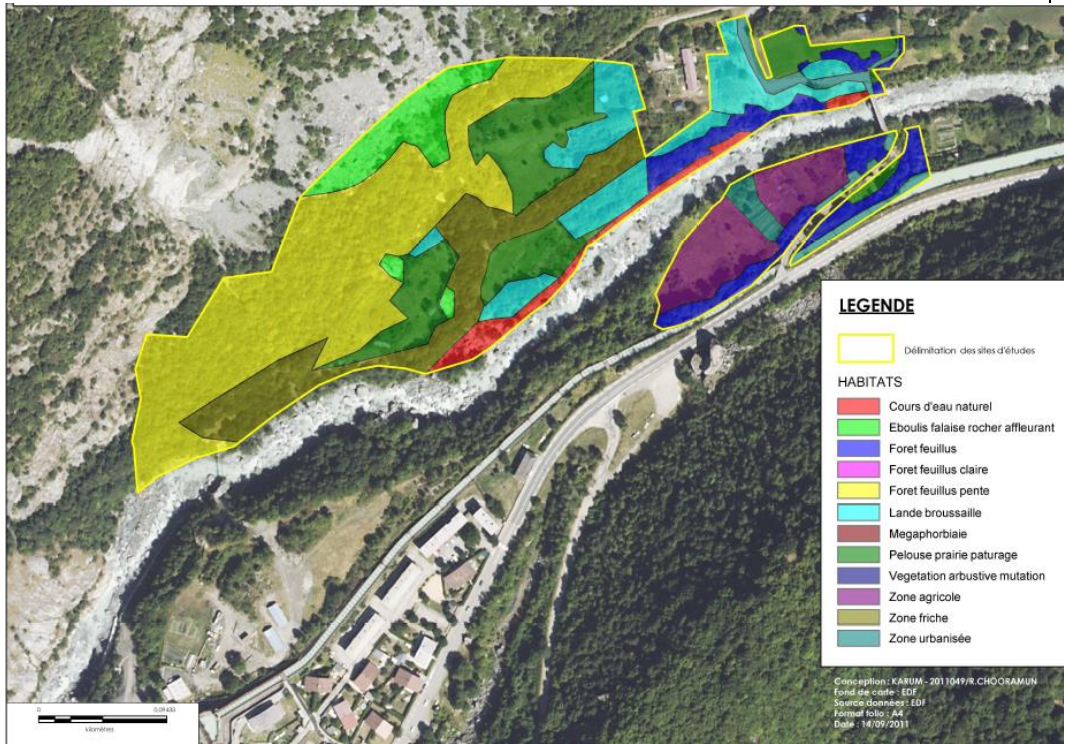
	 <p>Mosaïque d'habitats dans la partie champ (2015)</p>	 <p>Partie forêt avec le chenal restauré (2015)</p>
	 <p>Prairie sèche d'intérêt communautaire (2015)</p>	 <p>Partie forêt (2015)</p>

ROMANCHE GAVET - SITES IMPACTES	
Description du projet	<p>Le projet de la chute de Gavet prévoit la réalisation d'une conduite forcée depuis l'amont du pont de la Véna, où se trouveront les ouvrages de la prise d'eau, jusqu'à Gavet où sera construite la centrale. Le projet a pour vocation la production d'électricité. La chute de Gavet remplacera les 6 centrales actuellement présentes sur la moyenne Romanche. Ces centrales seront démantelées et les sites feront l'objet d'une réhabilitation. Les principaux ouvrages réalisés sont un barrage prise-d'eau en amont du pont de la Véna permettant d'entonner 41 m³/s, des ouvrages souterrains dont (d'amont en aval) une galerie en charge depuis le barrage, une conduite forcée, une cheminée d'équilibre souterraine, une usine souterraine équipée de 2 turbines et un poste de transformation. 4 sites sont donc impactés par le projet, nommés Véna, Ponants, Clavaux et Gavet.</p>

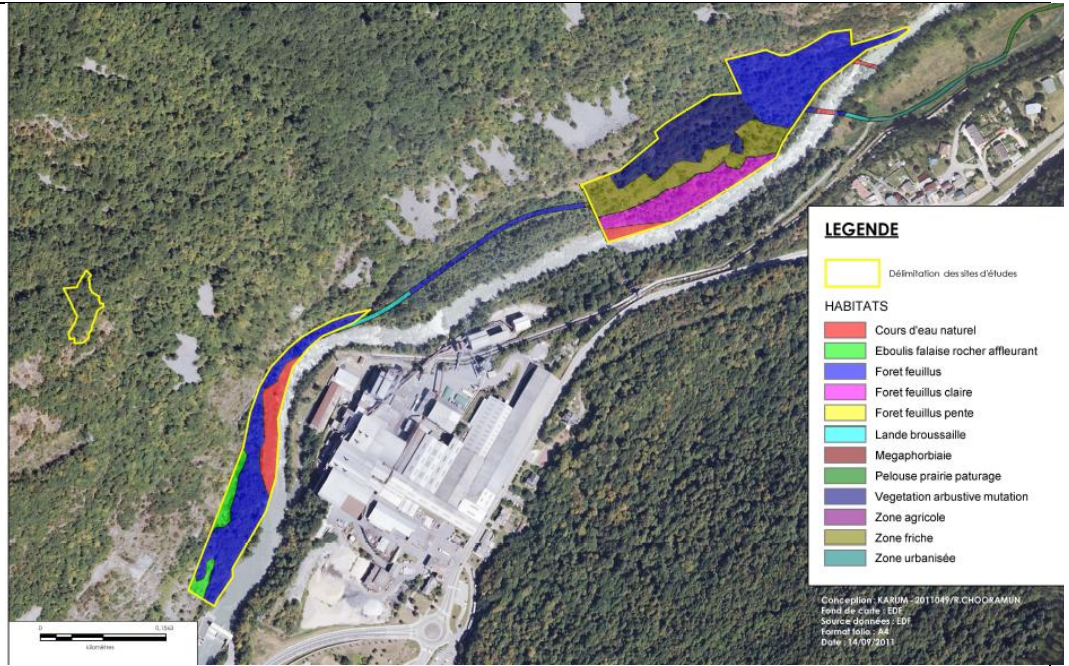
<p>Localisation</p>	<p>Le projet se situe dans le département de l'Isère, sur le territoire communal de Livet-et-Gavet. Cette commune est située dans la vallée de la Romanche encaissée entre le massif de Chamrousse au nord et le massif de Taillefer au sud.</p>	
<p>Contexte environnemental</p>	<p>CLIMATOLOGIE Avec une hauteur annuelle de 968 mm, la vallée de la Romanche est moyennement arrosée. Située aux portes occidentales de l'Oisans, cette vallée reste malgré tout relativement humide, encore sous une influence océanique, en comparaison du massif qui s'étend vers l'Est et le Sud, nettement plus sec, sous influence continentale. Il pleut régulièrement au cours de l'année, avec toutefois un minimum et un maximum marqués en été et en hiver. La moyenne annuelle de 8,4°C, assez froide, illustre la situation géographique de la vallée, à 700 m d'altitude, aux pieds de massifs de haute montagne. Ce froid ou cette fraîcheur se retrouvent à chaque saison.</p> <p>HYDROLOGIE Sur la commune de Livet et Gavet, la nappe d'accompagnement de la Romanche est peu développée (amont de Livet). Les aquifères alluviaux dans le secteur des gorges de la Romanche, entre les hameaux de Livet et Gavet, sont inexistantes ou peu développés. La rivière est profondément encaissée entre les terrasses anciennes qui dominent largement le lit actuel.</p> <p>TOPOGRAPHIE Les sites s'échelonnent d'amont en aval le long de la Romanche, depuis l'altitude 700 m avant Livet (site de la Véna), à l'altitude de 400 m à Gavet. La plaine de la Romanche entre Livet et Gavet se localise à l'étage collinéen. Les boisements sont ici typiquement constitués d'essences feuillues : Chêne sessile, Charme, Erable champêtre, Frêne, etc. Sa position géographique entre deux massifs montagneux majeurs est en outre favorable à l'installation d'espèces de l'étage montagnard. Les contreforts Sud du massif de Chamrousse constituent un ensemble naturel de grand intérêt en rive droite de la Romanche. Il s'agit en effet d'adrets plutôt bien exposés présentant un fort degré de naturalité. Sur les sols, de texture argileuse et sableuse, frais et profonds de la plaine, se développent à l'origine les formations forestières alluviales dominées par le Frêne, l'Erable sycomore et l'Erable plane. L'Aulne glutineux, plus représentatif de forêts alluviales plus développées, est également présent.</p>	
<p>Usages</p>	<p>La vallée de Livet-et-Gavet est à la fois rurale, agricole, péri-urbaine, industrielle, et fortement marquée par le torrent de la Romanche et ses hautes montagnes qui la dominent. Livet-et-Gavet est fortement marquée par ses industries, actuelles et passées. La vallée s'apparente à une cité industrielle, développée durant le XXème siècle, avec notamment des papeteries, l'hydroélectricité et des industries de métallurgie et sidérurgie. L'agriculture a aujourd'hui une place très limitée dans cet espace. Quelques parcelles en cultures (céréales, maïs et fourrage) sont présentes. Ainsi, du fait de cette forte occupation humaine, les zones naturelles sont peu nombreuses dans ce fond de vallée, contrairement aux pentes et sommets montagneux qui l'encadrent.</p>	
<p>Habitats naturels (2011)</p>	<p>Véna</p>	



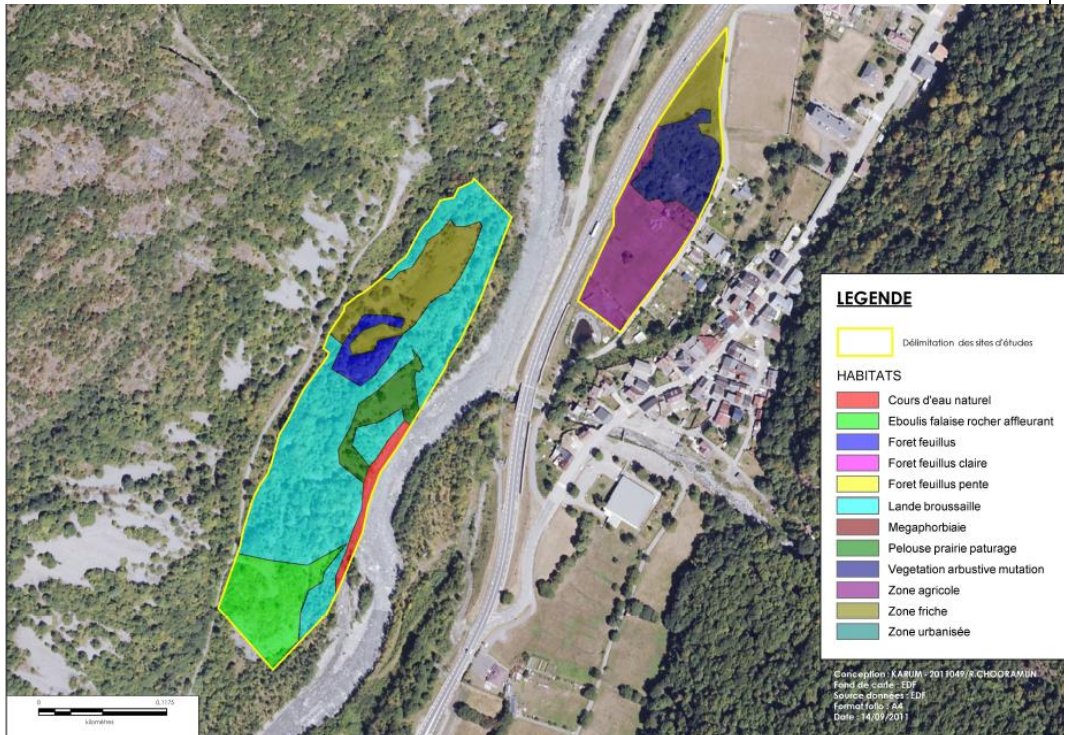
Ponants



Clavaux



Gavet



Faune
faisant
l'objet de la
dérogation
(2011)

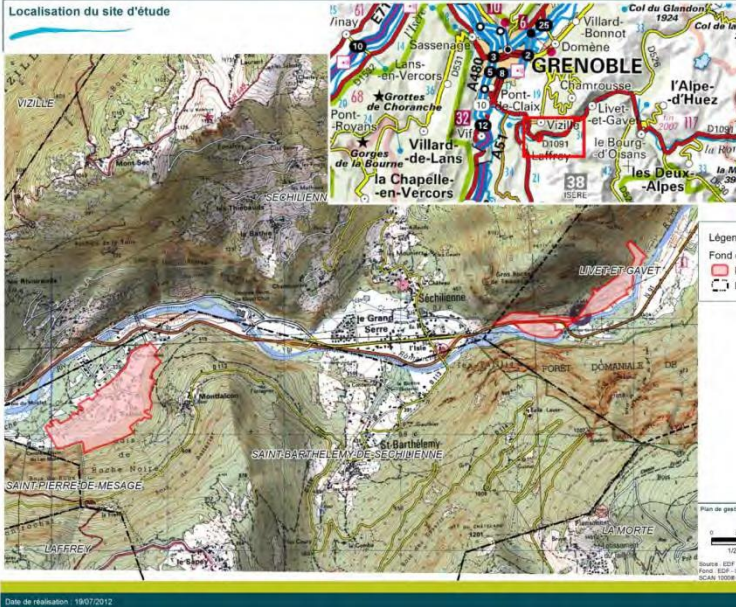
Communauté avifaune forestière et Pie
Grièche écorcheur



Couleuvre verte et jaune
Lézard des murailles
Lézard vert

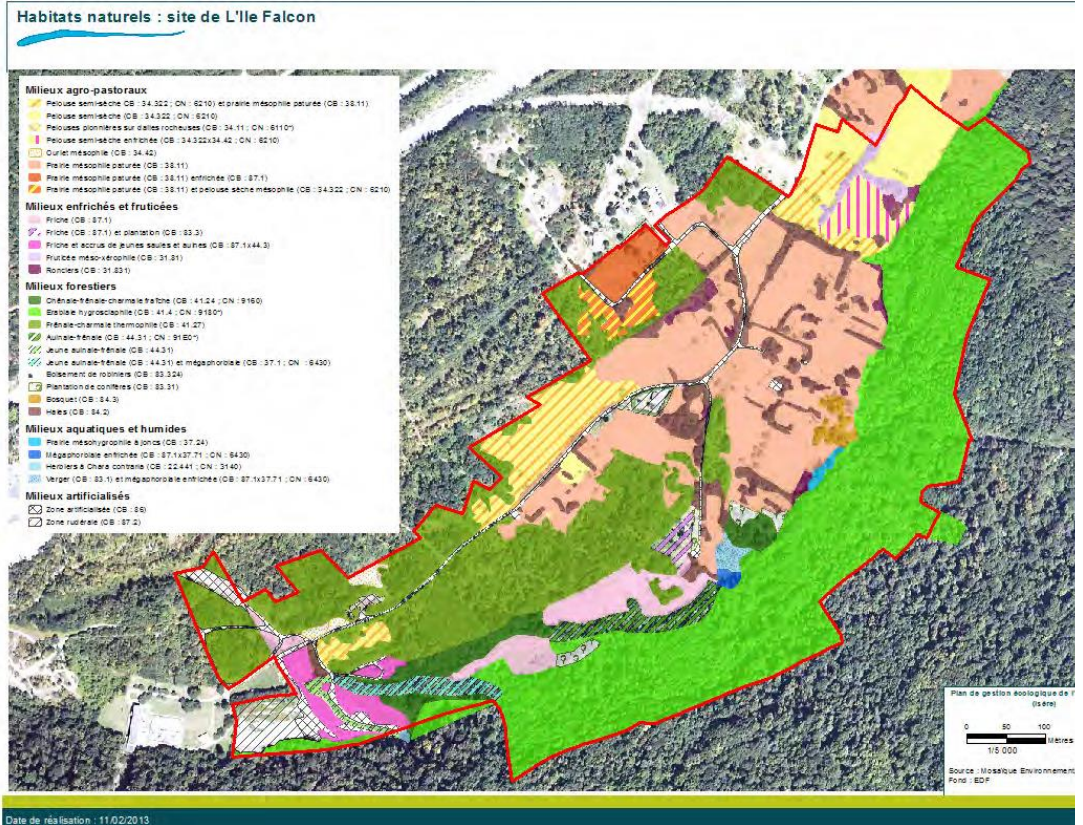


Communauté chiroptères
forestière
Muscardin

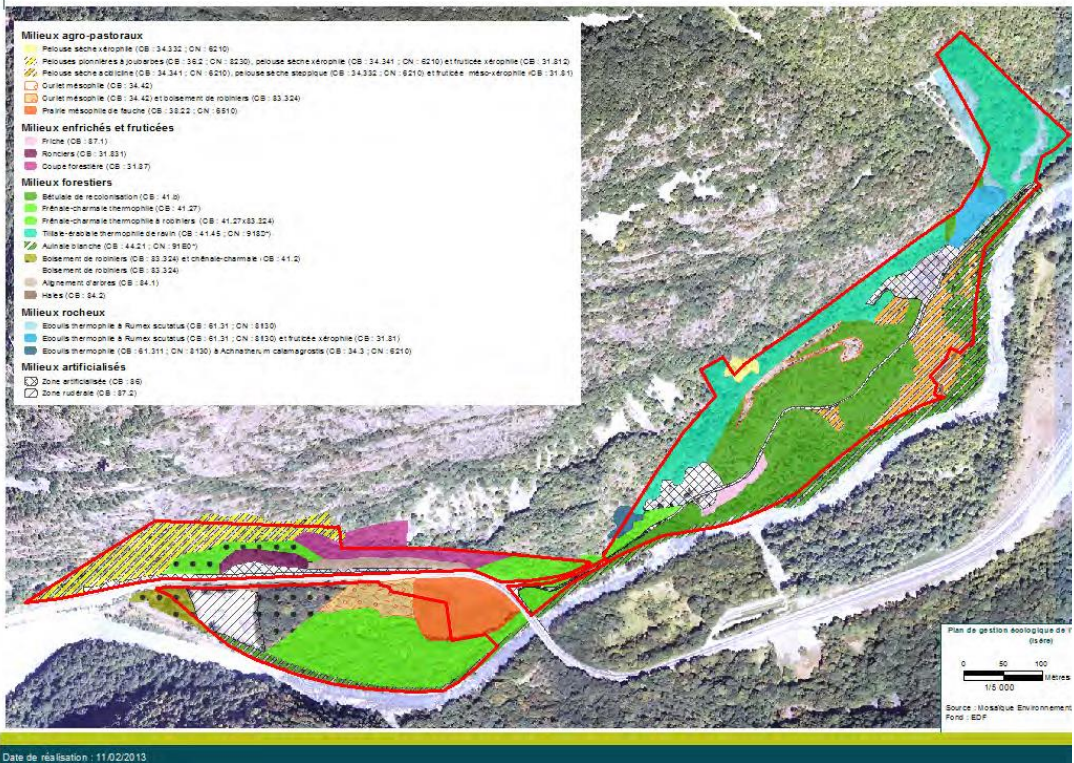
ROMANCHE GAVET – SITES COMPENSATOIRES	
Description du projet	Dans le cadre du projet Romanche-Gavet de nouvelle centrale hydroélectrique, un dossier CNPN a été élaboré par le bureau d'études Karum en 2011 du fait des impacts incompressibles sur la faune, la flore et les milieux naturels résultant du projet. Ce dossier CNPN, et l'arrêté préfectoral 2012-019-0013 qui en découle, impose la mise en place de mesures compensatoires : les mesures proposées portent sur la mise en place d'une gestion conservatoire de la biodiversité sur deux sites afin de conserver et restaurer les habitats d'espèces protégées et les populations de ces espèces visées par l'arrêté. Les deux sites concernés sont également situés dans la vallée de la Romanche.
Localisation	<p>-Un site de 16,75 ha « Pont-de Gavet », en rive droite de la Romanche, sur des propriétés privées d'EDF ; -Un site de 40 ha, au lieu-dit « l'île Falcon », en rive gauche de la Romanche, domaine de l'État.</p>  <p>Localisation du site d'étude</p> <p>La carte illustre la vallée de la Romanche, avec les sites de Pont-de-Gavet (en rouge) et l'île Falcon (en vert) marqués. Des lieux tels que Vizille, la Chapelle-en-Vercors, et Grenoble sont également indiqués.</p>
Contexte environnemental	<p>CLIMATOLOGIE La partie basse de la vallée de la Romanche ne voit que très peu le soleil en hiver. Entourée de massifs abrupts frôlant les 3 000 m d'altitude et orientée parallèlement à la vallée du Grésivaudan, elle est protégée des vents de nord et de sud. La basse vallée de la Romanche se situe sous le climat des Alpes intermédiaires. Les informations climatologiques plus précises sont les mêmes que pour les sites impactés.</p> <p>HYDROLOGIE L'île Falcon est bordée au nord par la Romanche. Dans sa partie sud qui nous occupe, elle est parcourue par plusieurs ruisseaux : 4 ruisseaux descendent du versant nord du massif du Taillefer. Ils alimentent l'île surtout en période pluvieuse (printemps et automne notamment). Deux premiers ruisseaux confluent et se prolongent par un ruisseau endigué sur une partie de son cours. Ils alimentent un petit captage de source percé qui devait alimenter le hameau de l'île Falcon il y a plusieurs décennies. Ces cours d'eau inondent actuellement une prairie mésohygrophile à joncs en contrebas. Cette dernière profite également d'une partie des eaux du ruisseau qui s'infilte. Le site de Pont-de-Gavet est bordé au sud par la Romanche. Aucun autre cours d'eau ou milieu aquatique n'est présent sur cette zone</p> <p>TOPOGRAPHIE Les sites d'étude de l'île Falcon et de Gavet se trouvent en fond de vallée de la Romanche, très encaissés, respectivement à des altitudes de 300 et 400 m environ. La topographie du site de l'île Falcon est plane en majorité dans un secteur où la Vallée de la Romanche s'élargit. Seule sa partie sud est constituée par des versants abrupts de taille importante. Il s'agit des versants nord du massif du Taillefer. Le site de Pont-de-Gavet, situé plus en amont, est beaucoup plus encaissé. Le site est constitué par une petite partie du bas des versants sud de Belledonne. L'autre partie du site majoritaire, plutôt plane, repose sur le fond de la vallée. En conséquence, le site de Gavet est beaucoup moins exposé au soleil que le site de l'île Falcon, car les versants sud du massif de Belledonne et les versants nord du massif du Taillefer atteignant rapidement plus de 1 200 m d'altitude limitent la pénétration de la lumière dans le fond de la vallée.</p>
Usages	Sur le site de Pont-de-Gavet, l'ancienne centrale électrique créée en 1905 a été désaffectée en 1949 puis démolie dans les années 1955-1956. Il n'y a pas d'agriculture sur le site. Le site n'est utilisé que par les engins accédant au chantier de la nouvelle usine hydro-électrique de la vallée

de la Romanche. Une activité moto cross est également pratiquée sur le site. L'île Falcon a été occupée par un village dans les années 70 (300 habitants environ). En 1985, quelques blocs sont tombés de la montagne (massif de Belledonne) sur la route. Face au risque d'éboulement de plus en plus important de la montagne, en application de la loi Barnier sur les risques naturels majeurs, il a été ordonné l'expropriation des habitants en 1997. Le 30 juin 2011, les dernières habitations ont été détruites, et l'île n'est plus habitée aujourd'hui. L'agriculture sur le site se faisait de manière opportune. Les prairies et pelouses n'étaient pas amendées ni fertilisées. L'alimentation en eau se faisait à partir de l'eau potable en provenance des bornes à incendie jusqu'à sa coupure. Sur le site, les animaux étaient encore présents au printemps et à l'été 2012. A l'automne 2012, sur demande de l'état, tous les animaux ont été sortis de l'île Falcon. Des ruches étaient également visibles sur le site l'été 2012.

Habitats naturels (2012)



Habitats naturels : site de Pont de Gavet



Faune à enjeu	Lépidoptères	Chiroptères forestier	Pie grièche écorcheur (île Falcon)
	Île Falcon		
Flore à enjeu	<p>Jonc à double tranchant (île Falcon)</p>	<p>Cardamine bulbifera, Cardamine heptaphylla</p>	<p>Sedum rubens.</p>
	Pont de gavet		
Photos	<p>Orchis Punais Anacamptis coriophora</p>		
	<p>Pont de gavet (2016)</p>	<p>Île Falcon (2015)</p>	

Annexe 6 : Description des indicateurs du cadre d'évaluation.

SC = site compensatoire, SI = site impacté, MC = mesures compensatoires. Lorsque la flèche est vers le bas, cela indique qu'une augmentation de l'indicateur est plutôt liée à une perte de biodiversité.

NIVEAU GENERAL – Périmètre Elargi

Connectivité



Longueur de linéaire de transport

Description	Longueur en Km des gros linéaires de transport (autoroute, nationale, LGV) dans le périmètre élargi.
Références	(Fahrig 2003; Mimet <i>et al.</i> 2016)
Récolte de la donnée	Avec un outil SIG, reporter les longueurs des linéaires dans un rayon de 1 km autour des sites cartographiés sur fond d'ortho photo récente ou à l'aide de couche des réseaux de transport existante.
Sens de variation	Plus la longueur de linéaire de transport est élevée, moins la circulation des espèces est possible. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique donc une perte.
Limites	Cet indicateur reste très général car certains taxons comme l'avifaune sont moins impactés par les linéaires de transport que les mammifères ou les amphibiens.



Longueur de linéaire de haies

Description	Longueur de linéaire de haies (EUNIS FA ou G5-1, alignement d'arbres) en Km, qui se prolonge de l'intérieur du site au périmètre élargi
Références	(Dover & Fry 2001; Gayet <i>et al.</i> 2016)
Récolte de la donnée	Avec outil SIG (orthophoto récente) et une prospection de terrain, calculer la longueur en Km des linéaires de haies. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain de biodiversité.
Sens de variation	Plus le linéaire de haies est grand, plus il y a de chance que la faune puisse se déplacer et donc que son habitat soit connecté.
Limites	Les haies ne sont pas toujours très nettes à identifier, il s'agit parfois d'un mélange avec des petits bosquets.



Nombre d'espèces faune de cohérence régionale TVB

Description	Nombre d'espèces faunes inventoriées sur le site étant identifiées de cohérence régionale pour la Trame Verte et Bleue (voir Annexe 7)
Références	(SORDELLO <i>et al.</i> 2011; HOUARD <i>et al.</i> 2012)
Récolte de la donnée	A partir de la liste des espèces de faune inventoriées sur le terrain, noter celles qui sont de cohérence régionales TVB (voir les tableaux dédiés en annexe).
Sens de variation	Plus le nombre d'espèces est élevée, plus le site a de l'importance pour le réseau TVB. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain de biodiversité.
Limites	Les régions ne sont pas toutes au même point d'avancement dans leur identification et protection des TVB, donc selon les cas, les TVB ne sont pas encore en place.



Surface de corridors écologiques traversant le site

Description	Surface en ha de corridors écologiques autres que des haies traversant le site. Les corridors peuvent être déjà identifiés dans les SRCE, les TVB ou peuvent être identifiés lors de l'inventaire sur le site.
--------------------	--

Références	
Récolte de la donnée	A l'aide de prospection de terrain et d'un outil SIG (couches des SRCE etc.), identifier les corridors écologiques autour du site et mesurer la surface de ceux traversant le site.
Sens de variation	Plus la surface de corridors est grande, plus l'importance du site pour la continuité entre zones réserves est grande. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain de biodiversité.
Limites	Les corridors identifiés pour cet indicateur ne correspondront probablement pas aux déplacements réels d'espèces particulières mais à des corridors potentiels pour divers espèces.

Patrimonialité



Nombre d'espaces protégés ou à enjeu

Description	Nombre d'espaces « à enjeu » comme les sites Natura 2000, les réserves naturelles (nationales et régionales), les APB, ZNIEFF I etc.
Références	(Thomas & Gillingham 2015)
Récolte de la donnée	Sur le site Géoportail ou le site de l'INPN les couches SIG des espaces protégés ou à enjeu sont disponibles. Relever le nombre de site dont au moins 1/3 de la superficie (défini arbitrairement) se trouve dans le périmètre élargi.
Sens de variation	Plus il y a de sites à enjeu dans le paysage, plus la patrimonialité est forte. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	L'interprétation de l'indicateur peut être compliquée : il y a gain sur l'indicateurs plus le site est entouré par des espaces à enjeu mais 1/ il n'y a pas forcément de connexion entre les sites et les espaces protégés et 2/ vaut-il mieux compenser dans un paysage déjà très patrimonial ? Cet arbitrage est laissé au dire d'expert.



Nombre d'espèces faune et flore déterminantes des ZNIEFF alentours (2 indicateurs)

Description	Nombre d'espèces (se trouvant sur les sites) déterminantes des ZNIEFF de type I relevées dans le périmètre élargi.
Références	(Clap 2005)
Récolte de la donnée	Relever les espèces déterminantes des ZNIEFF I dans le périmètre élargi (fiches des ZNIEFF de l'INPN) et noter celles inventoriées sur les sites.
Sens de variation	Plus la diversité est élevée, plus la patrimonialité est forte. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Les habitats des espèces déterminantes ZNIEFF peuvent être présents dans le périmètre élargi mais non connectés aux sites.

Représentativité



Représentativité des milieux (6 indicateurs)

Description	Surface en ha de milieux aquatique (EUNIS A, B et plus couramment C), rocheux (EUNIS H), prairiaux (EUNIS E), buissonnants (EUNIS F), forestier (EUNIS G) et zones humides (EUNIS D et E3), présents sur les sites divisé par la surface en ha de ces mêmes milieux dans le périmètre élargi.
Références	
Récolte de la donnée	Avec un outil SIG (couche SIG EUNIS et couche SIG des zones humides cartographiées dans le département), calculer les surfaces des milieux cartographiés sur les sites et ceux du périmètre élargi.
Sens de variation	Plus le ratio est élevé, plus la représentativité est grande. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain de biodiversité.

Limites	Les habitats cartographiés sur les sites sont bien plus précis que la couche des habitats EUNIS utilisable pour le périmètre élargi. Les ratios risquent d'être sous-estimés.
----------------	---

Pression

Proportion de milieux artificialisés (cultivés et construits)

Description	Surface en ha de milieux construits imperméables (EUNIS J) et de zones cultivées (EUNIS I) rapportée à la surface totale du périmètre élargi.
Références	(McLaughlin & Mineau 1995; Aguejdad 2009)
Récolte de la donnée	Avec un outil SIG (couche SIG EUNIS), calculer les surfaces des milieux artificialisés et la surface totale du périmètre élargi.
Sens de variation	Plus la portion de milieux artificialisés est élevée, plus la pression pour la biodiversité est importante. Une augmentation de la valeur de l'indicateur va donc dans le sens d'une perte.
Limites	Cet indicateur est informatif mais n'indique pas s'il est préférable de compenser dans un périmètre très ou peu artificialisé

Surface de plantes exotiques envahissantes (EEE) à proximité

Description	Surface en ha des patches d'EEE à proximité immédiate des sites (quelques centaines de mètres).
Références	(Mooney & Hobbs 2000; Vilà et al. 2011; Early et al. 2016)
Récolte de la donnée	Avec un outil SIG et une prospection de terrain, cartographier les patches d'EEE et en extraire la surface totale.
Sens de variation	Plus la surface d'EEE à proximité est élevée, plus la potentialité d'invasion est forte. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique donc une perte.
Limites	Cet indicateur est assez statique et ne prend pas en compte la dynamique d'expansion des invasives et les vecteurs d'invasion (passage de véhicules...).

Sources de pollutions

Description	Nombre de sources de cons équentes de pollutions (chimiques, sonore, gazeuses...) comme des usines.
Références	
Récolte de la donnée	Avec un outil SIG (couche SIG « zone d'activité » de la BD carto, toponymie : sélectionner les activités a priori source de pollution) et une prospection de terrain, identifier le nombre de sources de pollutions.
Sens de variation	Plus il y a de sources de pollution, plus la pression sur la biodiversité est grande. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique donc une perte.
Limites	Il peut s'avérer difficile d'identifier les sources de pollution, surtout dans un milieu péri-urbain.

NIVEAU GENERAL – Périmètre Site

Diversité

Diversité des habitats naturels (6 indicateurs)

Description	Nombre et surface d'habitats naturels de type aquatique (EUNIS A, B et plus couramment C), rocheux (EUNIS H), prairiaux (EUNIS E), buissonnants (EUNIS F), forestier (EUNIS G), zones humides (EUNIS D et E3). Les habitats doivent être
--------------------	--

	détaillés au niveau EUNIS 3 au minimum.
Références	Yachi & Loreau ((1999)
Récolte de la donnée	Avec un outil SIG et une prospection de terrain, cartographier les différents habitats (EUNIS niveau 3 ou 4) et calculer les surfaces totales d'habitats appartenant au même type de milieu.
Sens de variation	Plus il y a d'habitats différents, plus la diversité est grande. Mais une grande surface d'habitats n'implique pas forcément un grande diversité. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain de biodiversité.
Limites	Un habitat peut être perdu au profil d'un autre, et dans ce cas l'interprétation de la perte ou du gain nécessite d'avoir fixé des objectifs précis de conservation (par exemple favoriser la réouverture de milieux).

Diversité d'espèces faune et flore (13 indicateurs)

Description	Nombre d'espèces inventoriées pour chaque groupe taxonomique : avifaune, chiroptères, autres mammifères, amphibiens, reptiles, insectes total et plus précisément odonates, orthoptères, coléoptères, lépidoptères, et si il y des milieux aquatiques, poissons et crustacés.
Références	Yachi & Loreau (1999)
Récolte de la donnée	A partir des listes d'espèces inventoriées, regrouper les espèces par groupe taxonomique et reporter le nombre d'espèces.
Sens de variation	Plus le nombre d'espèce est élevé, plus la diversité est importante. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain de biodiversité.
Limites	Ces indicateurs ne prennent en compte que la diversité spécifique et non la diversité fonctionnelle.

Patrimonialité

Proportion d'habitats menacés ou à surveiller

Description	Proportion surfacique d'habitats classés comme menacés (ce qui comprend « en danger » et « vulnérable ») ou comme « à surveiller » dans les listes rouges (LR) régionales.
Références	
Récolte de la donnée	Lors de la cartographie des habitats naturels, relever ceux présents sur la LR et calculer leur nombre ou surface.
Sens de variation	Plus la valeur de l'indicateur est élevée, plus la patrimonialité est élevée. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Complicé d'accéder aux LR pour les habitats, elles ne sont pas toutes disponibles et homogènes.

Proportion d'habitats d'intérêt communautaire + prioritaires

Description	Proportion surfacique d'habitats d'intérêt communautaire et d'intérêt communautaire prioritaire, qu'ils soient classés ou non en site Natura 2000.
Références	(Bunce <i>et al.</i> 2013; Delzons <i>et al.</i> 2013)
Récolte de la donnée	Lors de la cartographie des habitats naturels, relever ceux d'intérêt communautaire et calculer leur nombre et leur surface.
Sens de variation	Plus la valeur de l'indicateur est élevée, plus la patrimonialité est élevée. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Cet indicateur et assez peu discriminant étant donné qu'une minorité de sites habituellement impactés contient des habitats d'intérêt communautaires.



Faune et flore protégées (2 indicateurs)

Description	Proportion d'espèces protégées au niveau national et régional (code de l'environnement) par rapport à la diversité totale de faune ou flore.
Références	(Delzons <i>et al.</i> 2013)
Récolte de la donnée	A partir des listes d'espèces issues des inventaires naturalistes, identifier celles qui sont protégées.
Sens de variation	Plus la valeur de l'indicateur est élevée, plus la patrimonialité est élevée. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Les espèces protégées sont, pour un certain nombre, assez communes et il pourrait être plus pertinent selon les cas, de compenser une perte sur ces espèces par un gain sur des espèces non protégées mais menacées par exemple.



Faune et flore menacées au niveau national et régional (4 indicateurs)

Description	Proportion d'espèces classées comme menacées (CR, EN ou VU) sur les LR nationale d'une part et régionale ou départementale d'autre part par rapport à la diversité totale de faune ou flore
Références	(Butchart <i>et al.</i> 2004; Butchart <i>et al.</i> 2005; Butchart <i>et al.</i> 2007; Delzons <i>et al.</i> 2013)
Récolte de la donnée	A partir des listes d'espèces issues des inventaires naturalistes, identifier celles qui sont menacées sur les différentes LR
Sens de variation	Plus la valeur de l'indicateur est élevée, plus la patrimonialité est élevée. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Les données issues des dossiers présentent systématiquement le statut LR France mais de façon hétérogène soit le statu LR régionale, départementale ou les deux.



Faune et flore à enjeu Natura 2000 (3 indicateurs)

Description	Proportion d'espèces classées à l'annexe II de la Directive Habitat et classées prioritaires, et d'espèces d'oiseaux classées à l'annexe I de la Directive Oiseaux, par rapport à la diversité totale de faune ou flore.
Références	(Delzons <i>et al.</i> 2013)
Récolte de la donnée	A partir des listes d'espèces issues des inventaires naturalistes, identifier celles qui sont classées aux annexes des Directives.
Sens de variation	Plus la valeur de l'indicateur est élevée, plus la patrimonialité est élevée. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Pour certains taxons comme les chiroptères, cet indicateur n'est pas très discriminant étant donné que quasiment toutes les espèces sont inscrites à l'annexe II.

Fonctionnalités



Espèces dépendantes du site pour la reproduction (2 indicateurs)

Description	Proportion de l'avifaune et du reste de la faune se reproduisant sur le site.
Références	(Delzons <i>et al.</i> 2013)
Récolte de la donnée	Lors d'inventaires naturalistes, relever des indices de reproduction (nids et couples pour l'avifaune, pontes pour les amphibiens...) et déterminer les espèces qui se reproduisent de manière certaine sur le site.
Sens de variation	Plus il y a d'espèces se reproduisant sur le site, plus la capacité du site à accueillir le cycle de vie des espèces est élevée. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Il n'est pas toujours évident de déterminer de manière objective les espèces se reproduisant sur le site (avis d'expert possiblement nécessaire).



Indice de spécialisation de l'avifaune

Description	L'indice de spécialisation de l'avifaune est la moyenne des indices des espèces présentés dans les annexes de (Le Viol <i>et al.</i> 2012) (Annexe 7)
Références	(Devictor <i>et al.</i> 2008; Devictor <i>et al.</i> 2010; Concepción <i>et al.</i> 2015)
Récolte de la donnée	A partir des listes d'avifaune issues des inventaires, attribuer l'indice de spécialisation et faire la moyenne des indices
Sens de variation	Plus la proportion d'espèces spécialistes par rapport aux espèces généralistes est grande (plus l'indice de spécialisation est élevé), plus la fonctionnalité est élevée. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	L'indice de spécialisation n'a pas été calculé pour toutes espèces.



Spécialisation des chiroptères

Description	Proportion d'espèces spécialistes par rapport aux espèces totale.
Références	
Récolte de la donnée	A partir des listes d'espèces de chiroptères inventoriées, reporter celles qui sont spécialistes d'un milieu particulier.
Sens de variation	Plus le nombre de spécialiste est élevé, plus le milieu fournit de niches écologiques diversifiées. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	La détermination des espèces spécialiste est faite à dire d'expert.



Densité de lisière forestière

Description	Longueur en Km de lisière forestière (EUNIS E5) divisé par la surface en ha de milieu forestier (EUNIS G).
Références	(Concepción <i>et al.</i> 2015)
Récolte de la donnée	A l'aide d'un outil SIG et d'une prospection de terrain, mesurer la longueur des habitats de lisières forestières (EINUS E5) et diviser par la surface en ha calculée pour le milieu forestier
Sens de variation	Plus la densité est élevée, plus il y a de lisières pour une même surface de forêt. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Une densité importante de lisière peut vouloir dire que le milieu forestier est fragmenté, mais le fait qu'une lisière se forme montre que les perturbations ne sont pas trop importantes.

Pression



Zones artificialisées (2 indicateurs)

Description	Proportion de zones NON artificialisées imperméables (EUNIS J) et de zones NON cultivées (EUNIS I).
Références	(Aguejda 2009)
Récolte de la donnée	Avec un outil SIG et une prospection de terrain, cartographier les zones (EUNIS niveau 3 ou 4) et calculer les surfaces totales de zones appartenant au même type de milieu. Soustraire ces valeurs à la surface totale.
Sens de variation	Moins il y a de zones artificialisées, moins la pression est forte pour la biodiversité. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Cet indicateur ne tient pas compte de la position de la zone artificialisée qui peut être plus ou moins problématique pour le passage d'espèce ou autre.



Espèces exotiques envahissantes (EEE ; 2 indicateurs)



Description	Proportion surfacique de zone sans patchs de plantes exotique au caractère envahissant avéré et nombre d'espèces.
Références	(Vilà <i>et al.</i> 2011)
Récolte de la donnée	Lors des inventaires de terrain et à l'aide d'un outil SIG, répertorier le nombre d'espèces et la surface des zones qu'elles recouvrent. Soustraire ces valeurs à la surface totale.
Sens de variation	Moins il y a d'espèces invasives et moins leur surface est grande, moins la pression est grande. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Certaines espèces considérées comme invasives avérées peuvent être présentes sur les sites mais ne pas avoir de caractère invasif sur le site.

NIVEAU HABITAT – Périmètre Elargi

Connectivité



Fragmentation de l'habitat

Habitat ciblé	Tous
Description	Surface totale des patchs du type EUNIS de niveau 2 (1 lettre + 1 chiffre) de l'habitat ciblé (en ha) divisé par le périmètre de chaque patch (en km) dans la périmètre élargi.
Références	(Lorrillière <i>et al.</i> 2015)
Récolte de la donnée	A l'aide d'un outil SIG et de prospections de terrain, identifier sur la couche EUNIS les patchs du type d'habitat cible et associer à chaque polygone l'aire et le périmètre et calculer l'indice.
Sens de variation	La valeur de l'indicateur est plus élevée quand, à surface égale, le périmètre augmente. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	La résolution de la couche SIG EUNIS est pour l'instant de 1 ha, donc les patchs plus petits ne seront pas pris en compte dans le calcul.

Responsabilité



Surface d'habitat similaire dans l'emprise sites patrimoniaux

Habitat ciblé	Tous
Description	Surface en ha d'habitat similaire (même niveau EUNIS ou éventuellement un niveau moins précis) présents dans l'emprise des sites patrimoniaux (identifiés au niveau général) qui se trouve dans la périmètre élargi pris pour la niveau Habitat.
Références	
Récolte de la donnée	A l'aide des informations concernant les sites patrimoniaux répertoriés sur l'INPN, identifier ceux qui ont dans leur emprise l'habitat similaire à celui ciblé et calculer la surface soit avec une prospection de terrain, soit avec une couche SIG si existante.
Sens de variation	Plus la surface d'habitat similaire est élevée, plus l'habitat est bien représenté (et plus il y a de chance que les populations faune et flore inféodées à cet habitat puisse se maintenir dans le périmètre considéré). Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Il peut s'avérer difficile d'obtenir la surface exacte d'habitat si l'information n'est pas présente dans les bases de données publiques.

NIVEAU HABITAT – Périmètre Site

Diversité

Diversité faune inféodée à l'habitat (n indicateurs)

Habitat ciblé	Tous
Description	Nombre d'espèces inventoriées inféodées à l'habitat étudié pour les groupes taxonomiques pertinents selon les habitats. Inclure les invertébrés, notamment les coléoptères (forêt), odonates (zh), lépidoptères et orthoptères (milieux ouverts)...
Références	(Eiswerth & Haney 2001)
Récolte de la donnée	A partir des inventaires réalisés pour le niveau général, identifié les groupes taxonomiques et les espèces inféodées à l'habitat ciblé et reporter leur nombre.
Sens de variation	Plus le nombre d'espèce est élevé, plus la diversité est importante. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Il peut être compliqué d'attribuer un nombre d'espèce inféodée à un habitat particulier étant donné que les espèces ont généralement de plusieurs types d'habitats naturels.

Diversité flore

Habitat ciblé	Tous
Description	Nombre d'espèces flore relevés dans l'habitat étudié.
Références	
Récolte de la donnée	Lors des inventaires botaniques, relever toutes les espèces de flore composant l'habitat naturel ciblé.
Sens de variation	Plus le nombre d'espèce est élevé, plus la diversité est importante. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Dans les dossiers étudiés, les résultats d'inventaires n'étaient pas présentés par habitat mais de manière générale pour l'ensemble du site.

Fonctionnalités

Surface et patches d'habitat (2 indicateurs)

Habitat ciblé	Tous
Description	Surface totale de l'habitat et nombre de patches en ha.
Références	
Récolte de la donnée	Avec un outil SIG et une prospection de terrain, cartographier les patches d'habitat et calculer la surface totale de l'habitat.
Sens de variation	Plus la surface de l'habitat et le nombre de patches est grand, plus il a de chance de constituer une entité fonctionnel. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Cet indicateur ne tient pas compte de la localisation des patches entre eux ni de leurs taille respective : des petites surfaces d'habitats bien connectées peuvent être fonctionnelles.

Avifaune nicheuse

Habitat ciblé	Tous
Description	Nombre d'espèces d'oiseaux se reproduisant dans l'habitat considéré.
Références	(Eiswerth & Haney 2001)
Récolte de la donnée	Lors d'inventaires naturalistes, relever des indices de reproduction (nids, comportement, individus) et déterminer les espèces qui se reproduisent de façon

	certaine dans l'habitat considéré.
Sens de variation	Plus il y a d'espèces se reproduisant dans l'habitat ciblé, plus sa capacité d'accueil pour la reproduction est grande. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Cet indicateur ne tient pas compte de l'abondance des couples nicheurs, aspect évalué dans le niveau 3 pour une espèce en particulier. Un habitat ne sert pas obligatoirement à la reproduction de l'avifaune mais peut fournir des ressources de nourrissage.



Horizons de sol (2 indicateurs)



Habitat ciblé	Tous
Description	Différentiel entre le nombre d'horizons organiques (de type O dans le référentiel pédologique) et leur valeur respective de référence, et l'épaisseur totale de ces horizons (terre végétale).
Références	Baize and Girard (2009)
Récolte de la donnée	Etablir un plan d'échantillonnage afin d'avoir une bonne représentativité de l'habitat et faire la moyenne des épaisseurs et nombre d'horizons trouvés (creuser avec une tarière jusqu'au horizon minéraux).
Sens de variation	Un différentiel élevé indique une structure de sol moins proche de la structure de référence (donc possiblement moins fonctionnelle). Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique donc une perte.
Limites	



Abondance relative de la mésofaune détritvovore

Habitat ciblé	Tous
Description	Masse moyenne d'organismes de mésofaune détritvovore (collembolles, myriapodes) pour 100 g de sol.
Références	
Récolte de la donnée	Faire un plan d'échantillonnage adapté sur des zones représentatives de l'habitat considéré, prélever 100g de sol un nombre de fois suffisant. Filtrer les échantillons (berles), pesez les organismes et rapporter cette masse en moyenne pour 100g.
Sens de variation	Plus le nombre d'organismes de mésofaune détritvovore est élevé, plus la décomposition du sol a de chance d'être fonctionnelle. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	il y a un biais selon l'effort d'échantillonnage, et il faut la compétence « sol » pas forcément présente dans tous les BE.



Espèces bio-indicatrices

Habitat ciblé	Tous
Description	Nombre d'espèces considérées comme bio-indicatrices de la qualité du milieu considéré (ex : coléoptères saproxyliques pour milieux forestiers, odonate pour milieu humide).
Références	(Siddig <i>et al.</i> 2016)
Récolte de la donnée	Lors d'inventaires naturalistes sur l'habitat considéré, rechercher particulièrement les espèces bio-indicatrices susceptibles d'être présentes.
Sens de variation	Plus le nombre est élevé, plus la qualité du milieu est élevée. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Cet indicateur ne renseigne pas sur l'état des populations de ces espèces, qui pourrait être un meilleur indicateur complémentaire de la qualité des milieux.

Quantité de bois mort sur pied et au sol

Habitat ciblé	Milieu forestier
Description	Nombre / ha de bois mort > 30 cm de diamètre sur pied et au sol (souches, branches, troncs, arbres morts sur pied).
Références	(Maciejewski 2006; Müller & Büttler 2010; Lassauce <i>et al.</i> 2011)
Récolte de la donnée	Lors de prospections de terrain, estimer la densité de bois mort > 30 cm de diamètre au sol et sur pied sur des placettes représentatives du milieu, et moyenniser ces valeurs à l'hectare.
Sens de variation	Plus il y a de bois mort sur pied ou au sol, plus le milieu est mature et propice au cycle de vie de nombreuses espèces. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	La prospection peut être longue selon la surface prospectée et complexe pour des non experts.

Nombre de Très Gros Bois vivant (TGB)

Habitat ciblé	Milieu forestier
Description	Nombre de TGB par ha. Les TGB sont définis comme correspondant aux arbres vivants ayant dépassé le diamètre optimal d'exploitabilité. Ces diamètres varient d'une essence à l'autre selon le niveau de fertilité de la station et l'altitude.
Références	(Maciejewski 2006; Cateau <i>et al.</i> 2015)
Récolte de la donnée	Lors d'une prospection de terrain, établir un plan d'échantillonnage représentatif de la zone d'étude, noter le nombre de TGB et rapporter l'hectare.
Sens de variation	Plus il y a de TGB / ha, plus la forêt est mature et fonctionnelle et meilleur est l'état de conservation. A partir de 8 TGB/ha, le milieu est considéré en très bon état de conservation. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	La définition du diamètre d'un TGB n'est pas standardisée et la prospection peut s'avérer difficile si la surface est grande.

Ancienneté de l'habitat

Habitat ciblé	Milieu forestier
Description	Temps en année depuis lequel le milieu est un habitat forestier (avec un seuil à trouver au-delà duquel on ne peut plus remonter, ex. cartes état-major).
Références	(Cateau <i>et al.</i> 2015)
Récolte de la donnée	Se renseigner auprès des propriétaires du foncier et vérifier sur des photos anciennes jusqu'au cartes d'état-major.
Sens de variation	Plus le temps d'existence est long, plus la forêt est ancienne. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	La donnée peut être compliquée à obtenir selon le statut du milieu forestier.

Présence de lichens

Habitat ciblé	Milieu forestier
Description	Densité de lichen sur le tronc des arbres, estimée comme la moyenne des mesures en plusieurs points.
Références	
Récolte de la donnée	Lors de prospections de terrain, faire un plan d'échantillonnage représentatif du milieu considéré et estimer en chaque point la densité de lichen sur le tronc des arbres de cette zone à l'aide d'un patron de densité.
Sens de variation	Plus la densité de lichen est élevée, plus le milieu forestier a une forte qualité écologique. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Il y a un biais observateur pour estimer la densité.



Diversité des pollinisateurs

Habitat ciblé	Milieu prairiaux
Description	Nombre d'espèces de pollinisateurs (hyménoptères, lépidoptères...) fréquentant l'habitat.
Références	(Potts <i>et al.</i> 2010)
Récolte de la donnée	Mettre en place un protocole d'inventaire adapté et estimer le nombre d'espèces présentes.
Sens de variation	Plus il y a d'espèces, plus le milieu est fonctionnel. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Des inventaires spécifiques pour ces espèces ne sont pas réalisés d'ordinaire dans les études.



Taux de recouvrement de ligneux

Habitat ciblé	Milieu prairiaux
Description	Taux de recouvrement surfacique en % d'espèces ligneuses. Le recouvrement par les ligneux indique une fermeture du milieu, augmente le risque d'incendie, et réduit le réservoir de graines contenues dans le sol. Il indique un mauvais état de conservation.
Références	(Maciejewski 2012)
Récolte de la donnée	A partir de cartographies SIG et de prospection de terrain, estimer le recouvrement de ligneux (utiliser un patron de densité).
Sens de variation	Plus le taux de recouvrement est élevé, moins la prairie est fonctionnelle. Au-delà d'un recouvrement de 20% de ligneux, la pelouse est considérée en mauvais état de conservation. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique donc une perte.
Limites	Il y a un biais observateur pour mesurer le recouvrement surfacique.



Fonctionnalité des zones humides

Habitat ciblé	Zones humides
Description	Scores de fonctionnalité pour les 3 grandes fonctions suivantes (calculés pour chaque indicateur) : Biogéochimique, Hydraulique, Biologique.
Références	(Gayet <i>et al.</i> 2016)
Récolte de la donnée	Voir le guide de Gayet <i>et al.</i> (2016)
Sens de variation	Voir le guide de Gayet <i>et al.</i> (2016)
Limites	Voir le guide de Gayet <i>et al.</i> (2016)

Structure



Proportion de flore dominante de l'habitat (1 à 3 indicateurs)

Habitat ciblé	Tous
Description	Pourcentage de recouvrement de l'espèce (ou du mélange d'espèces) de flore dominante dans chaque strate : herbacée, arborescente et arborée (à adapter selon le type de milieu visé).
Références	(Hillebrand <i>et al.</i> 2008)
Récolte de la donnée	Lors des inventaires de terrain, identifier la flore dominante de chaque strate et estimer le pourcentage de recouvrement à l'aide de patrons de densité.
Sens de variation	Plus la valeur de l'indicateur est importante, plus l'espèce est dominante. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Il y a un biais observateur pour déterminer le % de recouvrement : certains milieux homogènes ne poseront pas beaucoup de problèmes tandis que pour d'autres plus

	diversifiés, la flore dominante pour être plus dure à estimer.
--	--



Nombre et hauteur des strates de végétation (1 à 3 indicateurs)



Habitat ciblé	Tous
Description	Hauteur (en m) et nombre d'espèces de chacune des strates herbacée, arborescente et arborée, selon le type d'habitat.
Références	
Récolte de la donnée	Lors de prospections de terrain, faire un plan d'échantillonnage représentatif du milieu considéré et estimer en chaque point la hauteur / le nombre d'espèces dans la zone, puis moyenner les valeurs et regrouper les espèces.
Sens de variation	Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain pour les milieux forestier mais une perte pour les milieux ouverts.
Limites	Il y a un biais observateur pour la hauteur et la densité.

Pression



Espèces indicatrices de perturbations

Habitat ciblé	Tous
Description	Nombre d'espèces total de flore indicatrices de perturbation de l'habitat (piétinement, pollutions, feux...).
Références	
Récolte de la donnée	Lors d'inventaire botaniques sur l'habitat considéré, relever le nombre d'espèces indicatrices de perturbation.
Sens de variation	Plus la valeur de l'indicateur est grande, plus le milieu est perturbé.
Limites	L'indicateur ne permet pas de différencier de quel type de perturbation les espèces sont indicatrices, il faut une interprétation pour le savoir.



Proportion de sol dégradé

Habitat ciblé	Tous
Description	Proportion surfacique de l'habitat dont le sol n'a pas subi une dégradation (tassement, décapage etc.).
Références	(Maciejewski 2006)
Récolte de la donnée	A l'aide de prospection de terrain et d'un outil SIG, déterminer la proportion du milieu dont le sol est dégradé (déterminer au préalable le type de dégradation identifié) et soustraire à la surface totale de l'habitat.
Sens de variation	Plus la proportion est élevée, plus le niveau de perturbation est important. Un milieu dont 20% et plus de la surface du sol est dégradée est considéré en mauvais état de conservation. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Il y a un biais observateur pour déterminer à partir de quel seuil on considère le sol comme dégradé.



Temps depuis dernière coupe à blanc

Habitat ciblé	Milieu forestier
Description	Temps en année depuis la dernière coupe blanche.
Références	(Cateau <i>et al.</i> 2015)
Récolte de la donnée	Se renseigner auprès des propriétaires du foncier et/ou de l'exploitant.
Sens de variation	Plus le temps depuis la dernière coupe est grand, moins le milieu est perturbé. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	La donnée peut ne pas être disponible et le niveau de perturbation dépend aussi de la manière dont le milieu est géré après la coupe.



Taux de couvert des algues (eutrophisation)

Habitat ciblé	Zones humides
Description	Pourcentage de la partie aquatique de la zone humide NON recouverte par des algues.
Références	
Récolte de la donnée	Sur le terrain, estimer (à l'aide d'un patron de densité) le pourcentage de la partie aquatique de la zone humide recouvert par des algues « eutrophisantes » et la soustraire à la surface totale.
Sens de variation	Plus la surface de recouvrement est grande, plus l'eutrophisation est importante. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Il y a un biais observateur pour déterminer le pourcentage de recouvrement. Cet indicateur ne renseigne pas sur les causes de l'eutrophisation (et donc sur les moyens possibles de maîtriser ce phénomène).

NIVEAU ESPECE – Périmètre Elargi

Connectivité



Habitats favorables à proximité

Taxon ciblé	Tous
Description	Surface totale en ha d'habitats favorables à l'espèce cible dans le périmètre élargi.
Références	
Récolte de la donnée	Avec un outil SIG (couche EUNIS) et potentiellement une prospection de terrain, identifier les patches d'habitat favorables dans le périmètre élargi et extraire la surface.
Sens de variation	Plus la valeur de l'indicateur est grande, plus il y a de chance que les populations de l'espèce puissent se maintenir. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Pour les taxons avec une grande capacité de dispersion comme les oiseaux, le périmètre de prospection autour des sites risque d'être trop large pour que l'évaluation soit très précise.



Habitats favorables à proximité connectés

Taxon ciblé	Tous
Description	Nombre de patches d'habitats favorables à l'espèce cible étant connectés aux sites (par des corridors à déterminer pour chaque espèce/taxon)
Références	(Fahrig 2002; Fahrig 2003)
Récolte de la donnée	Avec un outil SIG (couche EUNIS) et potentiellement une prospection de terrain, identifier les patches d'habitat favorables connectés par des corridors dans le périmètre élargi.
Sens de variation	Plus la valeur de l'indicateur est grande, plus il y a de chance que les populations de l'espèce puissent circuler entre les différents patches d'habitat. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Selon les taxons les types de corridors favorables au déplacement des espèces sont divers et sont à évaluer à des échelles variables.



Nombre de zones favorables connectées entre elles grâce au site

Taxon ciblé	Tous
Description	Nombre de zones favorables à l'espèce cible connectées entre elles grâce à des éléments présents sur le site.
Références	(Fahrig 2002; Fahrig 2003)

Récolte de la donnée	A l'aide d'une prospection de terrain et d'un outil SIG, identifier les corridors au sein du site et les zones adjacentes reliées entre elles grâce à ces continuités.
Sens de variation	Plus le nombre de zones est élevé, plus le site joue un rôle de corridor pour l'espèce cible. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Cet indicateur repose sur une évaluation d'un expert, ce qui peut amener des biais selon l'expert. Pour certaines espèces les corridors peuvent être délicats à identifier.



Eléments fragmentant

Taxon ciblé	Tous
Description	Longueur en m ou surface en ha d'éléments fragmentant (à déterminer selon l'espèce) dans le périmètre élargi
Références	(Fahrig 2002; Fahrig 2003)
Récolte de la donnée	Avec un outil SIG et des prospections de terrain, identifier les éléments fragmentant dans le périmètre élargi pour les espèces cibles et calculer leur longueur / surface. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique donc une perte.
Sens de variation	Plus il y a d'éléments fragmentant, moins la connectivité est importante.
Limites	afin d'identifier les éléments réellement fragmentant, il faudrait pouvoir suivre le déplacement des espèces ce qui n'est pas faisable dans le contexte de la compensation.

Représentativité



Nombre d'observations de l'espèce

Taxon ciblé	Tous
Description	Nombre d'observations de l'espèce cible dans les années précédentes à l'inventaire (tiré de bases de données naturalistes d'associations ou des CEN) dans le périmètre élargi.
Références	
Récolte de la donnée	Récolter dans les diverses bases de données publiques à disposition (associations naturalistes, CEN etc.) le nombre d'observations de l'espèce cible.
Sens de variation	Plus le nombre d'observation est important, plus il y a potentiellement beaucoup d'individus de cette espèce. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Selon les localisations des sites, la donnée n'est pas toujours disponible et elle est assez hétérogène selon les taxons considérés (beaucoup de données existent pour l'avifaune par exemple contrairement aux insectes).

NIVEAU ESPECE – Périmètre Site

Fonctionnalité



Surface totale d'habitat

Taxon ciblé	Tous
Description	Surface totale en ha d'habitat favorable à l'espèce cible, que ce soit pour le nourrissage, le repos ou la reproduction.
Références	(Fahrig 2001)
Récolte de la donnée	Avec un outil SIG et lors de prospection terrain, repérer les habitats favorables selon les différents critères identifiés et calculer leur surface totale.
Sens de variation	Plus la surface est importante plus les espèces cibles ont de chance de pouvoir se maintenir sur les sites. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	La caractère favorable de l'habitat est appréciée en partie grâce à un dire d'expert et

	il peut donc y avoir un biais observateur, c'est pourquoi les critères doivent être cadrés en amont.
--	--



Nombre de patchs d'habitats

Taxon ciblé	Tous
Description	Nombre de patchs favorables pour l'espèce cible (que ce soit pour le nourrissage, le gîte ou la reproduction).
Références	(Andren 1994; Hill <i>et al.</i> 1996; Bender <i>et al.</i> 1998; ARROYO-RODRÍGUEZ <i>et al.</i> 2009)
Récolte de la donnée	Avec un outil SIG et lors de prospection terrain, repérer les patchs d'habitats favorables selon les différents critères identifiés.
Sens de variation	Plus il y a de patchs d'habitat favorable, plus le site a de chance de permettre le maintien des espèces. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Les limites des patchs peuvent ne pas être très nettes, et l'indicateur ne permet pas de savoir si la taille des patchs est suffisante.



Habitat de gîte et de nourrissage favorable (2 indicateurs)

Taxon ciblé	Avifaune
Description	Surface d'habitat totale favorable au nourrissage / à la reproduction de l'espèce d'oiseau ciblée.
Références	(Bunce <i>et al.</i> 2013)
Récolte de la donnée	Avec un outil SIG et lors de prospection de terrain, déterminer pour l'espèce ciblée les zones d'habitats favorables et calculer la surface totale correspondante.
Sens de variation	Plus la surface d'habitat favorable de nourrissage et de reproduction est grande, plus le site a une capacité d'accueil pour l'espèce importante. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	La détermination du caractère favorable de l'habitat se fait à dire d'expert. Une évaluation standardisée nécessiterait de développer un nombre trop grand d'indicateurs très spécifiques pour chaque espèce.



Nombre de couples reproducteurs

Taxon ciblé	Avifaune
Description	Nombre de couple reproducteurs de l'espèce cible.
Références	
Récolte de la donnée	Lors de la période de reproduction identifiée pour l'espèce cible, compter le nombre de couples reproducteurs observés (observation de nids, de parades nuptiales, de nourrissage de jeunes...).
Sens de variation	Plus il y a de couple reproducteur, plus il y a de chance que la population se maintienne. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	La récolte de la donnée peut rallonger le temps d'inventaire et demande des compétences plus spécifiques.



Habitat de gîte et de chasse favorable (2 indicateurs)

Taxon ciblé	Chiroptères
Description	Nombre de gîtes potentiels ou avérés pouvant accueillir des chiroptères et surface totale d'habitats favorables à la chasse des espèces de chiroptères cible..
Références	(Bunce <i>et al.</i> 2013)
Récolte de la donnée	Lors de prospection de terrain, repérer les gîtes à chiroptères (cavités, bâti, vieux arbres...) ainsi que les zones de chasse favorable et déterminer la surface.
Sens de variation	Plus le nombre de gîtes et la surface d'habitat de chasse favorable sont grand, plus le site a une capacité d'accueil pour l'espèce importante. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.

Limites	La détermination du caractère favorable de l'habitat se fait à dire d'expert car il faudrait développer un nombre trop grand d'indicateurs très spécifiques pour chaque espèce.
----------------	---



Habitat de reproduction et gîte favorables (2 indicateurs)

Taxon ciblé	Amphibiens
Description	Surface en ha d'habitats de reproduction (mare, étangs, ornières...) / de gîte (hivernage et estivage).
Références	(Duguet <i>et al.</i> 2003)
Récolte de la donnée	Lors de prospections de terrain et à l'aide d'un outil SIG, calculer la surface d'habitat de reproduction et de gîte favorable à l'espèce cible.
Sens de variation	Plus la surface d'habitat est grande, plus le site a de chances d'être fonctionnel pour l'espèce considérée. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Cet indicateur ne renseigne pas sur l'occupation réelle des habitats.



Nombre de mâles chanteurs

Taxon ciblé	Amphibiens
Description	Nombre de mâle chanteur détectés sur les zones de reproduction du site.
Références	(Duguet <i>et al.</i> 2003)
Récolte de la donnée	Lors d'inventaires de terrain, compter (à l'oreille) le nombre de mâles chanteurs présents sur les zones de reproduction du site.
Sens de variation	Plus il y a de mâles reproducteurs sur la zone, plus il y a de chance qu'elle permette la reproduction de l'espèce cible. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Les inventaires sont un peu plus lourds à mettre en place (visite de nuit).



Nombre de pontes

Taxon ciblé	Amphibiens
Description	Estimation du nombre de ponte sur la zone de reproduction.
Références	(Joly <i>et al.</i> 2001; Duguet <i>et al.</i> 2003)
Récolte de la donnée	Pendant la période de reproduction de l'espèce cible, lors d'une prospection de terrain estimer le nombre de ponte sur la zone de reproduction.
Sens de variation	Plus il y a de pontes, plus la zone est favorable à la reproduction et permet à l'espèce de se reproduire. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Selon les espèces, les pontes sont plus ou moins identifiables et l'estimation du nombre peut être biaisé selon l'observateur.



Diversité des micros-habitats favorables

Taxon ciblé	Reptiles
Description	Nombre de micro-habitat (pierriers, tas de bois...) favorables pour le gîte des espèces de reptile ciblées.
Références	(DELZONS <i>et al.</i> 2013)
Récolte de la donnée	Lors de prospection de terrain, relever le nombre de micro-habitats favorable pour le gîte de l'espèce cible.
Sens de variation	Plus il y a de micro-habitats sur le site, plus le site a une capacité d'accueil pour l'espèce importante. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Si la surface de prospection est grande, il peut y avoir un biais lié à l'effort d'échantillonnage.



Proportion de plante(s) hôte(s)

Taxon ciblé	Lépidoptères
Description	Proportion surfacique de recouvrement de la plante hôte identifiée pour l'espèce de lépidoptère ciblée par rapport à l'ensemble de l'habitat favorable.
Références	
Récolte de la donnée	Lors de prospections de terrain et à l'aide d'un outil SIG, calculer la surface de recouvrement de plante(s) hôte(s) par rapport à la surface d'habitat favorable de l'espèce préalablement identifiée).
Sens de variation	Plus la quantité de plante(s) hôte(s) est importante, plus le site peut avoir une forte capacité d'accueil pour la reproduction des espèces de lépidoptères ciblées. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Cet indicateur ne renseigne pas sur l'état des populations des espèces de lépidoptères ciblées.



Nombre de stations/pieds

Taxon ciblé	Flore
Description	Nombre de stations (flore difficilement dénombrable) ou de pieds (flore facilement dénombrable) sur le site.
Références	
Récolte de la donnée	Lors de prospection de terrain pendant la période où la flore cible est bien visible, comptez le nombre de stations ou de pieds.
Sens de variation	Plus il y a de stations / pieds, plus le site rassemble les bonnes conditions au maintien de l'espèce de flore cible. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Le comptage peut être un peu long si la zone est étendue.

Diversité



Diversité d'espèces et de familles (2 indicateurs)

Taxon ciblé	Communauté d'espèces faune
Description	Nombre d'espèces de la communauté faunistique cible et nombre de famille.
Références	
Récolte de la donnée	Lors des inventaires de terrain, relever le nombre d'espèces de la communauté et le nombre de familles.
Sens de variation	Plus la communauté est diversifiée plus le site à une forte capacité d'accueil pour ces espèces. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Cet indicateur ne renseigne pas sur l'état de la communauté.

Pressions



Proportion de milieu ne générant pas de perturbation

Taxon ciblé	Aucune
Description	Proportion en % de milieu ne générant pas de perturbation (sonore, lumineuse, gazeuse, hydraulique...) pour l'espèce ciblée.
Références	
Récolte de la donnée	Lors des prospections de terrains, identifier les zones générant des perturbations pour l'espèce ciblée, calculer la proportion surfacique par rapport à la surface totale.
Sens de variation	Plus il y a de zone générant des perturbations, plus les pressions sur le maintien de

variation	l'espèce sont importantes. Une augmentation de la valeur de l'indicateur indique un gain.
Limites	Il peut être difficile d'identifier précisément quelles zones sont à l'origine des perturbations.

Annexe 7 : Indices de spécialisation de l'avifaune

Indices de spécialisation (SSI) d'espèces d'avifaune nécessaires au remplissage de l'indicateur « Indice de spécialisation de l'avifaune » (Niveau général, Fonctionnalités), issu de Le Viol *et al.* (2012).

Species	SSI
<i>Accipiter gentilis</i>	3.006
<i>Accipiter nisus</i>	2.556
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	4.913
<i>Acrocephalus palustris</i>	3.638
<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	3.658
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	6.892
<i>Actitis hypoleucos</i>	3.684
<i>Aegithalos caudatus</i>	2.663
<i>Alauda arvensis</i>	3.314
<i>Alcedo atthis</i>	5.687
<i>Alectoris rufa</i>	6.892
<i>Anas clypeata</i>	3.349
<i>Anas crecca</i>	4.909
<i>Anas platyrhynchos</i>	3.591
<i>Anas querquedula</i>	3.997
<i>Anas strepera</i>	4.392
<i>Anser anser</i>	2.574
<i>Anthus campestris</i>	2.824
<i>Anthus pratensis</i>	2.665
<i>Anthus spinoletta</i>	6.855
<i>Anthus trivialis</i>	2.544
<i>Apus apus</i>	3.893
<i>Apus melba</i>	5.622
<i>Apus pallidus</i>	5.537
<i>Aquila chrysaetos</i>	2.840
<i>Ardea cinerea</i>	2.435
<i>Ardea purpurea</i>	3.864
<i>Arenaria interpres</i>	3.532
<i>Asio flammeus</i>	2.998
<i>Asio otus</i>	2.133
<i>Athene noctua</i>	2.897
<i>Aythya ferina</i>	3.761
<i>Aythya fuligula</i>	4.857
<i>Bonasia bonasia</i>	5.471
<i>Bubulcus ibis</i>	3.234
<i>Bucephala clangula</i>	5.626

<i>Burhinus oedichnemus</i>	3.196
<i>Buteo lagopus</i>	2.999
<i>Calandrella brachydactyla</i>	4.170
<i>Calidris alpina</i>	3.544
<i>Carduelis cannabina</i>	2.587
<i>Carduelis carduelis</i>	3.221
<i>Carduelis chloris</i>	3.221
<i>Carduelis flammea</i>	2.813
<i>Carduelis spinus</i>	9.849
<i>Carpodacus erythrinus</i>	2.443
<i>Certhia brachydactyla</i>	2.917
<i>Certhia familiaris</i>	2.854
<i>Cettia cetti</i>	3.933
<i>Charadrius dubius</i>	3.656
<i>Charadrius hiaticula</i>	2.981
<i>Chlidonias hybridus</i>	5.595
<i>Ciconia ciconia</i>	3.064
<i>Ciconia nigra</i>	3.110
<i>Cinclus cinclus</i>	9.849
<i>Circaetus gallicus</i>	2.050
<i>Circus aeruginosus</i>	2.600
<i>Circus cyaneus</i>	3.929
<i>Circus pygargus</i>	2.788
<i>Cisticola juncidis</i>	3.078
<i>Clamator glandarius</i>	3.999
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	2.908
<i>Columba livia</i>	6.892
<i>Columba oenas</i>	2.052
<i>Columba palumbus</i>	2.626
<i>Coracias garrulus</i>	2.617
<i>Corvus corax</i>	3.979
<i>Corvus corone</i>	2.938
<i>Corvus frugilegus</i>	3.334
<i>Corvus monedula</i>	2.975
<i>Coturnix coturnix</i>	4.220
<i>Crex crex</i>	4.913
<i>Cuculus canorus</i>	1.833
<i>Cygnus cygnus</i>	3.073

<i>Cygnus olor</i>	2.691
<i>Delichon urbica</i>	4.358
<i>Dendrocopos major</i>	2.940
<i>Dendrocopos medius</i>	4.363
<i>Dendrocopos minor</i>	4.382
<i>Dryocopus martius</i>	5.114
<i>Egretta garzetta</i>	2.900
<i>Emberiza cia</i>	2.989
<i>Emberiza cirulus</i>	2.807
<i>Emberiza citrinella</i>	3.300
<i>Emberiza hortulana</i>	2.024
<i>Emberiza rustica</i>	5.032
<i>Emberiza schoeniclus</i>	4.582
<i>Erithacus rubecula</i>	2.477
<i>Falco columbarius</i>	3.886
<i>Falco naumanni</i>	4.215
<i>Falco peregrinus</i>	2.364
<i>Falco subbuteo</i>	2.736
<i>Falco tinnunculus</i>	2.418
<i>Ficedula albicollis</i>	3.595
<i>Ficedula hypoleuca</i>	4.358
<i>Fringilla coelebs</i>	2.770
<i>Fringilla montifringilla</i>	4.769
<i>Fulica atra</i>	5.151
<i>Galerida cristata</i>	2.717
<i>Galerida theklae</i>	3.661
<i>Gallinago gallinago</i>	5.627
<i>Gallinula chloropus</i>	4.909
<i>Garrulus glandarius</i>	3.550
<i>Gavia stellata</i>	2.896
<i>Gyps fulvus</i>	5.415
<i>Haematopus ostralegus</i>	2.577
<i>Himantopus himantopus</i>	3.351
<i>Hippolais icterina</i>	3.226
<i>Hippolais polyglotta</i>	3.172
<i>Hirundo rustica</i>	3.286
<i>Jynx torquilla</i>	3.903
<i>Lagopus lagopus</i>	3.573
<i>Lanius collurio</i>	3.414

<i>Lanius excubitor</i>	3.870
<i>Lanius meridionalis</i>	2.984
<i>Lanius senator</i>	2.584
<i>Larus argentatus</i>	2.501
<i>Larus canus</i>	2.714
<i>Larus fuscus</i>	3.258
<i>Larus marinus</i>	3.106
<i>Larus melanocephalus</i>	3.486
<i>Larus michahellis</i>	3.018
<i>Larus ridibundus</i>	2.345
<i>Limosa limosa</i>	4.804
<i>Locustella fluviatilis</i>	4.166
<i>Locustella luscinioides</i>	6.892
<i>Locustella naevia</i>	3.907
<i>Loxia curvirostra</i>	7.031
<i>Loxia pytyopsittacus</i>	9.487
<i>Lullula arborea</i>	2.540
<i>Luscinia luscinia</i>	2.959
<i>Luscinia megarhynchos</i>	2.575
<i>Luscinia svecica</i>	3.377
<i>Melanocorypha calandra</i>	4.499
<i>Mergus merganser</i>	4.287
<i>Mergus serrator</i>	3.368
<i>Merops apiaster</i>	3.315
<i>Milvus migrans</i>	2.574
<i>Milvus milvus</i>	2.660
<i>Monticola saxatilis</i>	3.617
<i>Monticola solitarius</i>	4.358
<i>Motacilla alba</i>	2.487
<i>Motacilla cinerea</i>	9.849
<i>Motacilla flava</i>	3.704
<i>Muscicapa striata</i>	2.303
<i>Nucifraga caryocatactes</i>	6.881
<i>Numenius arquata</i>	3.395
<i>Numenius phaeopus</i>	3.713
<i>Nycticorax nycticorax</i>	3.892
<i>Oenanthe oenanthe</i>	2.487
<i>Oriolus oriolus</i>	2.514
<i>Pandion haliaetus</i>	3.951
<i>Panurus biarmicus</i>	6.892
<i>Parus ater</i>	3.604

<i>Parus cristatus</i>	6.892
<i>Parus major</i>	2.436
<i>Parus montanus</i>	3.143
<i>Parus palustris</i>	3.720
<i>Passer domesticus</i>	2.302
<i>Passer montanus</i>	3.338
<i>Perdix perdix</i>	3.571
<i>Pernis apivorus</i>	5.597
<i>Petronia petronia</i>	4.368
<i>Phalacrocorax carbo</i>	3.633
<i>Philomachus pugnax</i>	4.830
<i>Phoenicopterus ruber</i>	3.688
<i>Phoenicurus ochrurus</i>	3.395
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	2.385
<i>Phylloscopus bonelli</i>	3.082
<i>Phylloscopus collybita</i>	2.892
<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	2.905
<i>Phylloscopus trochilus</i>	3.740
<i>Pica pica</i>	2.611
<i>Picus canus</i>	4.339
<i>Picus viridis</i>	2.364
<i>Platalea leucorodia</i>	3.864
<i>Pluvialis apricaria</i>	4.242
<i>Podiceps cristatus</i>	4.382
<i>Podiceps nigricollis</i>	6.892
<i>Prunella modularis</i>	2.069
<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	5.622
<i>Pyrrhocorax graculus</i>	4.804
<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i>	3.584
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	3.684
<i>Rallus aquaticus</i>	7.031
<i>Recurvirostra avosetta</i>	3.013
<i>Regulus ignicapillus</i>	3.263
<i>Regulus regulus</i>	4.795
<i>Remiz pendulinus</i>	6.892
<i>Riparia riparia</i>	3.676
<i>Saxicola rubetra</i>	3.700
<i>Saxicola torquata</i>	2.824
<i>Scolopax rusticola</i>	4.381
<i>Serinus citrinella</i>	5.507
<i>Serinus serinus</i>	2.419

<i>Sitta europaea</i>	3.220
<i>Somateria mollissima</i>	3.146
<i>Sterna albifrons</i>	3.379
<i>Sterna hirundo</i>	2.592
<i>Sterna paradisaea</i>	3.296
<i>Sterna sandvicensis</i>	3.638
<i>Streptopelia decaocto</i>	2.686
<i>Streptopelia turtur</i>	2.473
<i>Strix aluco</i>	2.722
<i>Sturnus unicolor</i>	3.055
<i>Sturnus vulgaris</i>	3.100
<i>Sylvia atricapilla</i>	2.641
<i>Sylvia borin</i>	2.931
<i>Sylvia cantillans</i>	5.533
<i>Sylvia communis</i>	3.999
<i>Sylvia conspicillata</i>	4.024
<i>Sylvia curruca</i>	2.472
<i>Sylvia hortensis</i>	3.456
<i>Sylvia melanocephala</i>	2.871
<i>Sylvia nisoria</i>	2.685
<i>Sylvia undata</i>	4.344
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	6.892
<i>Tadorna tadorna</i>	3.633
<i>Tetrao tetrix</i>	3.544
<i>Tetrax tetrax</i>	5.595
<i>Tringa glareola</i>	4.867
<i>Tringa nebularia</i>	3.544
<i>Tringa ochropus</i>	4.289
<i>Tringa totanus</i>	2.914
<i>Troglodytes troglodytes</i>	2.155
<i>Turdus iliacus</i>	3.291
<i>Turdus merula</i>	2.234
<i>Turdus philomelos</i>	2.511
<i>Turdus pilaris</i>	4.847
<i>Turdus torquatus</i>	3.182
<i>Turdus viscivorus</i>	3.143
<i>Tyto alba</i>	2.665
<i>Upupa epops</i>	2.555
<i>Vanellus vanellus</i>	4.847

Annexe 8 : Supplementary material de l'article "Success of biodiversity offset : we need more feedbacks to reduce uncertainties"

Annexe 8-A : Modalities used to determine offset measures success

Criteria of success	Modalities
Presence of target habitat	Presence of necessary abiotic elements (e.g. soil) or structural biotic elements (e.g. dead wood) Presence of typical vegetation, except non-mature state (e.g. seedling stage) Presence of necessary hydrologic conditions
Presence of target species	Presence individuals of the target species Presence of indicators of the target species (e.g. feces, layings...)

Annexe 8-B: Description of the type of offset category

Type of offset measure	Description
Management	Management of invasive species or shrub clearing
Maintenance	Maintenance of a particular state of an habitat (e.g. preventing grassland or wetland from closing or drying, or maintaining favorable habitat for a species)
Creation of linear plantation	Plantation of hedges or linear forest elements as ecological corridors
Creation of lodges	Creation of screes or windrows mainly for amphibian and reptiles
Restauration of wetlands or rivers	Restauration of a wetland or portion of a river degraded by anthropogenic activities (mostly drainages or bank artificialisation)
Creation of one or several pounds	Creation of pounds

Annexe 8-C: Details on projects studied (impacted and compensatory sites)

Project	Procedure W=wetland PS=protected species	Impacted site area (ha)	Type of developer	Type of impacts	Target taxonomic groups	Year of offset measures	Number of compensator y sites	Number of offset measur es
Project A	W	0,95	Public	Urbanization	No particular species	2012	2	1
Project B	W	0,45	Private	Transport infrastructur e	Birds, bats, reptiles, odonates, amphibians	2013	2	6
Project C	W	0,3	Private	Hydraulic construction	Birds, bats, reptiles, odonates, amphibians	2013	1	1
Project D	W PS	0,005	Public	Transport infrastructur e	Odonates, amphibians	2014	1	1
Project E	PS	NA	Private	Quarry	Amphibians, reptiles, birds, mammals	2012	2	2
Project F	PS	5,58	Private	Quarry	Amphibians, reptiles, birds	2013	2	3
Project G	PS	NA	Private	Quarry	Amphibians, reptiles, birds	2013	1	5
Project H	W	7	Public	Urbanization	No particular species	2001	1	1
Project I	W	NA	Private	Transport infrastructur e	Amphibians, reptiles, birds	2012	1	2
Project J	W PS	0,55	Private	Transport infrastructur e	Birds, reptiles, odonates, amphibians	2013	1	4
Project K	W	0,4	Public	Hydraulic construction	No particular species	2011	1	6
Project L	W	0,21	Public	Urbanization	No particular species	2009	1	1
Project N	W	0,974	Public	Urbanization	No particular species	2014	1	2
Project O	W	1,8	Public	Transport infrastructur e	No particular species	2012	1	1
Project P	W PS	NA	Public	Urbanization	Amphibians, reptiles, birds, mammals	2011	2	4
Project Q	PS	NA	Private	Electricity network	Reptiles	2013	2	2
Project R	W PS	NA	Public	Hydraulic construction	Birds, bats, reptiles, amphibians, fishes	2013	1	6
Project S	PS	27,5	Private	Hydraulic construction	Amphibians, reptiles, birds, mammals, bats	2012	2	3
Project T	W	0,2	Public	Water treatment	No particular species	2013	2	2
Project U	W	0,5	Public	Urbanization	No particular species	2015	2	3
Project V	W PS	NA	Public	Urbanization	Amphibian	2007	1	3

Annexe 8-D: Details on variable selection

1. Tests of independence between variables

We examined the correlations among environmental variables (quantitative variables) using Spearman correlation tests. Only one correlation (target birds & target bats, Table 1) showed a spearman's rho ≤ 0.5 ; indicating a non-negligible correlation (Freckleton 2002). To assess differences between qualitative variables such as type of offset measures (Type offset), state of compensatory site before offset measures (State comp. site), type of developer (Type dev.) we performed Fisher exact tests on contingency tables We only detect a slight significant relationship among type of offset measures and type of developer (Table 2). Finally, to assess differences between qualitative variables and quantitative variables we performed Kruskal Wallis tests.

Table 1: Spearman correlation coefficient (lower side of table) and p-values (upper side of table) among quantitative variables (surface of compensatory site (S. comp), Duration of management plan (Duration manage.), distance between impacted and compensatory sites (Dist. imp. comp.), distance between compensatory site and landscape ecological corridors (Dist comp. corr.) and target species (birds, bats, reptiles, amphibians, mammals, insects, flora)

	Duration manage.	Comp. area.	Dist. Imp. Comp.	Dist. Comp. Corr.	Target birds	Target bats	Target reptiles	Target amphibians	Target mammals	Target insects	Target flora
Duration manage.		0.133	0.599	0.054	0.241	0.128	0.241	0.6209	0.981	0.279	0.039
Comp. area.	0.26		0.046	<0.001	0.052	0.290	0.168	0.146	0.146	0.857	0.600
Dist. Imp. Comp.	-0.21	0.06		0.931	0.281	0.006	0.124	0.056	0.826	0.408	0.018
Dist. Comp. Corr.	-0.18	0.26	-0.29		0.286	0.098	0.312	0.513	0.258	0.235	0.881
Target birds	0.27	0.01	0.02	-0.02		<0.001	0.278	0.144	0.439	0.736	0.077
Target bats	0.09	-0.18	0.49	-0.28	0.53		0.898	0.413	0.494	0.140	0.393
Target reptiles	0.20	0.06	-0.09	-0.08	-0.15	0.04		0.065	0.330	0.627	0.038
Target amphibians	0.08	-0.23	-0.22	0.01	0.13	0.00	-0.22		0.303	0.730	0.198
Target mammals	0.07	0.26	0.01	0.16	0.22	-0.08	-0.11	-0.13		0.497	0.494
Target insects	0.26	0.10	0.15	-0.23	0.09	0.22	0.11	0.05	0.12		0.818
Target flora	0.17	0.27	0.33	-0.06	-0.21	-0.11	0.22	-0.17	-0.08	0.04	1.00

Table 2: Fisher exact tests results among qualitative variables: type of offset measures (Type offset), state of compensatory site before offset measures (State comp. site), type of developer (Type dev.). Significant P value (<0,05) are indicated in bold.

	P-value
Type offset - Type dev.	0.032
Type offset - State comp. site	0.851
State comp. site - Type dev.	1

Table 3. Kruskal Wallis tests results among qualitative variables (type of offset measures (Type offset), state of compensatory site before offset measures (State comp. site), type of developer (Type dev.) and quantitative variables (surface of compensatory site (S. comp), Duration of management plan (Duration manage.), distance between impacted and compensatory sites (Dist. imp. comp.), distance between compensatory site and landscape ecological corridors (Dist comp. corr.) and target species (birds, bats, reptiles, amphibians, mammals, insects, flora). Significant P value (<0,05) are indicated in bold.

	Type offset	Type dev.	State comp. site
Duration manage.	0.152	0.001	0.094
Comp. area	0.666	0.001	0.001
Dist. Imp. Comp.	0.462	0.000	0.005
Dist. Comp. Corr.	0.552	0.001	0.003
Target birds	0.703	0.006	0.866
Target bats	0.618	0.114	0.523
Target reptiles	0.487	0.033	0.176
Target amphibians	0.003	0.276	0.332
Target mammals	0.508	0.257	0.059
Target insects	0.668	0.175	0.209
Target flora	0.062	0.114	0.135

- ➔ Those tests enable us to keep only independent variables meaning that 3 variables have to be removed : Target bats, Type of developer (Type dev) and the state of the compensatory site (State comp. site).

2. Hierarchical partitioning of variance to avoid over-parametrization

Table 4 Selection the potential variables of success (in bold) among the 11 being selected at the previous step.

Variables	I	
	Target habitat	Target species
Environmental variables		
Type offset	27.733972	63.602119
Duration manage	7.135587	1.294485
Comp. area	17.661967	4.478529
Dist. Imp. Comp.	27.770676	24.564020
Dist. Comp. Corr.	19.697798	15.017905
Group of target species		
Target birds	3.6818877	8.2412540
Target reptiles	23.1966454	7.7899703
Target amphibians	12.6849785	0.5267822
Target mammals	0.2174179	11.7569905
Target insects	0.2986161	2.4899041
Target flora	59.9204544	69.1950989

- ➔ This test enable us to keep the variables that show highest variances within a given group. The following variables are selected for the full model : the type of offset, the compensatory site area,

the distance between impacted and compensatory site, the distance between compensatory site and landscape corridor and the fact that the group of the target speices is flora.

3. Full model and check of multi-collinearity

The full model for presence of target habitat and species was structured in the following way:

$$\text{(success/failure)} \sim \text{S. comp.} + \text{Dist. imp. comp} + \text{Dist comp. corr.} \\ + \text{Type offset} + \text{Target Flora}$$

Table 5: VIF values for the full models

	VIF for the model target Habitat	VIF for the model target Species
Comp. area	1.204	1.122
Dist. Imp. Comp.	1.116	1.086
Dist. Comp. Corr.	1.114	1.132
Type offset	1.043	1.042
Target flora	60.397	58.934

- ➔ Only variables showing a VIF value <2 can be selected in the final model (Chatterjee *et al.* 2000; Heiberger & Holland 2015). The Target flora variable is removed for the final model construction.

Annexe 9 : Format des fichiers de données à utiliser pour le calcul des pertes, des gains et de l'équivalence

➔ Fichier de données des pertes et des gains (format csv, séparateur ;).

Attention, écrire les chiffres décimaux avec des points et non des virgules !

	Code de l'indicateur (pour que la sortie graphique soit lisible)	Critère d'évaluation	Ampleur (valeur relative) de la perte ou du gain à court et long terme		Incertitudes à court et long termes				
	A	B	C	D	E	F	G	H	I
1	INDICATEURS	TYPE	EI_V	NATURE_V_C	AMPLEUR_V	INCERT_V_CT	NATURE_V_LT	AMPLEUR_V_LT	INCERT_V_LT
2	Lg linéaire tra	Connect	12	0	0	*	0	0	*
3	Lg haie	Connect	0	0	0		0	0	
4	Surf corridor	Connect	0	0	0	*	0	0	*
5	Nb Sp TVB	Connect	1	0	0	*	0	0	*
6	% hab forestie	Rep PE	0.135	-0.1	-76.91	*	-0.1	-76.91	**
7	% hab ouvert	Rep PE	0.023	-0.02	-100	*	-0.02	-100	**
8	% hab rocheu	Rep PE	0.07	0	0	*	0	0	**
9	% hab aqua _	Rep PE	0.081	0	0	*	0	0	**
10	% hab humide	Rep PE	1.781	-1.78	-100	*	-1.78	-100	**
11	% hab buiss _	Rep PE	0.231	-0.23	-100	*	-0.23	-100	**
12	Nb espaces n	Patri PE	7	0	0	**	0	0	
13	Nb Sp faune Z	Patri PE	3	-1	-33.33	*	-1	-33.33	**
14	Nb Sp flore Z	Patri PE	2	-2	-100	*	-2	-100	*
15	% milieu culti	Pression	0.26	0	0	*	0	0	*
16	% zones arti_	Pression	1.85	0.06	3.24	*	0.06	3.24	*
17	Surf EEE prox	Pression	?	NA	NA		NA	NA	
18	Nb source pol	Pression	0	0	0	*	0	0	*
19	Nb hab forest	Diversité PS	3	-1	-33.33		-2	-66.67	*
20	Surf hab fores	Diversité PS	8.1	-6.23	-76.91		-2.07	-25.56	*
21	Nb hab ouvert	Diversité PS	2	-2	-100		1	50	*
22	Surf hab ouve	Diversité PS	0.28	-0.28	-100		0.72	257.14	*

Valeur à l'état initial
valeur absolue de la perte ou du gain à court et long termes

➔ Code correspondant à la sortir graphique des pertes et des gains (les parties en rouge sont à adapter aux noms des colonnes dans le fichier d'entrée) :

#Chargement et mise en forme du tableau de données

`Nom <- read.csv("Pertes_Site.csv", header=TRUE, sep=";")` (*titre du fichier csv*)

`ytext <- max(Nom$AMPLEUR + 2, na.rm=TRUE)` (*colonne ampleur CT ou LT*)

`Nom$INDICATEUR <- factor(Nom$INDICATEUR, as.character(Nom$INDICATEUR))`

#Construction de la sortie graphique

`library(ggplot2)` *Si pas installé, install.packages(« ggplot2 »)*

`ggplot(Nom, aes(INDICATEUR, AMPLEUR))`+

`geom_bar(stat="identity", width=0.5, aes(fill=as.factor(sign(AMPLEUR))))`+

`coord_flip()`+

`ylab("Pertes_Niveau Général ")` (*titre du graphique*)

`scale_fill_manual(values=c("#B82010", "white", "#7FDD4C"))`+

`theme(legend.position='none')`+

`geom_text(aes(label=NATURE, hjust="left", vjust="center", y=2), size=2.5)` (*colonne nature CT ou LT*)

`theme(axis.text.y=element_text(colour="black", size=8))`+

`geom_text(aes(label=EI, hjust="top", vjust="center", y=-120), size=2.5)` (*colonne Eéat initial*)

```
geom_text(aes(label=INCERT, hjust="top", vjust="center", y= -102), size=2.5)+ (colonne INCERT CT ou LT)
```

```
theme(panel.grid.major = element_line(size = 0.5, colour = "light grey"))+
```

```
facet_grid(TYPE ~ ., scales = "free", space = "free")+
```

```
theme(strip.text.y = element_text(size=5), strip.background =element_rect(fill="#DCDCDC"))
```

➔ Fichier de données de l'équivalence (format csv, séparateur ;).

Attention, écrire les chiffres décimaux avec des points et non des virgules !

Statut : Mettre 0
pour une absence
de pertes et de
gains

Valeur résultat de la
somme de la nature des
pertes et des gains à court
et long terme

	A	B	C	F	G
1	INDICATEUR	TYPE	STATUT	EQV_CT	EQV_LT
2	Lg linéaire tra	Connect-	0	0	0
3	Lg haie	Connect-	0	0	0
4	Surf corridor	Connect-	0	0	0
5	Nb Sp TVB	Connect-		-3	0
6	% hab forestie	Rep PE		-0.1	-0.1
7	% hab ouvert	Rep PE		0.23	-0.02
8	% hab rocheu	Rep PE	0	0	0
9	% hab aqua _	Rep PE	0	0	0
10	% hab humide	Rep PE		-1.78	-1.78
11	% hab buiss _	Rep PE		-11.9	-0.23
12	Nb espaces n:	Patri PE	0	0	0
13	Nb Sp faune Z	Patri PE		-1	-1
14	Nb Sp flore Z	Patri PE		-2	-2
15	% milieu cultiv	Pression	0	0	0
16	% zones arti _	Pression		0.06	0.06
17	Nb source pol	Pression	0	0	0
18	Nb hab forest	Diversité PS		-1	-3
19	Surf hab fores	Diversité PS		-6.27	-2.11
20	Nb hab ouver	Diversité PS		-2	1

➔ Code correspondant à la sortir graphique des pertes et des gains (les parties en rouge sont à adapter aux noms des colonnes dans le fichier d'entrée):

#Chargement et mise en forme du tableau de données

```
Nom<-read.csv("Equivalence.csv", header=TRUE,sep=";") (titre du fichier csv)
```

```
Nom$INDICATEUR <- factor(Nom$INDICATEUR, as.character(Nom$INDICATEUR))
```

#Construction de la sortie graphique

```
library(ggplot2) Si pas installé, install.packages (« ggplot2 »)
```

```
ggplot(Nom, aes(INDICATEUR, EQV))+ (colonne EQV CT ou LT)
```

```
geom_bar(stat="identity", width=0.5, aes(fill=as.factor(sign(EQV))))+
```

```
coord_flip()+
```

```
ylab("Equivalence ") + (titre du graphique)
```

```
scale_fill_manual(values=c("#B82010", "white", "#7FDD4C"))+
```

```
theme(legend.position='none')+
```

```
geom_text(aes(label=EQV, hjust="left", vjust="center", y=2), size=2.5)+
```

```
theme(axis.text.y=element_text(colour="black", size = 8))+
```

```
theme(panel.grid.major = element_line(size = 0.5, colour = "light grey"))+
```

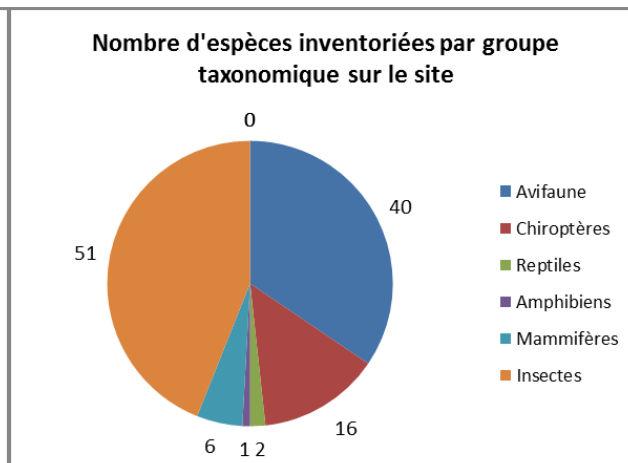
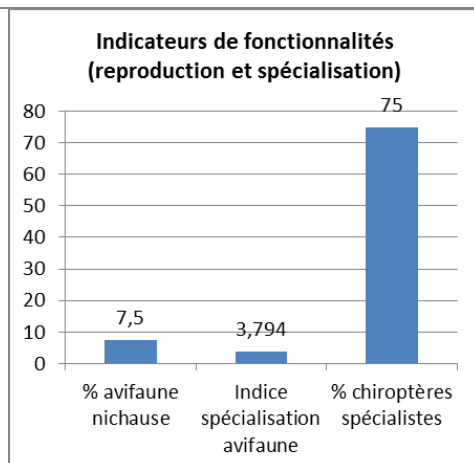
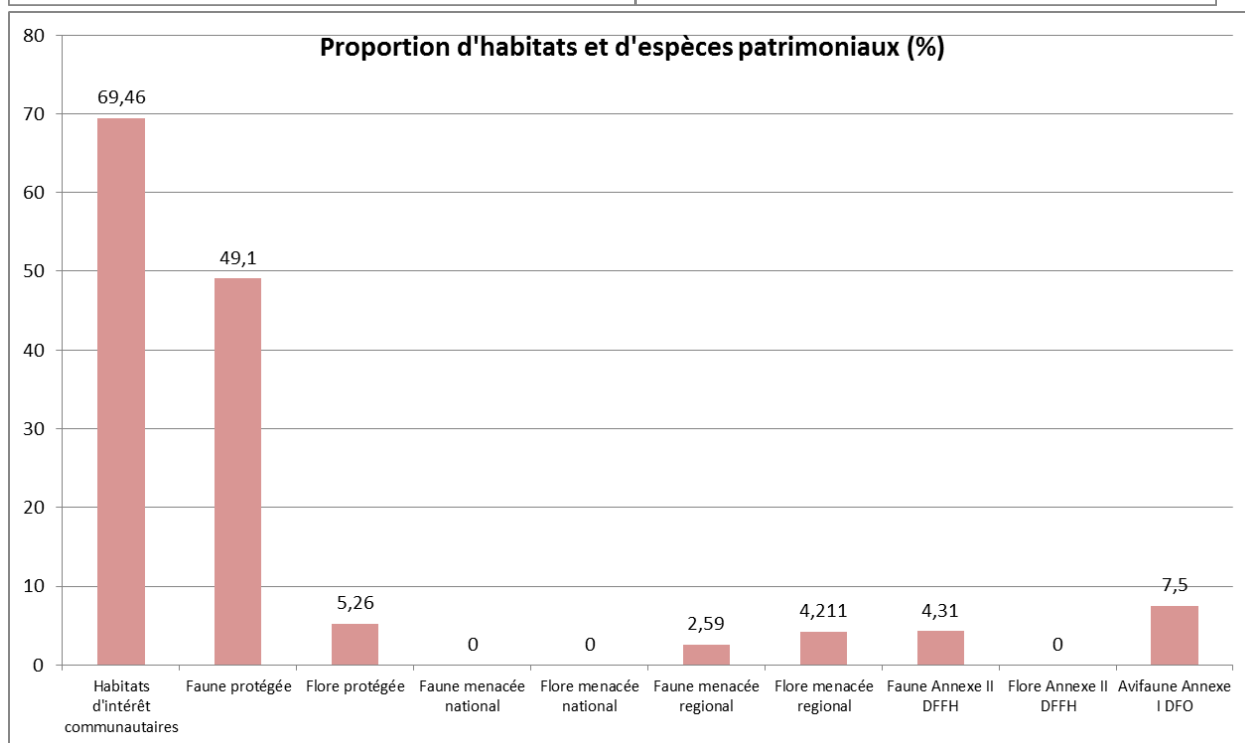
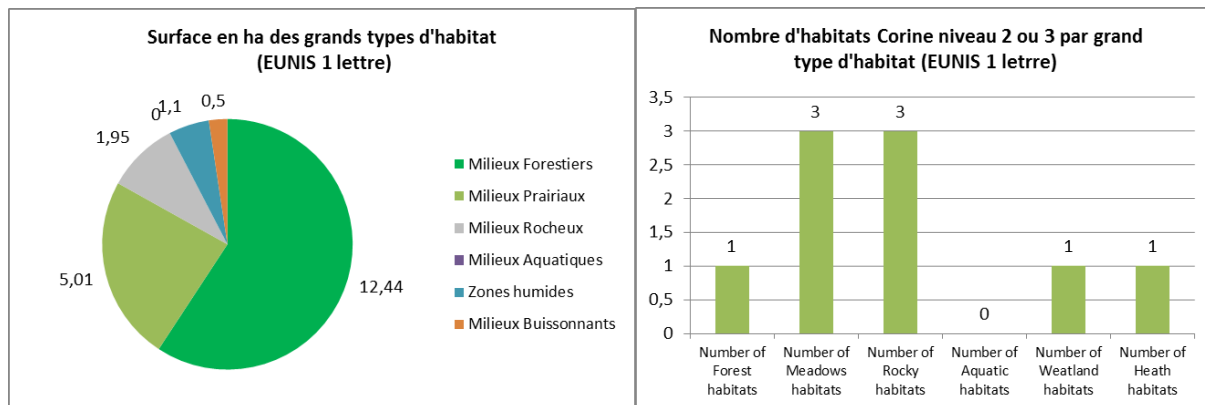
```
facet_grid(TYPE ~ ., scales = "free", space = "free")+
```

```
theme(strip.text.y = element_text(size=5), strip.background= element_rect(fill="#DCDCDC"))+
```

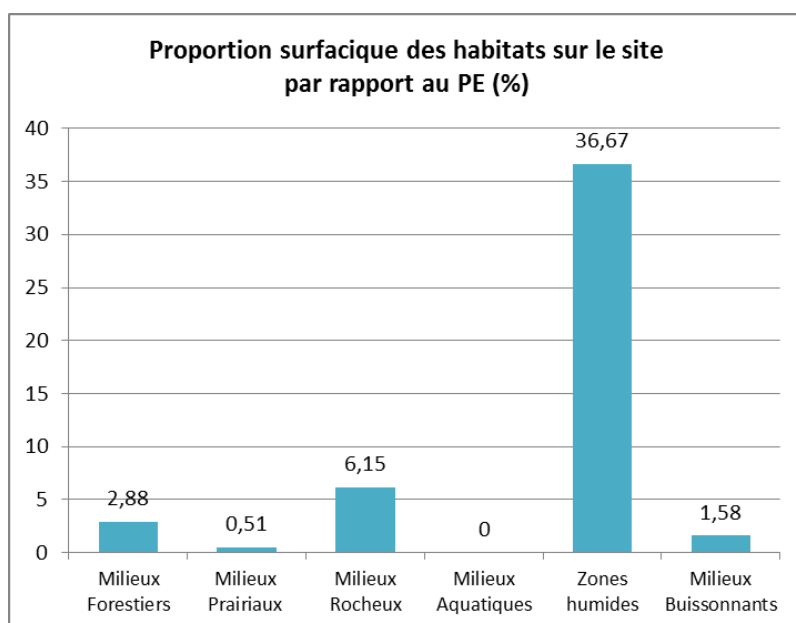
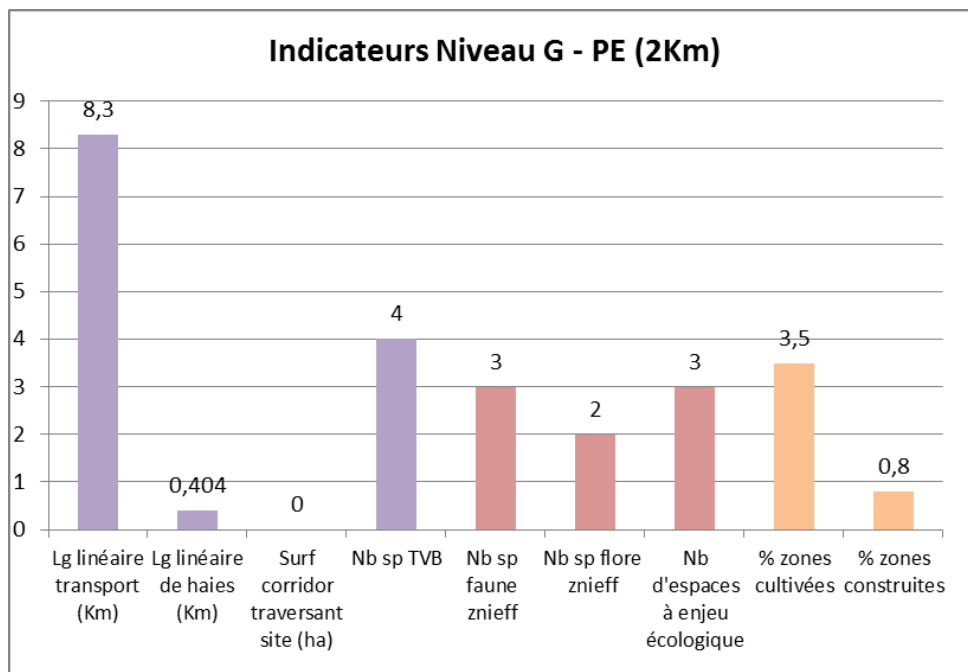
```
geom_text(aes(label=STATU, hjust="top", vjust="center", y= min(EQV)), size=2.5)
```

Annexe 10 : Test du cadre méthodologique d'évaluation de l'équivalence sur le site du barrage de Tignes : évaluation de l'état initial

Annexe 10A : Résultats de l'évaluation de l'état initial pour le périmètre site au niveau Général

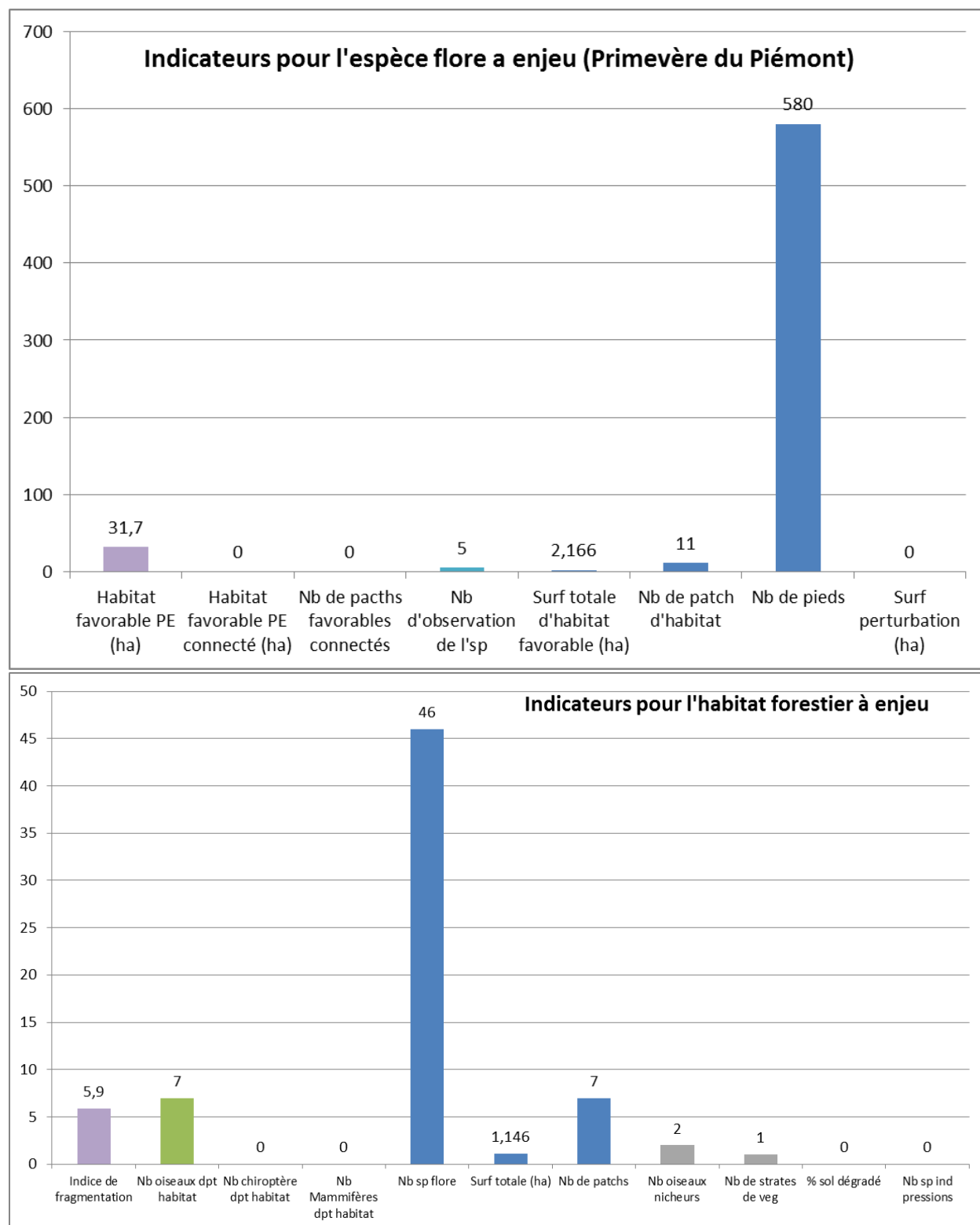


Annexe 10B- Résultats de l'évaluation de l'état initial pour le périmètre élargi (2Km) au niveau Général



Annexe 10C- Résultats de l'évaluation de l'état initial pour les NH et NSp

Espèce flore à enjeu (Primevère du Piémont (*Primula pedemontana*), et habitat d'intérêt communautaire à enjeu (Habitat mixte éboulis et mégaphorbiaies (CB 37.81 x 61.2) et falaise calcaires alpines (62.15))



**Annexe 11 : Test du cadre méthodologique d'évaluation de l'équivalence sur le site du barrage de Tignes :
prédiction de la valeur des indicateurs après impacts.**

Indicateurs	Détail du remplissage des indicateurs	EI	CALCUL DES PERTES						
		Avant Impact	Prédiction CT	INCERT CT	Après impacts CT	Prédictions LT	INCERT LT	Après impacts LT	
Niveau Général									
<i>Longueur de linéaire de transport (km)</i>		Route nationale	8,3	Pas d'ajout de linéaire de transport	Moyenne	8,3	Pas de modifications prévues sur le long terme	Moyenne	8,3
<i>Corridors écologiques</i>	<i>Longueur de linéaire de haies (km)</i>	Milieu montagnard, beaucoup d'arbres et de bosquets mais peu de haies	0,404	Pas de destruction de haies	Moyenne	0,404		Moyenne	0,404
	<i>Surface de corridor écologique traversant le site (ha)</i>	le site est classé en réservoir biologique et en zones de perméabilité terrestre et aquatique, mais il n'est pas a proprement parlé traversé par un corridor	0	Pas d'enjeu de connectivités identifié	Moyenne	0		Moyenne	0
	<i>Nombre d'espèces de cohérence régionale pour la TVB</i>		1 sp de mammifère, 1 sp de chiroptère, 1 sp d'oiseaux, 1 sp de lépido	4	Pas de dérangement de ces espèces	Moyenne		4	Moyenne
<i>Proportion d'habitats naturels sur le site par rapport au périmètre élargi (%)</i>	<i>Milieux forestiers</i>	Couche SIG EUNIS et cartographie des habitats	2,88	Pas d'incidence du projet sur ces proportions	Moyenne	2,88	Pas d'incidence du projet sur ces proportions	Moyenne	2,88
	<i>Milieux prairiaux</i>		0,51			0,51			0,51
	<i>Milieux rocheux</i>		6,15			6,15			6,15
	<i>Milieux aquatiques</i>		0			0			0
	<i>Zones humides</i>		36,67			36,67			36,67
	<i>Milieux buissonnants</i>		1,58			1,58			1,58
<i>Nombre d'espaces d'intérêt écologique</i>		2 ZNIEFF I (820031325 et 820031757) et un APB	3	Pas de changement de situation	Faible	3	A priori pas de changement de situation	Faible	3
<i>Nombre d'espèces déterminantes</i>	<i>Faune</i>	<i>Bubo bubo, Pipistrellus pipistrellus, Hypsugo savii</i>	3	Impact non significatif	Moyenne	3		Forte	3

ZNIEFF	Flora	<i>Artemisia genipi</i> , <i>Primula pedemontana</i>	2		Moyenne	2		Forte	2
Proportion de milieux artificialisés	Cultures intensives	Couche SIG EUNIS	3,5	Pas d'artificialisation	Moyenne	3,5		Moyenne	3,5
	Zones urbanisées		0,8		Moyenne	0,8		Moyenne	0,8
Surface d'EEE (ha)		Non inventorié	?						
Nombre de sources de pollution		Pas d'activités identifiées comme source de pollution	0	Pas d'ajout d'une source de pollution par le projet	Faible	0	Pas de changement de situation	Moyenne	0
Nombre et surface d'habitats naturels (ha)	Milieux forestiers	Pessières subalpines des Alpes (CB 42.21)	1 / 12,44	Pas d'incidence du projet	Faible	1	Entretien des milieux pour la sécurité ; a priori pas de changement	Moyenne	1
	Milieux prairiaux	Mégaphorbiaies des montagnes hercyniennes, du Jura et des Alpes (CB 37.81), Prairies submontagnardes médio-européennes à fourrage (CB 38.23), Pelouses à Laiche ferrugineuse et groupement apparentés (CB 36.41) + les "habitats mixtes"	3 / 5,01		Faible	3		Moyenne	3
	Milieux rocheux	Éboulis calcaires alpiens (CB 61.2), Falaises calcaires alpiennes (CB 62.15), Dalles rocheuses (CB 62.3)	3 / 1,95		Faible	3		Moyenne	3
	Milieux aquatiques		0 / 0		Faible	0		Moyenne	0
	Zones humides	Rivière et bancs de graviers (CB 24.1 x 24.2)	1 / 1,1		Faible	1		Moyenne	1
	Milieux buissonnants	Chemin en cours de revégétalisation et friches (CB 87.1)	1 / 0,5		Faible	1		Moyenne	1
Longueur de lisière / ha de milieu forestier		Carto faite mais données SIG non accessibles	?						
Diversité de la faune	Avifaune	3 cortèges : forestier, falaise, rivière	40	Impact non significatif après mesures ER	Moyenne	40	Pas de dérangement prévu des espèces	Forte	40
	Chiroptères		16		Moyenne	16		Forte	16
	Reptiles		2		Moyenne	2		Forte	2
	Amphibiens		1		Moyenne	1		Forte	1

	Mammifères		6		Moyenne	6		Forte	6
	Lépidoptères	Seulement les rhopalocères	51		Moyenne	51		Forte	51
	Odonates		2		Moyenne	2		Forte	2
Diversité de la flore			95	Impact sur 1 espèce mais toujours présente après travaux	Moyenne	95	A priori pas de changement de situation	Forte	95
Proportion surfacique des habitats patrimoniaux (%)	En danger ou « à surveillé » localement		0		Faible	0	Attention portée pour conserver les habitats d'intérêt	Moyenne	0
	Habitats d'intérêt communautaire ou prioritaires	4 milieux d'intérêt communautaire	69,46	Impact non significatif du projet	Faible	69,46		Moyenne	69,46
Faune protégée au niveau national ou régional	35 sp d'oiseaux, 1 sp de mammifère, 16 sp de chiroptères, 2 sp de reptiles, 1 sp d'amphibien, 2 sp de papillons	49,1	Moyenne		49,1	Moyenne		49,1	
Proportion des espèces patrimoniales (%)	Flore protégée au niveau national ou régional	5 espèces : <i>Primula pedemontana</i> , <i>Cirsium heterophyllum</i> , <i>Juncus arcticus</i> , <i>Primula matthioli</i> , <i>Hackelia deflexa</i>	5,2632	Incidences sur 1 espèce mais toujours présente après impacts	Moyenne	5,263	Attention portée pour conserver les espèces d'intérêt	Moyenne	5,263
	Faune menacée au niveau national		0		Moyenne	0		Moyenne	0
	Flore menacée au niveau national		0		Moyenne	0		Moyenne	0
	Faune menacée au niveau régional	2 sp de chiroptères, 1 sp de papillon	2,59	Impact non significatif du projet	Moyenne	2,59		Moyenne	2,59
	Flore menacée au niveau régional	4 espèces : <i>Cirsium heterophyllum</i> , <i>Juncus arcticus</i> , <i>Primula matthioli</i> , <i>Hackelia deflexa</i>	4,2105	Incidences sur 1 espèce mais toujours présente après impacts	Moyenne	4,211		Moyenne	4,211
	Faune annexe II DFFH	5 sp de chiroptères	4,31	Impact non significatif du projet	Moyenne	4,31		Moyenne	4,31
	Flore annexe II DFFH		0		Moyenne	0		Moyenne	0
	Avifaune annexe I	3 sp	7,5	Impact non	Moyenne	7,5		Moyenne	7,5

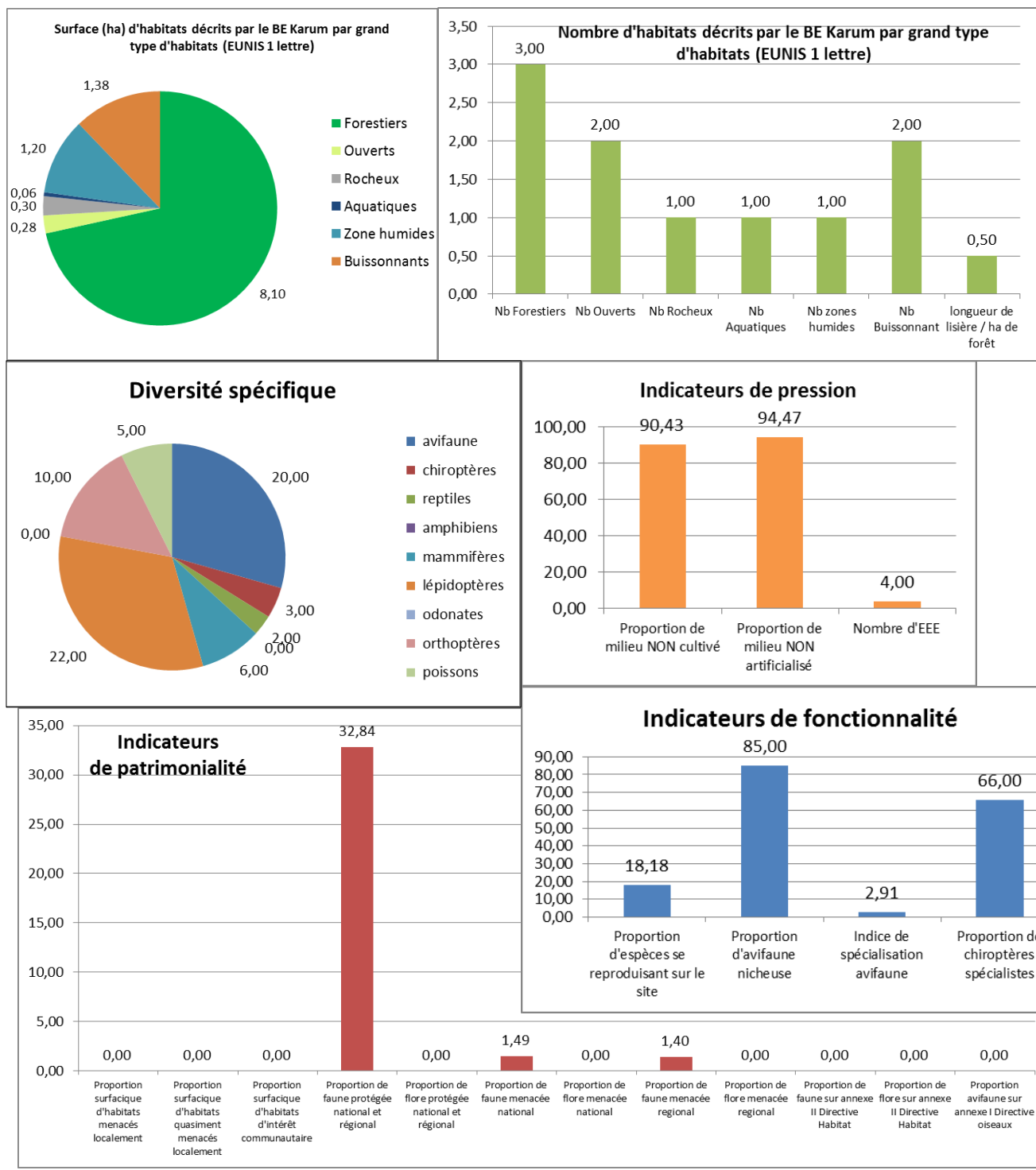
	Directive Oiseaux			significatif du projet					
Proportion des espèces se reproduisant sur site (%)	Autres que avifaune	Indices de reproduction non relevés	?						
	Oiseaux nicheurs	3 espèces nicheuses et 30 potentiellement nicheuses	7,5	Impact non significatif du projet	Moyenne	7,5		Forte	7,5
Spécialisation des communautés	Indice avifaune		3,794	Pas de changement de la communauté	Moyenne	3,794		Forte	3,794
	Proportion chiroptères spécialistes (%)		25	Pas de changement de la communauté	Moyenne	25		Forte	25
Proportion de milieux artificialisés (%)	Cultures intensives		0	Pas d'artificialisation du milieu	Faible	0	Pas d'artificialisation prévue	Faible	0
	Zones urbanisées		0		Faible	0		Faible	0
Nombre d'espèces et surface d'EEE			0	A priori pas d'apport d'invasives via les travaux	Moyenne	0	A priori pas de facteurs qui risqueraient d'apporter des EEE	Fort	0
Niveau Habitat à enjeu - Habitat mixte éboulis et mégaphorbiaies (CB 37.81 x 61.2) et falaise calcaires alpiennes (62.15)									
<i>Indice de fragmentation de l'habitat (Ha/Km)</i>		grand type d'habitat EUNIS pris en compte : falaise rocher	5,9	Pas de fragmentation de l'habitat	Moyenne	5,9	A priori pas de changement de situation	Moyenne	5,9
<i>Surface d'habitat similaire (ha)</i>		Non inventorié	?						
<i>Surface d'habitat similaire « restaurable » (ha)</i>		Non inventorié	?						
Nombre d'espèces inféodées à l'habitat	Avifaune	cortège des falaises et du bâti	7	Impact non significatif du projet	Moyenne	7	Pas de dérangement prévu des	Forte	7
	Chiroptères		0		Moyenne	0		Forte	0
	Mammifères		0		Moyenne	0		Forte	0

	Flore		46	Impact sur 1 espèce mais toujours présente après travaux	Moyenne	46	espèces	Moyenne	46
Surface totale (ha)			1,146	Pas de destruction de l'habitat	Faible	1,146	Entretien de l'habitat	Faible	1,146
Nombre de patchs			7		Faible	7		Faible	7
Qualité du sol	Nombre et épaisseur d'horizons de sol comparé au référentiel de Baize and Girard (2009)	Non inventorié	?						
	Abondance relative de la mésofaune	Non inventorié	?						
Nombre d'espèces bio-indicatrices		Non inventorié	?						
Nombre d'oiseaux nicheurs inféodés à l'habitat		Hirondelle de fenêtre et des rochers	2	Impact non significatif du projet	Moyenne	2	Pas de dérangement prévu	Forte	2
Proportion de la flore dominante de l'habitat		Dominance d' <i>Alliaria petiolata</i> mais pas d'estimation de la proportion	?						
Nombre (et hauteur) des strates de végétation		Strate herbacée	1	Altération de la strate herbacée non significative	Faible	1	Entretien de l'habitat	Faible	1
Proportion de sol non dégradé		Site bien préservé	21	Opérations de déroctage : mêmes effets que ceux engendrer par la dynamique naturelle de l'habitat (effet du gel/dégel, avalanche, glissement de terrain, chute de blocs, etc.).	Faible	20,55	Recolonisation naturelle par les végétaux	Faible	21
Espèces indicatrices de pressions			0	Pas de grosses incidences	Moyenne	0	Pas de perturbation prévue	Moyenne	0
Niveau Espèce (flore) : Primevère du Piémont									
<i>Surface d'habitat favorable dans le PE</i>		surface de milieux	31,7	Pas de perturbation	Moyenne	31,7	Pas de	Moyenne	31,7

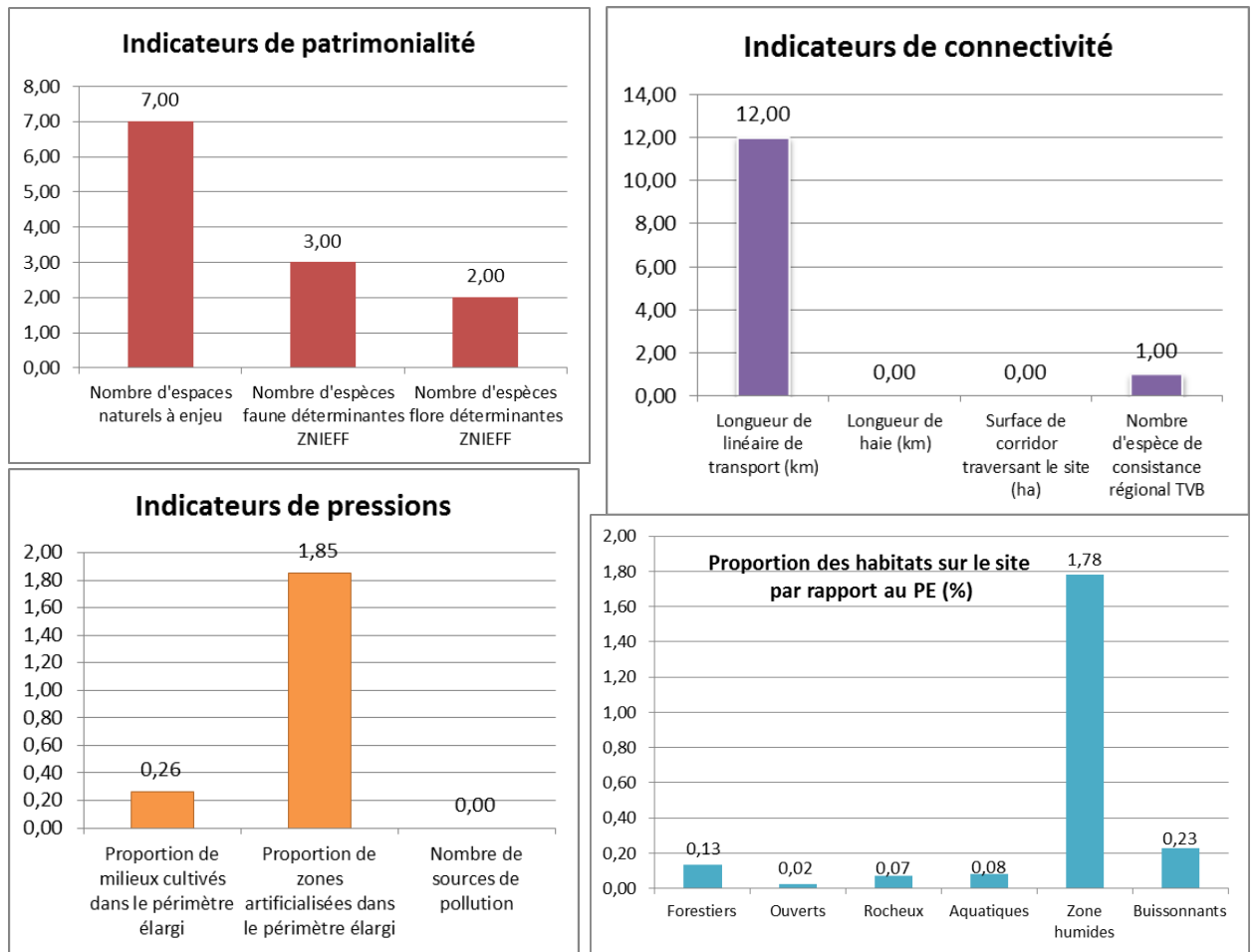
	rocheux/falaise EUNIS		de milieux favorables			perturbation de milieux favorables		
<i>Surface d'habitat favorable dans le PE connecté au site</i>		0		Moyenne	0		Moyenne	0
<i>Nombre de zones favorables connectées entre elles grâce au site</i>		0		Moyenne	0		Moyenne	0
<i>Nombre d'observations de l'espèce</i>	5 stations observées aux alentours entre 1993 et 2012	5	Pas de nouvelles observations	Moyenne	5	Pas de nouvelles obs	Forte	5
Surface d'habitat favorable	Milieux rocheux et falaises	2,166	Pas de destruction d'habitat	Moyenne	2,166	Entretien de l'habitat	Moyenne	2,166
Nombre de patches d'habitat favorable	Nombre de patches de milieux rocheux et falaises	11		Moyenne	11		Moyenne	11
Nombre de stations	Surtout sur le haut de la zone d'étude	6	1 seule station impactée, ce qui représente environ 44 pieds (fourchette haute)	Moyenne	5	44 pieds transplantés sur site avec un taux de réussite de 60%	Moyenne	6
Nombre de pieds		580		Moyenne	536		Moyenne	562
Surface de milieu ne générant PAS de perturbation		21	Pas de perturbation de la flore	Faible	21	Pas de perturbation prévue	Faible	21

Annexe 12 : Test du cadre méthodologique d'évaluation de l'équivalence sur le projet Romanche Gavet

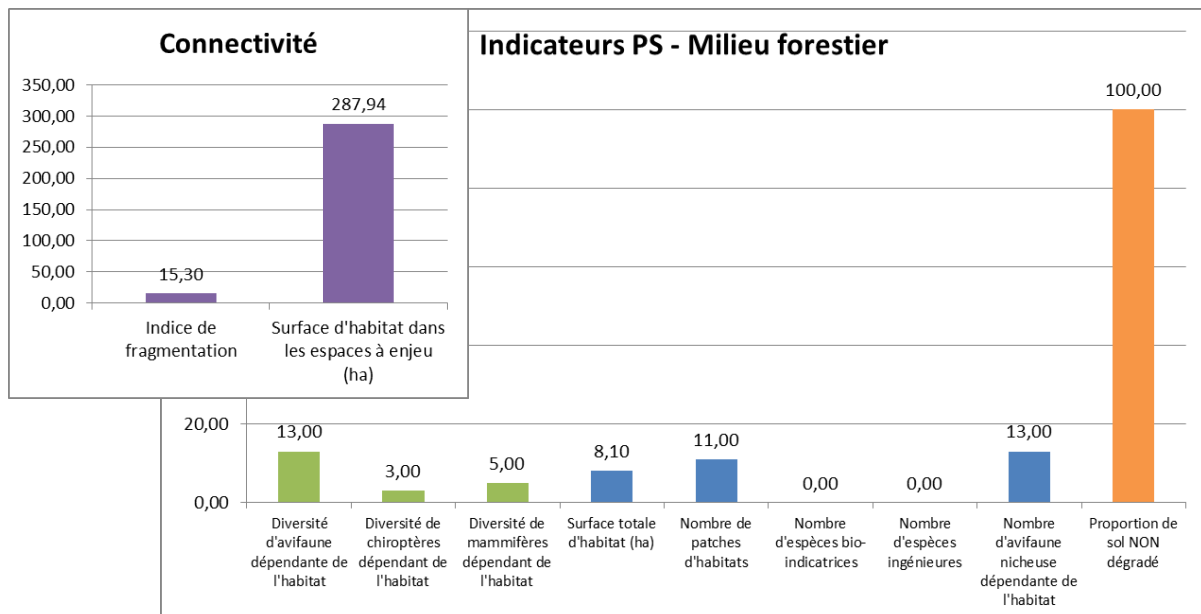
Annexe 12-A : Résultats de l'évaluation de l'état initial pour le périmètre site au niveau Général sur le site impacté de Véné



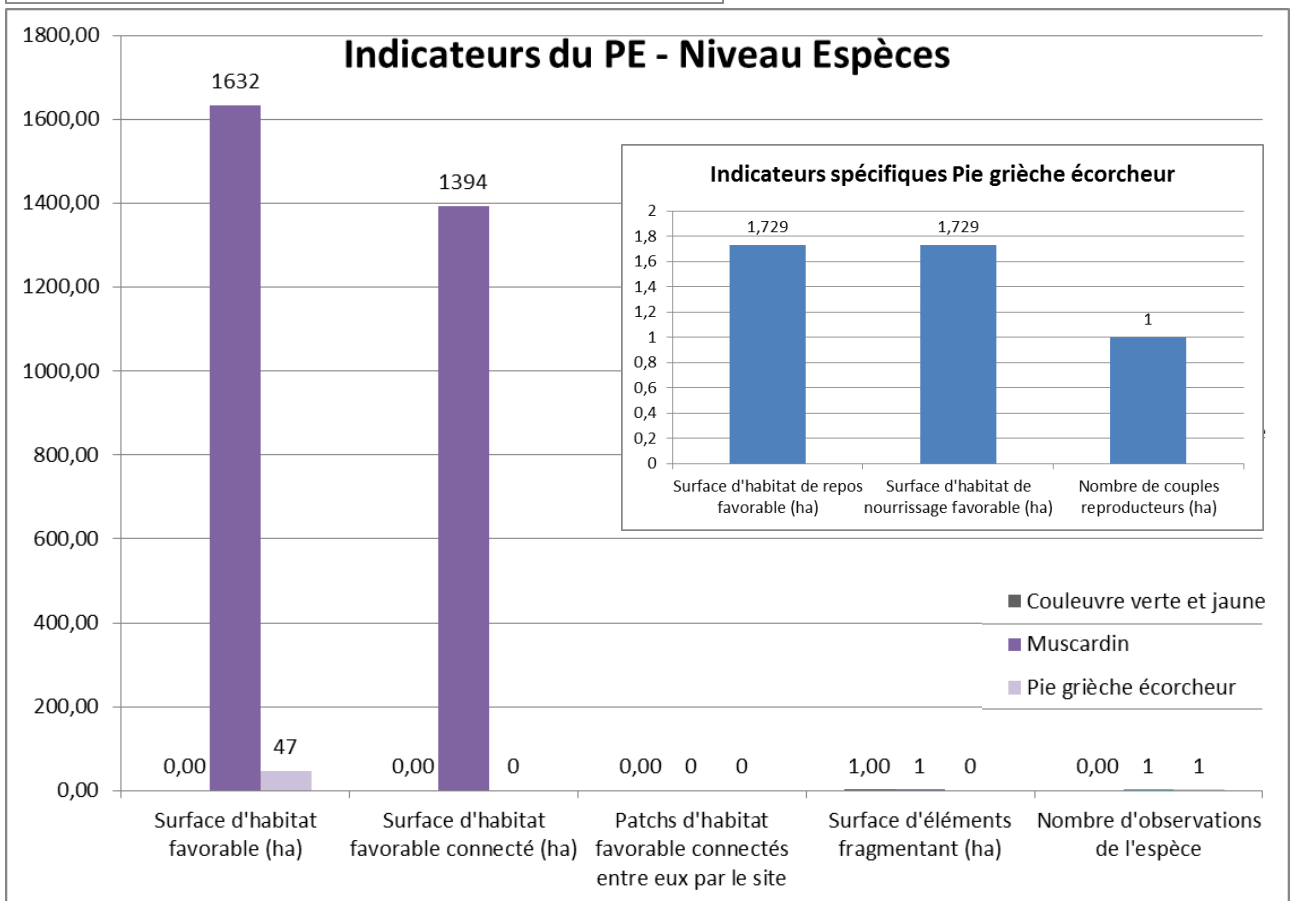
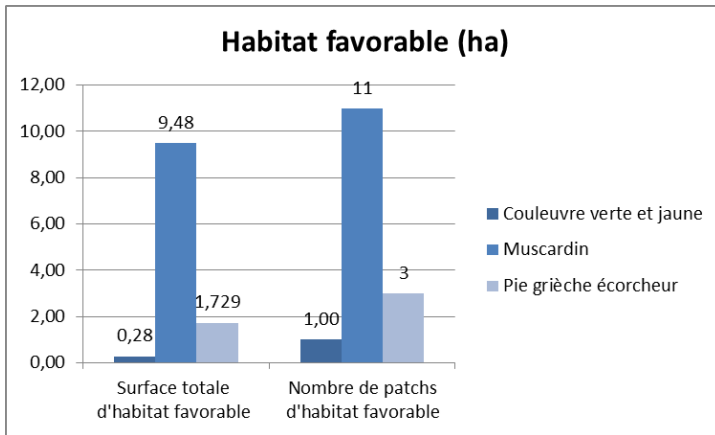
Annexe 12-B : Résultats de l'évaluation de l'état initial pour le périmètre élargi au niveau Général sur le site impacté de Véna



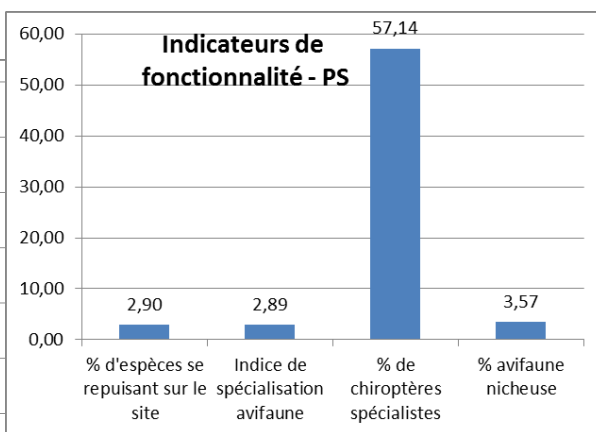
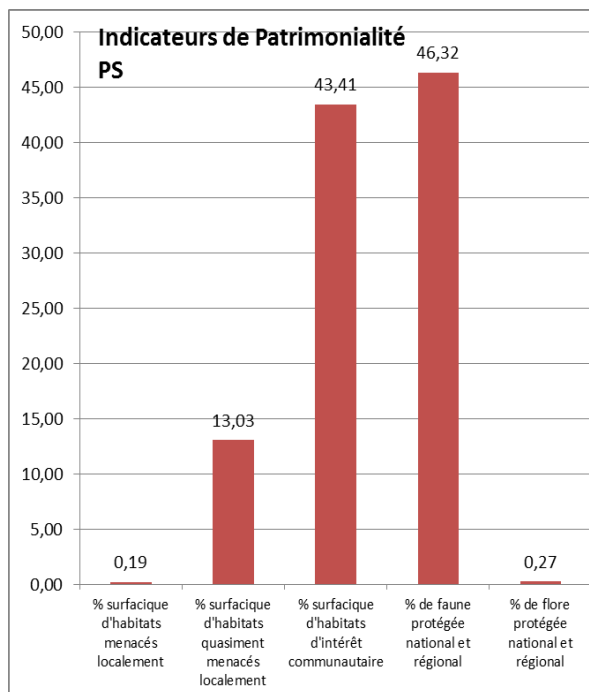
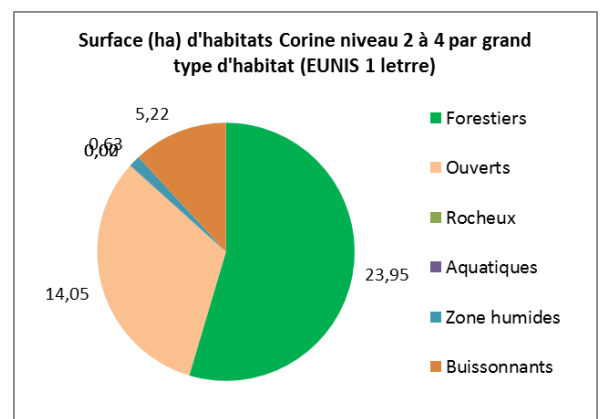
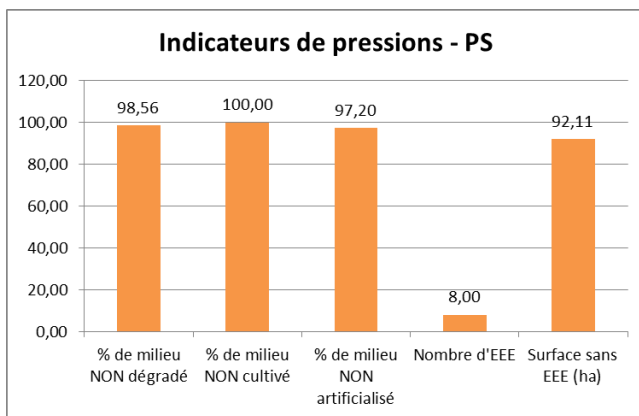
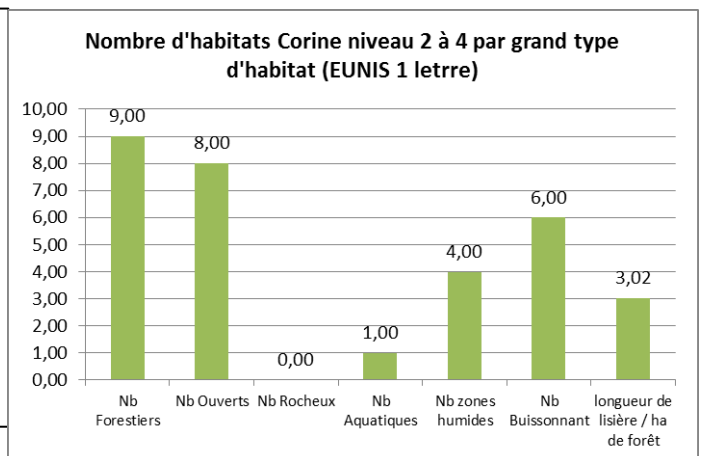
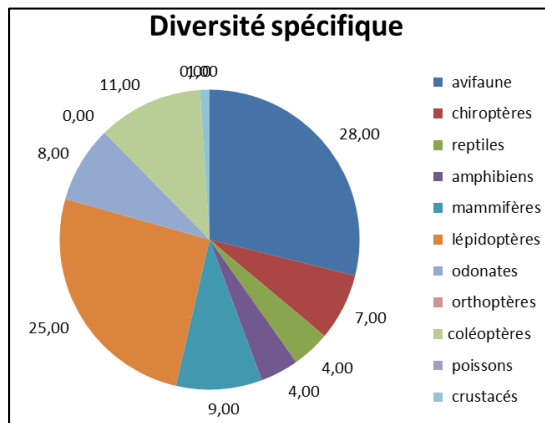
Annexe 12-C : Résultats de l'évaluation de l'état initial pour le périmètre site (PS) et le périmètre élargi (PE) au Niveau Habitat sur le site impacté de Véna

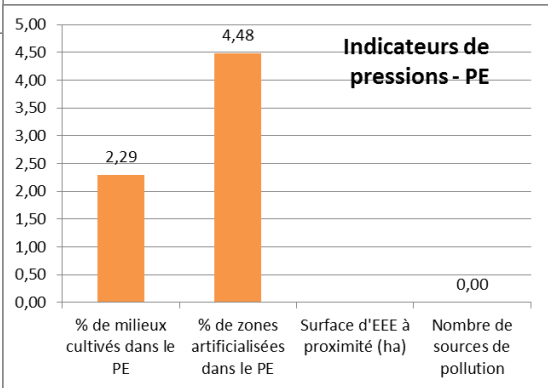
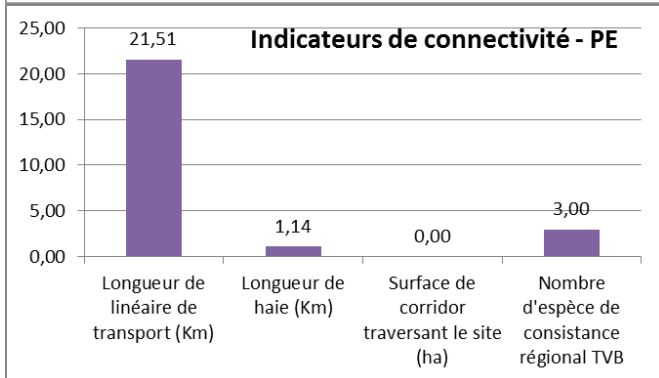
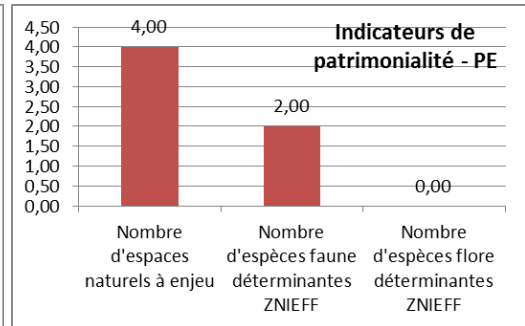
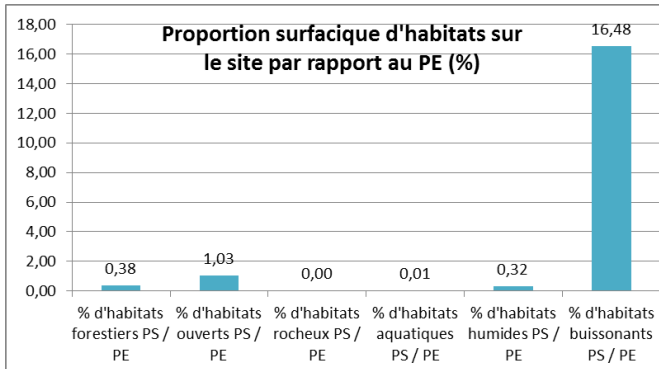


Annexe 12-D : Résultats de l'évaluation de l'état initial pour le périmètre site (PS) et élargi (PE) au Niveau Espèces sur le site impacté de Véna (de gauche à droite : couleuvre verte et jaune, muscardin et pie grièche écorcheur)

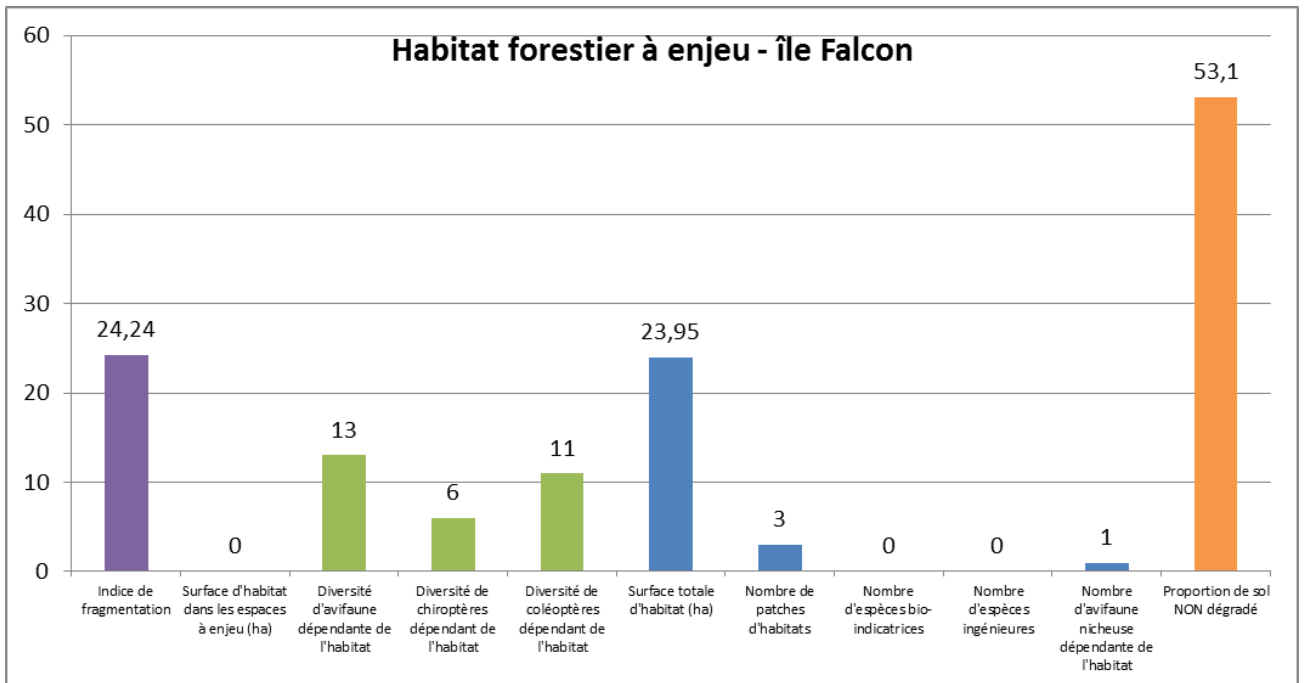


Annexe 12-E : Résultats de l'évaluation de l'état initial pour le périmètre site (PS) et élargi (PE) au Niveau Général sur le site compensatoire de l'île Falcon

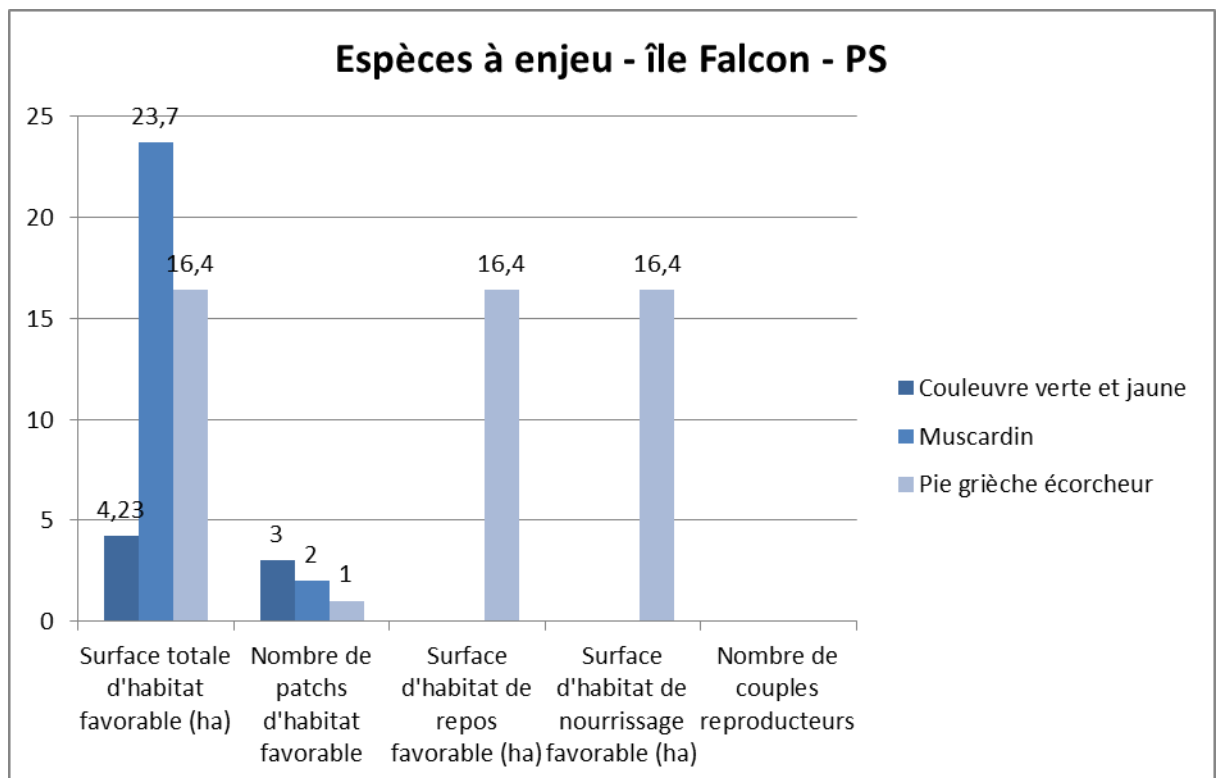
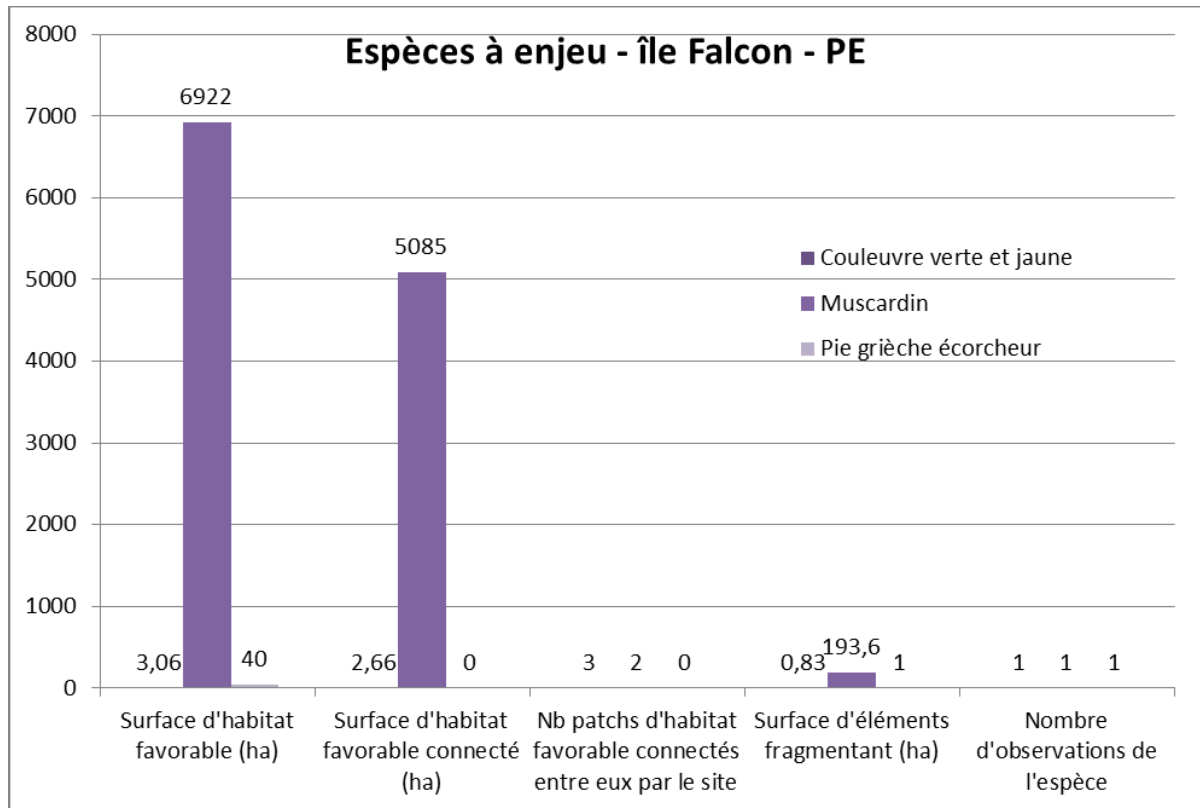




Annexe 12-F : Résultats de l'évaluation de l'état initial pour le périmètre site (PS) et élargi (PE) au Niveau Habitat sur le site compensatoire de l'île Falcon



Annexe 12-G : Résultats de l'évaluation de l'état initial pour le périmètre site (PS) et élargi (PE) au Niveau Espèces sur le site compensatoire de l'île Falcon (de gauche à droite : couleuvre verte et jaune, muscardin et pie grièche écorcheur)



Annexe 13 : Test du cadre méthodologique d'évaluation de l'équivalence sur le projet Romanche Gavet: prédiction de la valeur des indicateurs après impacts sur le site de Véna, et après mise en place des MC sur le site de l'Île Falcon.

TEST DU CADRE METHODOLOGIQUE – ROMANCHE GAVET SITE DE VENA (IMPACTS)									
Indicateurs		Détail du remplissage des indicateurs	EI	PERTES					
			Avant Impact	Prédiction CT	INCERT CT	Après impacts CT	Prédictions LT	INCERT LT	Après impacts LT
Niveau Général									
<i>Longueur de linéaire de transport (km)</i>		1 route nationale	12	Pas de création de linéaire de transport	Moyenne	12	Evolution précise prévisible dans PLU?	Moyenne	12
<i>Corridors écologiques</i>	<i>Longueur de linéaire de haies (km)</i>		0	Pas de présence de haies	Faible	0		Faible	0
	<i>Surface de corridor écologique traversant le site (ha)</i>		0	Pas de création de corridor	Moyenne	0	Evolution précise prévisible dans SRCE?	Moyenne	0
<i>Nombre d'espèces de cohérence régionale pour la TVB</i>		Chamois	1	Impact non significatif pour cette espèce	Moyenne	1	A priori pas de changement	Moyenne	1
<i>Proportion d'habitats naturels sur le site par rapport au périmètre élargi (%)</i>	<i>Milieux forestiers</i>	Couches EUNIS correspondantes	0,135	Destruction de milieux forestiers	Moyenne	0,031	Evolution précise prévisible dans PLU?	Forte	0,031
	<i>Milieux prairiaux</i>		0,023	Destruction de milieux ouverts négligeable par rapport au PE	Moyenne	0,023		Forte	0,082
	<i>Milieux rocheux</i>		0,07	Pas d'incidence du projet	Moyenne	0,07		Forte	0,07
	<i>Milieux aquatiques</i>		0,081	Perturbation milieu sans destruction	Moyenne	0,081		Forte	0,081
	<i>Zones humides</i>		1,781	Destruction de ZH	Moyenne	0		Forte	0
	<i>Milieux buissonnants</i>		0,231	Destruction de milieux semi ouverts négligeable par rapport au PE	Moyenne	0,231		Forte	0,231
<i>Nombre d'espaces d'intérêt écologique</i>		6 znieffs et 1 SIC	7	Pas de changement de	Forte	7	A priori pas de	Faible	7

				situation			changement		
<i>Nombre d'espèces déterminantes ZNIEFF</i>	<i>Faune</i>	Chamois, <i>Pipistrellus pipistrellus</i> , <i>Ptyonoprogne rupestris</i>	3	Impact significatif sur la pipistrelle	Moyenne	2	A priori pas de changement	Forte	2
	<i>Flore</i>	<i>polystichum aculeatum</i> , <i>asarum europaeum</i>	2	Destruction du milieu	Moyenne	0	A priori pas de changement	Moyenne	0
<i>Proportion de milieux artificialisés</i>	<i>Cultures intensives</i>	Couche EUNIS "terres cultivées"	0,26	Impact négligeable du projet	Moyenne	0,26	Evolution prévisible dans PLU?	Moyenne	0,26
	<i>Zones urbanisées</i>	Couche EUNIS « urbanisation »	1,85	environ 1,5 ha construit	Moyenne	1,91	Evolution prévisible dans PLU?	Moyenne	1,91
<i>Surface d'EEE (ha)</i>		Donnée non collectée	?						
<i>Nombre de sources de pollution</i>			0	Le projet ne génère pas de pollution	Moyenne	0	Evolution précise prévisible dans PLU?	Moyenne	0
<i>Nombre et surface d'habitats naturels (ha)</i>	<i>Milieux forestiers</i>	Chênaie charmaie sur blocs, Frênaie à Tilleul et Erables (E. plane, E. sycomore et E. champêtre) / Haies de Frêne, Tremble, Erable champêtre, Aulne blanc	3	Défrichement de la zone sauf une partie évitée	Faible	2	Restauration d'un boisement alluvial + végétation de berge	Moyenne	1
			8,1		Faible	1,87		Moyenne	6,03
	<i>Milieux prairiaux</i>	Prairies mésophiles, variante fraîche de la prairie à Avoine élevée	2	Destruction du milieu	Faible	0	Expérimentation terre végétale	Moyenne	3
			0,28		Faible	0		Moyenne	1
	<i>Milieux rocheux</i>	Eboulis et falaises	1	Pas d'incidence du projet	Faible	1	Pas d'incidence du projet	Faible	1
			0,3		Faible	0,3		Faible	0,3
	<i>Milieux aquatiques</i>	Romanche	1	Déviation de la romanche puis retenue	Moyenne	1	Retenue d'eau de la Romanche : augmentation en amont du barrage et diminution en aval	Moyenne	1
			3		Moyenne	3		Moyenne	3
	<i>Zones humides</i>	Mégahorbiaie	1	Destruction du milieu	Faible	0	Pas de renaturation de la mégahorbiaie	Faible	0
			1,2		Faible	0		Faible	0

	Milieux buissonnants	Groupements à hautes herbes résultant de l'abandon de la fauche avec différents faciès (à <i>Ægopode</i> en lisière des boisements, à <i>Reine des prés</i> , à <i>Cerfeuil doré</i> , à <i>Phragmites...</i>),	2 1,38	Destruction du milieu	Faible Faible	0 0	A terme, objectif de boisement du milieu	Moyenne Moyenne	0 0
Longueur de lisière / ha de milieu forestier			0,5	Destruction milieu forestier	Moyenne	0	Restauration de milieu boisé	Forte	0,0302
Diversité de la faune	Avifaune	Communauté avifaune forestière principalement	20	Communautés d'oiseaux forestiers (13) impactée	Forte	7	Oiseaux des milieux boisés alluviaux	Forte	?
	Chiroptères		3	Communauté de chiroptères (3) impactée	Forte	0	chiroptères des milieux boisés alluviaux	Forte	?
	Reptiles		2	Destruction des habitats à reptiles	Forte	0	Retour sp ubiquistes	Forte	2
	Amphibiens		0		Forte	0	Pas de milieux favorables	Forte	0
	Mammifères		6	Perturbation du muscardin	Forte	5	mammifères milieux boisés	Forte	?
	Lépidoptères	Que les rhopalocères	22	Destruction des habitats à lepto	Forte	0	1ha de milieux ouverts favorables	Forte	?
	Odonates		0		Forte	0	Pas de milieux favorables	Forte	0
	Orthoptères		9	Destruction des habitats à ortho	Forte	0	1ha de milieux ouverts favorables	Forte	?
	Poissons	Inventaires sur tout le tronçon de la Romanche	5	Déviations de la Romanche	Forte	5	Passe à poisson	Forte	5
	Crustacés		0		Forte	0		Forte	0
Diversité de la flore			124	Relevés 2016 stage Camille Delage	Forte	98	espèces plantées + spontanées	Forte	112
Proportion surfacique des habitats patrimoniaux (%)	En danger ou « à surveiller » localement		0		Faible	0	Pas de restauration d'habitats patrimoniaux		0
	Habitats d'intérêt communautaire ou prioritaires		0		Faible	0			0
Proportion des	Faune protégée au	16 sp oiseaux, 3 sp chiro, 1	32,836	19 sp protégées	Moyenne	0	Prévision non		?

espèces patrimoniales (%)	niveau national ou régional	mamm, 2 reptiles		impactées			réalisée car pas assez d'informations disponibles		
	Flore protégée au niveau national ou régional		0		Faible	23,529			?
	Faune menacée au niveau national	1 sp de lépidoptère	1.4	Destruction du milieu favorable	Faible	0			?
	Flore menacée au niveau national		0		Faible	0			?
	Faune menacée au niveau régional	1 sp de chiroptère	1,4	1 sp chiro protégée impactée	Moyenne	0			?
	Flore menacée au niveau régional		0		Faible	0			?
	Faune annexe II DFFH		0		Faible	0			?
	Flore annexe II DFFH		0		Faible	0			?
	Avifaune annexe I Directive Oiseaux		0		Faible	0			?
Proportion des espèces se reproduisant sur site (%)	Autres que avifaune	4 sp papillon, 1 reptile, 1 mammifère	18.18	Milieux des espèces se reproduisant sur le site impactés	Forte	0		?	
	Oiseaux nicheurs	Communauté avifaune forestière principalement	85	13 sp impactée, sur les 7 restantes, 4 nicheuses	Forte	0		?	
Spécialisation des communautés	Indice avifaune		2,9112	moyenne des indices des 7 sp non impactées	Moyenne	57,143		?	
	Proportion chiroptères spécialistes (%)		66	Toutes les sp de chiroptères impactées	Moyenne	3,4203		?	
Proportion de milieux NON artificialisés (%)	Cultures intensives		12,09	Destruction du milieu cultivé	Faible	13.34		Faible	13,34
	Zones urbanisées		12,63	Celles existantes + le barrage	Faible	7,08	Pas de changement	Faible	7.08
Nombre d'espèces d'EEE			4	Présences des espèces en 2016	Moyenne	4	Gestion des EEE	Faible	0
Niveau Habitat naturel à enjeu : forêt de feuillus (frênaie à Tilleul et Erables)									
<i>Indice de fragmentation de l'habitat (Ha/Km)</i>		Couche EUNIS « Forêt décidue »	15,3	Impact négligeable	Moyenne	15,3	Evolution précise prévisible dans PLU?	Moyenne	15,3
<i>Surface d'habitat similaire dans les espaces à</i>		Forêt décidue dans les 6	287,94	Aucun élément ne	Forte	287,94	Evolution précise	Forte	287,94

<i>enjeu à proximité (ha)</i>		ZNIEFFS et 1 SIC		permet de supposer un changement de situation			prévisible dans SRCE ?		
<i>Surface d'habitat similaire « restaurable » (ha)</i>		Non prospecté	?						
Nombre d'espèces inféodées à l'habitat	Avifaune	Communauté avifaune forestière	13	Perturbation des espèces car destruction de l'habitat	Forte	0	Estimation que la moitié des espèces pourra recoloniser la zone restaurée	Forte	7
	Chiroptères	Communauté chiroptères forestiers	3	Perturbation des espèces car destruction de l'habitat	Forte	0	Retour des espèces les plus communes	Forte	2
	Mammifères		5	Impact significatif pour le muscardin	Forte	0	Retour probable des espèces	Forte	5
	Flore	Donnée non détaillée pour cet habitat spécifiquement	?						
Surface totale (ha)			8.1	Défrichement sauf une partie évitée	Faible	1,87	Restauration de boisement alluvial	Faible	6,03
Nombre de patchs			11		Faible	1		Faible	5
Qualité du sol	Nombre et épaisseur d'horizons de sol comparé au référentiel de Baize and Girard (2009)	Donnée non collectée	?						
	Abondance relative de la mésofaune	Donnée non collectée	?						
Nombre d'espèces bio-indicatrices			0		Forte	0	A priori milieu encore trop jeune	Forte	0
Nombre d'oiseaux nicheurs inféodés à l'habitat			13	Destruction de la majorité de leur habitat	Forte		Estimation que la moitié des espèces pourra recoloniser la zone restaurée	Forte	
Proportion de la flore dominante de l'habitat		Donnée non collectée	?						
Nombre (et hauteur) des strates de végétation		Donnée non collectée	?						
Proportion de sol non dégradé			8,1	Défrichement	Faible	1,87	Restauration de boisement alluvial	Faible	6.03
Espèces indicatrices de pressions		Donnée non collectée	?						
Niveau Espèce à enjeu : Couleuvre verte et jaune									
<i>Surface d'habitat favorable dans le PE</i>			0	Aucun élément ne permet de supposer un	Moyenne	0	A priori pas de changement de	Moyenne	0
<i>Surface d'habitat favorable dans le PE</i>		Connectivité évaluée comme	0		Moyenne	0		Moyenne	0

<i>connecté au site</i>	un non discontinuité des milieux favorables		changement de situation			situation		
<i>Nombre de zones favorables connectées entre elles grâce au site</i>		0		Moyenne	0		Moyenne	0
<i>Longueur d'éléments fragmentant (km)</i>	Route nationale	1	Pas de changement	Moyenne	1	A priori pas de changement	Moyenne	1
<i>Nombre d'observations de l'espèce</i>	Observation des espèces en 2011 sur la commune de Livet et Gavet	0	Pas de changement de situation	Moyenne	0	L'espèce pourrait être présente	Forte	1
Surface d'habitat favorable	Milieux ouverts et secs, bien végétalisés : prairie mésophile	0,28	Destruction de l'habitat	Faible	0	Restauration d'une zone de prairie	Forte	1
Nombre de patchs d'habitat favorables		1		Faible	0		Forte	1
Nombre de micro-habitats favorables	Donnée non collectée	?						
Surface de milieu ne générant PAS de perturbation	Non prospecté	?						
Niveau Espèce à enjeu : Muscardin								
<i>Surface d'habitat favorable dans le PE</i>	Couche EUNIS forêt décidue	1632	Aucun élément ne permet de supposer un changement de situation	Moyenne	1632	Pas de changement de situation	Moyenne	1632
<i>Surface d'habitat favorable dans le PE connecté au site</i>	Couche EUNIS forêt décidue en lien avec le site	1394		Moyenne	1394		Moyenne	1394
<i>Nombre de zones favorables connectées entre elles grâce au site</i>		0		Moyenne	0		Moyenne	0
<i>Longueur d'éléments fragmentant (km)</i>	Route nationale	1		Moyenne	1		Moyenne	1
<i>Nombre d'observations de l'espèce</i>	Observation des espèces en 2011 sur la commune de Livet et Gavet	1	Pas de changement de situation	Moyenne	1	Pas de changement de situation	Forte	1
Surface d'habitat favorable	Forêt dense et broussailles	9,48	Défrichement de la zone sauf une partie évitée	Faible	1,87	Restauration de zones boisées	Forte	6,03
Nombre de patchs d'habitat favorables		11		Faible	3		Forte	5
Surface de milieu ne générant PAS de perturbation	Donnée non collecté	?						
Niveau Espèce à enjeu : Pie grièche écorcheur (Site de Gavet)								
<i>Surface d'habitat favorable dans le PE</i>	Praires mésophiles, terres agricoles, végétation buissonnante	47	Aucun élément ne permet de supposer un changement de situation	Moyenne	47	A priori pas de changement	Moyenne	47
<i>Surface d'habitat favorable dans le PE connecté au site</i>	Connectivité évaluée comme un non discontinuité des	0		Moyenne	0		Moyenne	0

	milieux favorables							
<i>Nombre de zones favorables connectées entre elles grâce au site</i>		0		Moyenne	0		Moyenne	0
<i>Longueur d'éléments fragmentant (km)</i>		0		Moyenne	0		Moyenne	0
<i>Nombre d'observations de l'espèce</i>	Observation des espèces en 2011 sur la commune de Livet et Gavet	1	Pas de changement de situation	Moyenne	1	Espèce en déclin mais qui peut se maintenir	Forte	1
Surface totale d'habitat favorable (ha)	friche, lande broussaille et prairie	1.73	Destruction totale de l'habitat	Faible	0	Pas de restauration de l'habitat prévue sur le site	Moyenne	0
Nombre de patches d'habitat favorables (ha)		3		Faible	0		Moyenne	0
Surface d'habitat de reproduction favorable (ha)		1.73		Faible	0		Moyenne	0
Nombre de couples reproducteurs	Estimation car 1 individu observé	1	Fuite des individus suite à la destruction de l'habitat favorable	Faible	0		Forte	0
Surface de milieu ne générant PAS de perturbation	Donnée non collectée	?						

TEST DU CADRE METHODOLOGIQUE – ROMANCHE GAVET SITE DE L'ILE FALCON (COMPENSATION)

Indicateurs	Détail du remplissage des indicateurs	EI	GAINS					
		Avant Impact	Prédiction CT	INCERT CT	Après impacts CT	Prédictions LT	INCERT LT	Après impacts LT
Niveau Général								
<i>Longueur de linéaire de transport (km)</i>	2 routes nationales	21,51	Pas de changement	Moyenne	21.51	Aucun élément ne permet de supposer un changement de situation – évaluation plus précise dans le PLU / SCOT	Moyenne	21.51
<i>Corridors écologiques</i>	<i>Longueur de linéaire de haies (km)</i>	0	Pas de connexion créées entre les haies du site et les haies du PE	Faible	0		Faible	0
	<i>Surface de corridor écologique traversant le site (ha)</i>	0	Pas de changement	Moyenne	0		Moyenne	0
<i>Nombre d'espèces de cohérence régionale pour la TVB</i>	cordulegastre annelé, agrion de mercure, grenouille rousse	3	Pas de changement	Moyenne	3	Conservation des espèces	Moyenne	3
<i>Proportion</i>	<i>Milieux forestiers</i>	0,38		Moyenne	0,38	Evolution précise	Forte	0,38

<i>d'habitats naturels sur le site par rapport au périmètre élargi (%)</i>	<i>Milieux prairiaux</i>	Couches EUNIS correspondantes	1,03	Ouverture des friches par pâturage	Moyenne	1,28	prévisible dans PLU?	Forte	1,03
	<i>Milieux rocheux</i>		0		Moyenne	0		Forte	0
	<i>Milieux aquatiques</i>		0,01	Pas d'action à court termes	Moyenne	0,01		Forte	0,01
	<i>Zones humides</i>		0,32		Moyenne	0,32		Forte	0,32
	<i>Milieux buissonnants</i>		16,48	Restauration de linéaire de haies et zones laissées en friche	Moyenne	20,12		Forte	16,48
<i>Nombre d'espaces d'intérêt écologique</i>		3 znieff et 1 apb	4		Faible	4	A priori pas de changement de situation	Faible	4
<i>Nombre d'espèces déterminantes ZNIEFF</i>	<i>Faune</i>	2 sp d'amphibien	2		Faible	2	Conservation des espèces	Forte	2
	<i>Flore</i>		0		Moyenne	0		Forte	0
<i>Proportion de milieux artificialisés</i>	<i>Cultures intensives</i>	Couche EUNIS "terres cultivées"	2,29		Moyenne	2,29	Evolution précise prévisible dans PLU?	Moyenne	2.29
	<i>Zones urbanisées</i>	Couche EUNIS « urbanisation »	4,48	Pas de changement	Moyenne	4,48		Moyenne	4.48
<i>Surface d'EEE (ha)</i>		Donnée non collectée	?						
<i>Nombre de sources de pollution</i>			0	Pas de changement	Moyenne	0	Evolution précise prévisible dans PLU?	Moyenne	0
Nombre et surface d'habitats naturels (ha)	Milieux forestiers	Aulnaie-frênaie alluviale à Laîche à épis pendants, Chênaie-frênaie-charmaie fraîche à Isopyre faux-pigamon (Thalictrella thalictroïdes) et Ail des ours, Frênaie-charmaie thermophile à Laîche digitée (Carex digitata) et Mélisque uniflore (Melica uniflora), Frênaie-érablaie hygrosциaphile de ravin	9	Conservation du milieu	Faible	9	Gestion passive des boisements et conservation des vieux arbres : îlots de vieillissement / destruction du boisement de robinier	Faible	8
			23,951					23,911	
	Milieux prairiaux	Prairie mésophile pâturée, Pré méso-hygrophile à Jonc diffus et Renoncule rampante, Ourlet	8	Ouverture des friches par pâturage	Faible	8	Entretien des pelouses sèches et prairies par la mise en place d'un pâturage	Faible	8
		14,05			Faible	17,495			17,495

		mésophile à brachypode penné, Pelouse semi-sèche, Pelouse pionnière sur dalles					extensif tournant + GH9 nouveaux milieux ouverts		
Milieux rocheux			0	Pas de mesures compensatoires	Faible	0	Pas de mesures compensatoires	Faible	0
			0		Faible	0		Faible	0
Milieux aquatiques	Herbier aquatique à Chara contraria		1	MC pas encore mises en place	Faible	1	Renaturation et reprofilage du ruisseau (0,003ha) + restauration/ création de 6 mares temporaires (~100m ²)	Moyenne	3
			0,02		Faible	0,02		Moyenne	0,082
Zones humides	Mégaphorbiaies		4	MC pas encore mises en place	Faible	4	Maintien de la mégahorbiaie + possible renaturation de la zone rudérale de Falcon en zone humide	Forte	5
			0,63		Faible	0,63		Forte	1,31
Milieux buissonnants	Friches, Ronciers, Fruticée méso-xérophile à calcicole à Chèvrefeuille des haies et Cerisier de Sainte-Lucie		6	Défrichage	Faible	4	Restauration des parcelles enfrichées, plus de zones de friches	Moyenne	4
			5,26		Faible	3,28		Moyenne	3,28
Longueur de lisière / ha de milieu forestier			3,02				Gestion passive des boisements et conservation des vieux arbres : îlots de vieillissement / destruction du boisement de robinier	Moyenne	3.02
				Pas de changement					
Diversité de la faune	Avifaune	Cortège forestier et milieux ouverts	28	Inventaires de suivi	Moyenne	39	Espèces présentes à l'EI certains + celles probables en faveur desquels des actions sont prises	Moyenne	37
	Chiroptères		7		Moyenne	15		Moyenne	15
	Reptiles	Couleuvres et lézards	4		Moyenne	5		Moyenne	5
	Amphibiens	Anours et urodèles	4	Pas d'inventaires dispo – a priori pas de changement	Moyenne	4	Forte	5	
	Mammifères		9	Inventaires de suivi	Moyenne	6	Pas d'actions	Moyenne	9

							spécifiquement orientées pour les mammifères		
	Lépidoptères	Que rhopalocères	25		Moyenne	55	Espèces présentes à l'EI certains + celles probables en faveur desquels des actions sont prises	Moyenne	55
	Odonates		8		Moyenne	10		Forte	11
	Orthoptères	Non inventorié	?			37	actions en faveur des orthoptères et suivi prévu mais pas de données pour l'EI	Moyenne	
	Poissons		0		Moyenne	0	Pas de mesures	Moyenne	0
	Crustacés		1	Inventaires de suivi	Moyenne	1	Actions en faveur de l'écrevice à patte blanche présente	Moyenne	1
Diversité de la flore			376	Pas d'inventaires dispo – a priori pas de changement	Forte	376	Disparition des exotiques et apparition d'endémiques ?	Très Forte	376
Proportion surfacique des habitats patrimoniaux (%)	En danger ou « à surveiller » localement		0,19	Inventaires de suivi	Faible	0,19	Maintien des habitats concernés	Faible	0,19
	Habitats d'intérêt communautaire ou prioritaires		43,41		Faible	43,41	Maintien des habitats concernés	Faible	43,41
Proportion des espèces patrimoniales (%)	Faune protégée au niveau national ou régional	44 sp	46,32	Inventaires de suivi	Faible	32,74	calculé par rapport aux espèces prédites	Moyenne	44,20
	Flore protégée au niveau national ou régional	2 sp	0,27	Pas d'inventaires dispo – a priori pas de changement	Faible	0,27	A priori pas de changement	Forte	0,27
	Faune menacée au niveau national	2 sp	2,12	Inventaires de suivi	Faible	2,38	calculé par rapport aux espèces prédites	Moyenne	7,25
	Flore menacée au niveau national		0		Faible	0	A priori pas de changement	Forte	0
	Faune menacée au niveau régional	4 sp	4,21		Faible	4,17	calculé par rapport aux espèces prédites	Moyenne	8,70
	Flore menacée au	2 sp	0,27	Pas d'inventaires dispo –	Faible	0,27	A priori pas de	Forte	0,27

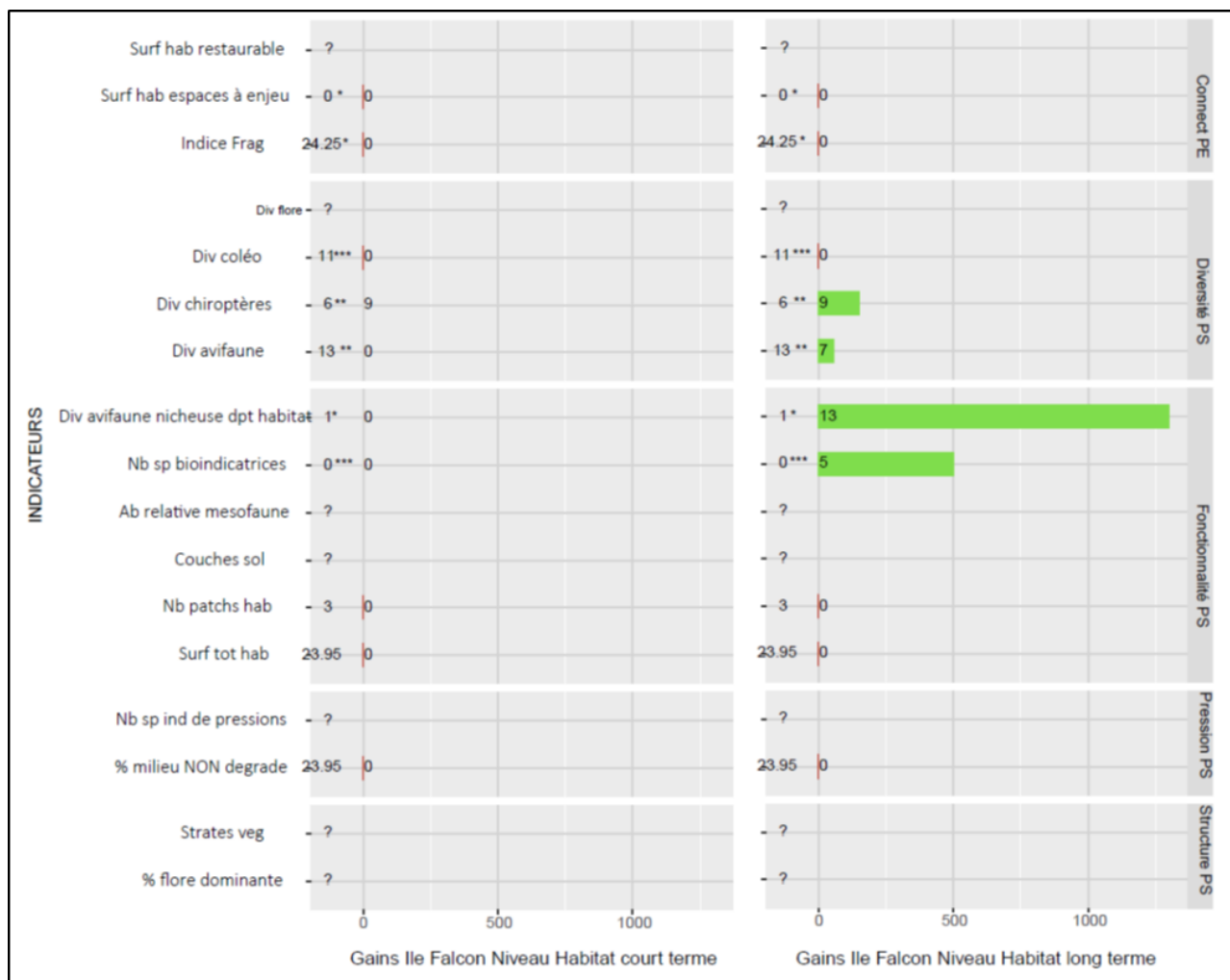
	niveau régional			a priori pas de changement			changement		
	Faune annexe II DFFH	5 sp	7,25	Inventaires de suivi	Faible	3,88	calculé par rapport aux espèces prédites	Moyenne	8,04
	Flore annexe II DFFH		0		Faible	0	A priori pas de changement	Forte	0
	Avifaune annexe I Directive Oiseaux	2 sp	7,14		Faible	5,13	calculé par rapport aux espèces prédites	Moyenne	8,11
Proportion des espèces se reproduisant sur site (%)	Autres que avifaune	Couleuvre verte et jaune, lézard muraille	2,90	Au moins ces 2 sp, pè plus mais difficilement quantifiable	Forte	2,90	Les sp de reptiles, amphibiens, chiroptères et insectes devraient avoir des bonnes conditions de reproduction	Forte	82,14
	Oiseaux nicheurs		3,57	Inventaires de suivi	Moyenne	7,69	Tous les nicheurs possibles et probables devraient avoir des bonnes conditions pour la reproduction	Forte	72,97
Spécialisation des communautés	Indice avifaune		2,89		Moyenne	3,31	1 sp n'ayant pas d'indice de spécialisation	Moyenne	3,06
	Proportion chiroptères spécialistes (%)		57,14	Moyenne	73,33	calculé par rapport aux espèces prédites	Moyenne	54,55	
Proportion de milieux NON artificialisés (%)	Cultures intensives	Pas de champ cultivé	45.13	Pas de changement	Faible	45.13	Pas de changement	Faible	45.13
	Zones urbanisées	Un bâtiment en ruine	43.87	Pas de démantèlement	Faible	43.87	Pas de démantèlement	Faible	43.87
Nombre d'espèces d'EEE		Patches de différentes EEE présents	8	Effet des mesures non visible	Moyenne	8	Gestion des EEE	Forte	0
Surface sans EEE (ha)			41.57			41.57			45.13
Niveau habitat naturel : frênaie à Tilleul et Erables									
<i>Indice de fragmentation de l'habitat (Ha/Km)</i>		Couche EUNIS forêt décidue	24,25	Pas de changement	Moyenne	24,25	A priori pas de changement	Moyenne	24.25
<i>Surface d'habitat similaire dans les espaces à enjeu à proximité (ha)</i>			0		Moyenne	0		Moyenne	0
<i>Surface d'habitat similaire « restaurable » (ha)</i>		Non prospecté	?						
Nombre d'espèces	Avifaune	Cortège forestier	13	Inventaires de suivis	Faible	13	Espèces présentes à	Forte	20

inféodées à l'habitat		Chiroptères	Communauté forestière	6		Faible	6	l'EI + celles probables qui devraient être favorisées par la gestion	Forte	15
		Coléoptères	saproxyliques	11	Pas d'inventaires dispo – a priori pas de changement	Faible	11	Gestion passive des boisements et conservation des vieux arbres : îlots de vieillissement. Estimation que la diversité peut doubler	Très forte	22
		Flore		?						
Surface totale (ha)				23,95	Gestion passive des boisements et conservation des vieux arbres : îlots de vieillissement / destruction du boisement de robinier	Faible	23,95		Faible	23,95
Nombre de patches			1 grand patch principal	3		Faible	3		Faible	3
Qualité du sol	Nombre et épaisseur d'horizons de sol comparé au référentiel de Baize and Girard (2009)			?						
	Abondance relative de la mésofaune			?						
Nombre d'espèces bio-indicatrices				0	Pas d'inventaire de suivi	Moyenne	0	La gestion du boisement serait propice à l'apparition d'espèces bio-indicatrices (lichen)	Très forte	5
Nombre d'oiseaux nicheurs inféodés à l'habitat			Nicheur certain dans la zone	1	Inventaires de suivi	Faible	1	Les sp dépendantes du milieu qui étaient nicheurs possibles ou probable à l'EI	Moyenne	14
Proportion de la flore dominante de l'habitat				?						
Nombre (et hauteur) des strates de végétation				?						
Proportion de sol non dégradé			Milieu bien préservé	23.95	Conservation de la qualité du milieu	Faible	23.95	Conservation de la qualité du milieu	Faible	23.95

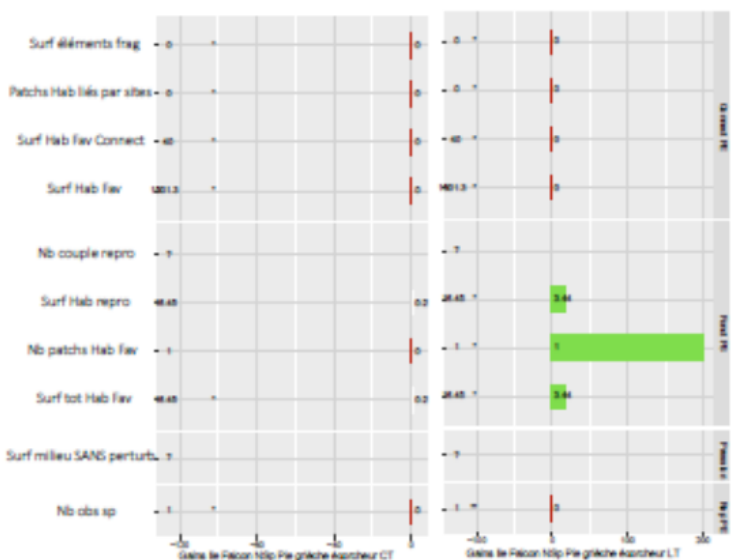
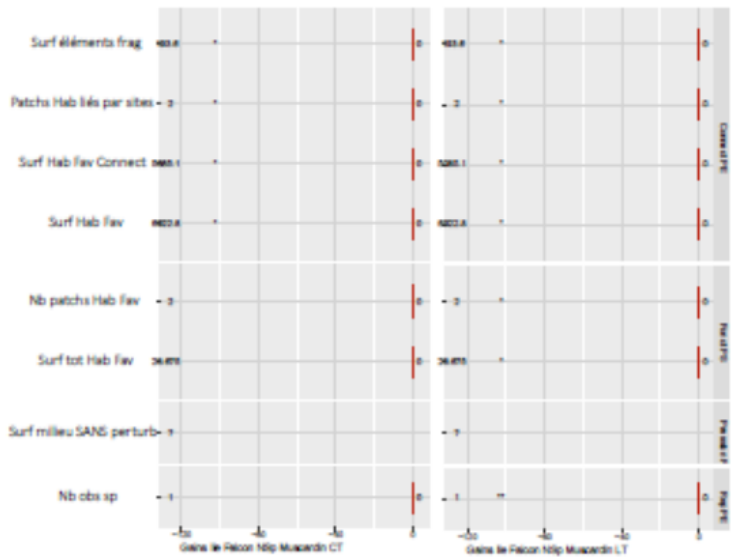
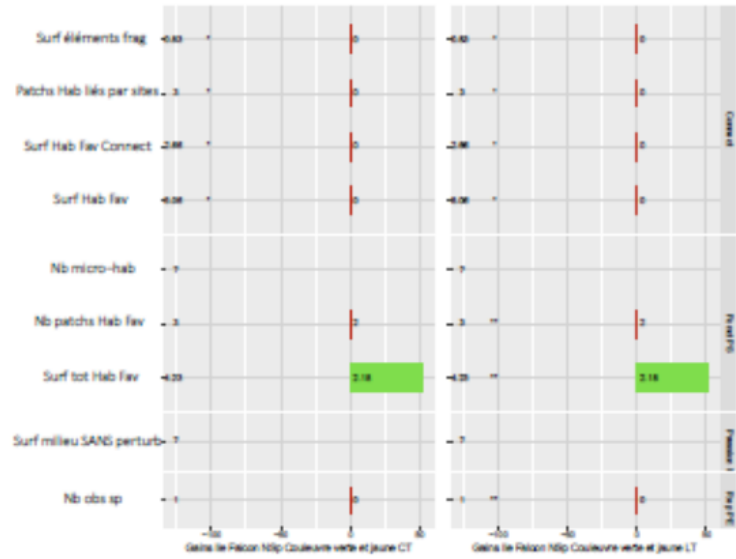
Espèces indicatrices de pressions	Donnée non collectée	?						
Niveau Espèce à enjeu : Couleuvre verte et jaune								
<i>Surface d'habitat favorable dans le PE</i>	milieux ouverts et secs, bien végétalisés	3,06	Pas de changement	Moyenne	3,06	A priori pas de changement	Moyenne	3,06
<i>Surface d'habitat favorable dans le PE connecté au site</i>	connectivité évaluée comme un non discontinuité des milieux favorables	2,66		Moyenne	2,66		Moyenne	2,66
<i>Nombre de zones favorables connectées entre elles grâce au site</i>	Nombre de zones favorables à l'espèce cible connectés entre elles grâce à des éléments présents sur le site.	3		Moyenne	3		Moyenne	3
<i>Longueur d'éléments fragmentant (km)</i>	route nationale	0,83		Moyenne	0,83		Moyenne	0,83
<i>Nombre d'observations de l'espèce</i>	observation des espèces en 2012 sur la commune de Séchilienne	1		Moyenne	1		Forte	1
Surface d'habitat favorable	prairie sèches et semi sèches	4,23	Ouverture de milieu	Faible	6,41	Entretien des milieux ouverts	Forte	6,41
Nombre de patches d'habitat favorables		3		Faible	5		Forte	5
Nombre de micro-habitats favorables	Donnée non collectée	?						
Surface de milieu ne générant PAS de perturbation	Non prospecté	?						
Niveau Espèce à enjeu : Muscardin								
<i>Surface d'habitat favorable dans le PE</i>	Forêt dense et broussailles	6922,8	Pas de changement	Moyenne	6922,8	A priori pas de changement	Moyenne	6922,8
<i>Surface d'habitat favorable dans le PE connecté au site</i>	Connectivité évaluée comme un non discontinuité des milieux favorables	5085,1		Moyenne	5085,1		Moyenne	5085,1
<i>Nombre de zones favorables connectées entre elles grâce au site</i>	Nombre de zones favorables à l'espèce cible connectés entre elles grâce à des éléments présents sur le site.	2		Moyenne	2		Moyenne	2
<i>Surface d'éléments fragmentant (km)</i>	Route nationale et zone urbanisée	193,6		Moyenne	193,6		Moyenne	193,6

<i>Nombre d'observations de l'espèce</i>	observation des espèces en 2012 sur la commune de Séchilienne	1	Pas de changement	Moyenne	1	A priori pas de changement	Forte	1
Surface d'habitat favorable	Forêt dense et broussailles	23,675	Données de suivi	Faible	23,675	Gestion passive des boisements et conservation des vieux arbres : îlots de vieillissement. Estimation que la diversité peut doubler	Moyenne	23,675
Nombre de patches d'habitat favorables		2		Faible	2		Moyenne	2
Surface de milieu ne générant PAS de perturbation	Non prospecté	?						
Niveau Espèce à enjeu : Pie grièche écorcheur								
<i>Surface d'habitat favorable dans le PE</i>	prairies mésophiles, terres agricoles, végétation buissonnante	1501,3	Pas de changement	Moyenne	1501,3	A priori pas de changement	Moyenne	1501,3
<i>Surface d'habitat favorable dans le PE connecté au site</i>	connectivité évaluée comme un non discontinuité des milieux favorables	40		Moyenne	40		Moyenne	40
<i>Nombre de zones favorables connectées entre elles grâce au site</i>	Nombre de zones favorables à l'espèce cible connectés entre elles grâce à des éléments présents sur le site.	0		Moyenne	0		Moyenne	0
<i>Longueur d'éléments fragmentant (km)</i>		0		Moyenne	0		Moyenne	0
<i>Nombre d'observations de l'espèce</i>	observation des espèces en 2012 sur la commune de Séchilienne	1	Pas de changement	Faible	1	A priori pas de changement	Forte	1
Surface totale d'habitat favorable (ha)	Pelouses sèches, prairies mésophiles et végétation buissonnante	16,45	Plantation de quelques haies encore jeunes	Faible	16,47	Replantation de haies d'espèces indigènes après coupe des espèces exotiques	Moyenne	19,89
Nombre de patches d'habitat favorables (ha)		1		Faible	1		Moyenne	2
Surface d'habitat de reproduction favorable (ha)		16,45		Faible	16,47		Moyenne	19,89
Nombre de couples reproducteurs		?						
Surface de milieu ne générant PAS de perturbation		?						

Annexe 14 : Sorties graphiques des gains (effet des mesures compensatoires) aux NH et NSp sur le site de l'Île Falcon à CT et LT



INDICATEURS



Annexe 15 : Autres articles écrits durant la thèse.

Annexe 15-A : Bezombes L. Des mots pour le dire : l'équivalence écologique. *Espaces Naturels* n°57, p12.

des mots pour le dire



Par **Lucie Bezombes**,
doctorante en thèse CIFRE en partenariat
avec EDF R&D, IRSTEA Grenoble et le MNHN

L'équivalence écologique

On parle d'équivalence écologique dans le contexte de la séquence « Éviter, Réduire, Compenser ». Dans l'objectif de « non perte nette » [cf. *Espaces naturels* n°49], il est nécessaire de mesurer si les gains des mesures compensatoires sont équivalents aux pertes de biodiversité dues aux impacts. Plusieurs aspects sont à considérer pour ce faire. D'abord, les composantes de biodiversité à évaluer (espèces, écosystèmes, fonctions écologiques) doivent être identifiées, et des indicateurs (nombre d'espèces, surface de l'écosystème, nombre de couples d'oiseaux reproducteurs...) doivent être définis.

En France, dans le cadre des dérogations à la destruction d'espèce protégées, l'équivalence se mesure habituellement en termes d'enjeu de patrimonialité d'une ou plusieurs espèces cibles, combiné à la surface de leur habitat. L'équivalence dite en « like for like » – mêmes composantes de biodiversité compensées et impactées – est largement privilégiée en France, ce qui n'est pas le cas dans tous les pays (en Allemagne par exemple des méthodes d'évaluation existent pour déterminer l'équivalence entre différents milieux).

Ensuite, l'évaluation de l'équivalence devrait également prendre en compte l'insertion des sites dans leur territoire à l'aide d'indicateurs dédiés : contribution des sites aux continuités écologiques ou état de conservation des

populations locales et des habitats naturels. C'est la dimension spatiale de l'équivalence.

Enfin, évaluer l'équivalence implique de prendre en compte la dimension temporelle. En effet, les impacts sur la biodiversité peuvent être immédiats et permanents, alors que les mesures compensatoires nécessitent quelquefois un certain nombre d'années pour être effectives. Cela est d'autant plus vrai pour des écosystèmes complexes. Certains pays ont mis en place des systèmes de compensation par l'offre qui peuvent pallier ce problème en proposant des mesures de compensation anticipée.

La mesure de l'équivalence implique de tenir compte de différentes sources d'incertitudes, notamment celles liées à la capacité de prédiction. Il est particulièrement important de prendre en compte le risque que les gains réels puissent être inférieurs aux gains prédits (manque de connaissance des milieux, pertinence des techniques mises en œuvre...).

Des méthodes dites d'évaluation, ou de calcul, de l'équivalence intègrent ces paramètres. C'est par exemple le cas de la méthode australienne Habitat Hectare, ou UMAM en Floride. En France, aucune méthode n'est imposée par la réglementation mais des initiatives de bureaux d'étude, d'associations, et des projets de recherche permettent de faire avancer les réflexions sur ces thématiques. •

Annexe 15-B : Chapitre introductif d'un livre aux éditions Springer en préparation sur la stratégie de « No Net Loss » en Europe.

Version non définitive

2- Introduction of a European strategy on no net loss of biodiversity

Wolfgang Wende, Lucie Bezombes, Marie-Eve Reinert

Currently a broad and intensive discussion is being conducted within the EU and at the level of member states on how to achieve no net loss of biodiversity by the year 2020. This European discussion is embedded in a wider and at times controversial global debate on whether and how to implement new tools such as biodiversity offsets for managing impacts on biodiversity from economic development (ten Kate et al. 2004; Gordon et al. 2011; The Business and Biodiversity Offsets Programme/BBOP 2012a; Gardner et al. 2013; Quétier et al. 2014; Gordon et al. 2015; Maron 2015; Maron et al. 2015a; Vaissière and Levrel 2015; Darbi in prep.).

The EU Biodiversity Strategy 2020, published in 2011, is an attempt to implement a no net loss initiative. Specifically, its basic goal is “to halt the loss of biodiversity and the degradation of ecosystem services in the EU by 2020, and restoring them in so far as feasible”. Action 7 of Target 2 (aiming to restore and enhance ecosystems) of Strategy 2020 seeks to “ensure no net loss of biodiversity and ecosystem services”. This objective is relevant in the context of our book as sub-Action 7b, which specifies that “the Commission will carry out further work with a view to propose an initiative to ensure there is no net loss of ecosystems and their services by 2015 (e.g. through compensation or offsetting schemes)”. This initiative, is still being discussed within the EU (see Albrecht et al. 2014). In the following chapters, we examine the activities related to this initiative and discuss existing concepts, legislation and practices in several EU member states.

Several alternative models to achieve no net loss in biodiversity have been intensively discussed by the EU Commission and within individual EU member states (see Tucker et al. 2014 and follow-up studies). Much effort has already been expended on building a shared understanding of the issues and on reframing of existing environmental impact assessment and permitting processes in terms of delivering measurable biodiversity outcomes, such as no net loss of biodiversity. This requires that developers, project proponents and permitting authorities pay special attention to minimizing the impacts of their projects, and implement suitable offsets to compensate for those impacts with equivalent or comparable biodiversity gains elsewhere.

A key point in this discussion is that biodiversity offsetting is to be understood as a tool to achieve no net loss of biodiversity above and beyond existing environmental legislation such as the Habitats Appropriate Assessment requirements of the EU Flora Fauna Habitat Directive. Thus, it is to be applied beyond the scope of strictly protected nature conservation areas and even beyond the scope of endangered species of particular EU interest. Many stakeholders have expressed a wish that biodiversity offsets be applied first and foremost to manage impacts on 'normal' landscapes, not areas of outstanding conservation value. The latter, however, still suffer from some unavoidable impacts and there is scope to improve implementation of EU Directives to achieve no net loss, or even net gains for protected habitats and species.

There are many other issues raised by the no net loss objective, and before describing national approaches and experiences (in the following chapters), we first present below some key scientific and practical issues through a descriptions of key terms: 'mitigation hierarchy', 'biodiversity offsets / compensation', 'land use change, project orientation', 'biodiversity and ecosystem services', 'metrics', "ecological equivalency", 'additionality' and 'habitat banking'.

An *explanation* of basic terminology should not be understood as a rigorous *definition* of terms, as disagreements can arise on their technical interpretations, i.e. there can be divergences in the use of terminology within different member states or cultural contexts. Therefore, the descriptions of key terms given below are merely an aid to comprehend the general approach of no net loss of biodiversity and biodiversity offsetting.

Mitigation hierarchy

The concept of biodiversity offsetting follows a strict mitigation hierarchy (MH) when attempting to achieve no net loss of biodiversity. Within the EU's glossary on no net loss, mitigation hierarchy is defined as follows:

"Biodiversity offset/compensation schemes usually follow a three step mitigation hierarchy of:

Avoid or prevent negative impacts on the environment in general and biodiversity in particular;
Minimise and rehabilitate on-site effects of development if impacts cannot be avoided; and
Offset/compensation measures that are undertaken as a last resort (on or off-site) for the residual adverse impacts." (see Dickie et al. 2013)

Nearly all descriptions of the mitigation hierarchy include the three basic steps of avoidance, minimization and then offsets/compensation. Although this is applied as a general principle, the terminology varies considerably from one country to another (e.g. Jacob et al. 2016) and some definitions break the MH into more steps: both BBOP and the International Finance Corporation include a step titled 'restoration/rehabilitation' before offsets and distinguish between offsets and compensation as a last resort. A key principle is that offsets cannot provide a justification for proceeding with projects for which the residual impacts on biodiversity are unacceptable (e.g., loss of half the world's population of a protected species). This means that the avoidance options have to be considered seriously in harmful cases (Dickie et al. 2013) and that non-offsettable impacts should be defined (BBOP 2012a).

This illustrates the absolute priority of avoidance and minimization before impacts are remedied by means of biodiversity offset measures. Under the mitigation hierarchy, therefore, we must first strive for an actual avoidance and a natural rehabilitation, compensation/offset before turning to offset payments as a last resort (in some countries this last alternative is not even allowed).

Biodiversity offsets / compensation

The BBOP defines biodiversity offsets as "measurable conservation outcomes resulting from actions designed to compensate for significant residual adverse biodiversity impacts arising from project development after appropriate prevention and mitigation measures have been taken. The goal of biodiversity offsets is to achieve no net loss and preferably a net gain of biodiversity on the ground with respect to species composition, habitat structure and ecosystem function and people's use and cultural values associated with biodiversity" (Business and Biodiversity Offsets Programme 2007 and Chapter 3 in this book).

More generally, and in contrast to the BBOP definition of biodiversity offsets, compensation is a recompense for some loss or service which constitutes an equivalent replacement for the lack or variation of something else. It involves that something (such as money) is given or received as payment or reparation (as for a service or loss or injury). Specifically, in terms of biodiversity, compensation involves measures to recompense, make good or pay damages for the loss of biodiversity caused by a project or an environmental accident. In some languages and the concepts of member states (reflected in some sections of this book) 'compensation' is used synonymously with 'offset'. However, the BBOP makes a clear distinction between compensation and biodiversity offsets (see Dickie et al. 2013).

Regarding no net loss initiatives implemented by the EU, it is recommended that the BBOP definition is used: "BBOP's definition that draws a distinction between more general compensation that could include indirect measures such as awareness campaigns and financial payments, and offset mechanisms that have explicit NNL or net gain goals would seem appropriate" (Dickie et al. 2013).

Land use change, project orientation

The term *land use change* should be applied to all kinds of changes in land use resulting from plane, linear or punctual projects. The term is thus project-related, and any land use change significantly impacting biodiversity and ecosystem services should be subject to the no net loss principle. Many scientific and policy papers maintain that the application of no net loss principle should cover any impact on the environment or biodiversity with no exceptions made for agricultural, fishery and forestry usage (Aiama et al. 2015). All impacts should be considered insofar as they are significant in regard to nature and landscapes. Furthermore, no exceptions should be made for supposedly 'environmentally-friendly' projects, e.g. the production of regenerative energy such as wind turbines, as these can also have a significant impact on biodiversity (cf. Gartman et al. 2016).

Biodiversity and ecosystem services

While the approach of some member states is to focus purely on biodiversity (i.e. in majority biodiversity components subjects to protection such as plants, animals species and habitats considered particularly important for conservation mainly because they present a significant risk of extinction in the medium term (EEC) 1992, 2009), others consider biodiversity as well as ecosystem functions or services such as groundwater recharge services or other soil services (see Jacob et al. 2016 and Grunewald & Bastian 2015 for the incorporation of ecosystem services). A few even adopt the approach of considering landscape aesthetic qualities to achieve no net loss.

Metrics

Within the working group on biodiversity offsetting at EU Directorate-General Environment, the term metrics is explained as follows (Dickie et al. 2013): Metrics are a "set of unitary measurements of biodiversity lost, gained or exchanged. This varies from very basic measures such as area analysis, to sophisticated quantitative indices of multiple biodiversity components which may be variously weighted. These metrics are used in order to compare losses at the damaged site and gains at the compensation site and provide decision support to establish equivalence."

The aim of metrics is to support the decision-making process. Although metrics should be based on scientific and empirical evidence, they do not always assess the ecological state or functioning of a site or target biodiversity in a purely scientific manner (Bezombes et al. in press). Different approaches are developed in practice, involving rule-based models, more verbal descriptive or calculation models that adopt certain algorithms, depending on the resources available and the people involved. All of these approaches pursue the same aim of estimating the importance or value of some ecological feature that can be compared in a before-after biodiversity status assessment (see Dickie et al. 2013).

ICF International & IEEP (2014, 6) describe the aim of metrics as follows: “Offsets aim to ensure no net loss (or a net gain) of biodiversity and this should apply to all components of biodiversity importance that are significantly impacted. Therefore, to ensure this objective is achieved it is necessary to measure biodiversity losses from impacts (biodiversity debits) and the gains from offsets (biodiversity credits) in a practical and transparent way so that their equivalency can be compared.”

Ecological equivalence

For the BBOP “the term is synonymous with the concept of ‘like for like’ and refers to areas with highly comparable biodiversity components. This similarity can be observed in terms of species diversity, functional diversity and composition, ecological integrity or condition, landscape context (e.g., connectivity, landscape position, adjacent land uses or condition, patch size, etc.), and ecosystem services (including people’s use and cultural values)” (BBOP 2012b).

In a general way, ecological equivalence is reached between biodiversity losses and gains when they are considered equals in terms of the metrics used to assess them (see the metrics description). Implementing offset measures equivalent to impact is one of the key conditions for offsets to achieve no net loss. In this purpose, assessing equivalence should take into account some essential considerations (Bezombes et al. in press). First, careful attention should be given to the metrics chosen as surrogate for target biodiversity or ecosystem services. Also, equivalence assessment should integrate spatial considerations as the integration of impacted and compensatory sites landscape. According to the BBOP (2012c) “a biodiversity offset should be designed and implemented in a landscape context to achieve the expected measurable conservation outcomes”. As there are time lags between the event when impacts on biodiversity occur and the moment when offset measures become fully effective, equivalence assessment should also consider this delay in order to minimize interim losses. Finally, it is of great importance to take into account the lack of confirmed knowledge and hindsight when assessing equivalence and particularly the risk of failure when implementing offset measures (Curran et al. 2013).

Additionality

Biodiversity offsets should contribute to a new and additional outcome in nature conservation. The simple preservation of already natural valuable sites cannot lead to no net loss, and thus does not fully follow the principle of additionality. The BBOP gives a quite clear definition of additionality: “A biodiversity offset should achieve conservation outcomes above and beyond results that would have occurred if the offset had not taken place.”

McKenney and Kiesecker (2010) provide a similar explanation of additionality, referring to the need for a compensation or offset measure to provide a new contribution to conservation in

addition to any existing values, i.e. the conservation outcomes it delivers would not have otherwise occurred (see also Dickie et al. 2013). This is directly related to the question of whether or not to implement offset measures in already protected nature conservation areas. On the one hand, this can make sense as long as it actually creates a value added to the conservation results that would have occurred anyway due to the conservation management. On the other hand, and over the long-term, this approach can lead to an ever increasing division between 'valuable' landscapes where all nature conservation efforts are to be concentrated as against more impacted landscapes where biodiversity is undermined. Hence, the use of protected areas for implementing offsets is an option that should only be pursued if there is no other feasible way of implementing on-site and off-site measures within the ordinary landscape *and* if a real additionality is created (see also Maron et al. 2015b). Designing offset measures leading to additional outcomes implies to choose a baseline upon which to assess and measure additionality (see Dickie et al. 2013). Examples in the following chapters will help illustrate how such a baseline can be defined and fixed in practice.

Habitat banking

A study elaborated for the EU's DG Environment describes habitat banking as "a market where the credits from actions with beneficial biodiversity outcomes can be purchased to offset the debit from environmental damage. Credits can be produced in advance of, and without ex-ante links to, the debits they compensate for, and stored over time" (eftec, IEEP et al., 2010 quoted after Dickie et al. 2013).

Froger et al. (2015) state that the considerable lack of clarity regarding biodiversity and habitat banks as well as their institutional features and some other aspects have led to a number of misconceptions. The purpose of their article (Froger et al. 2015) is to clarify the concept of biodiversity and/or habitat banking and its effects. In some languages and member states' concepts (reflected in this book), the terms 'conservation banking', 'mitigation banking', 'bio banking' or even 'eco account' are used synonymously with 'habitat banking'. However 'habitat or conservation banking' seems to have established itself as the preferred terminology within the EU-wide discussion (see Dickie et al. 2013). These banks are considerably less developed in Europe compared to the USA (Committee on Mitigating Wetland Losses 2002 and Kozich, Halvorsen 2012) where the concept was born, but increasing experiments start to emerge in EU member states (e.g. France, Spain and others; see also van Teeffelen et al. 2014) and some countries already largely use habitat banking for biodiversity offset (Germany). The pictures show an experimentation of a French habitat bank in the Alps at Combe Madame conducted by the association IBCM (Combe Madame Biodiversity Initiative). Different types of offset measures are going to be implemented which will constitute different kind of biodiversity units: restauration of black goose habitat (already implemented partially in the sector on figure 2.2) and diversification of woodland by opening areas, edge creation and senescent trees conservation (expected to be implemented in the sector on figure 2.3).

Fig. 2.1 Alpine grassland in Combe Madame (photo: Bezombes)



Fig. 2.2 Restauration of black goose habitat already implemented partially in this sector of Combe Madame (photo Bezombes)

Fig. 2.3 Diversification of woodland by opening areas, edge creation and senescent trees conservation expected to be implemented in this sector of Combe madame (photo Bezombes)



Bibliographie des Annexes

- Andren H. (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 355-366.
- Aguejedad R. (2009). Etalement urbain et évaluation de son impact sur la biodiversité, de la reconstitution des trajectoires à la modélisation prospective. Application à une agglomération de taille moyenne: Rennes Métropole. In. Université Rennes 2.
- Aiama, D.; Edwards, S.; Bos, G.; Ekstrom, J.; Krueger, L.; Quétier, F.; Savy, C.; Semroc, B.; Sneary, M.; Bennun, L. (2015): No Net Loss and Net Positive Impact Approaches for Biodiversity: exploring the potential application of these approaches in the commercial agriculture and forestry sectors. International Union for Conservation of Nature.
- Albrecht, J.; Schumacher, J.; Wende, W. (2014): The German Impact-Mitigation Regulation - a Model for the EU's No-net-loss Strategy and Biodiversity Offsets? In: *Environmental Policy and Law* 44 (3), pp 317-325.
- Arroyo-Rodriguez V., Pineda E., Escobar F. & BENÍTEZ-MALVIDO J. (2009). Value of small patches in the conservation of plant-species diversity in highly fragmented rainforest. *Conservation Biology*, 23, 729-739.
- Beier P. & de Albuquerque F.S. (2015). Environmental diversity as a surrogate for species representation. *Conservation biology* : the journal of the Society for Conservation Biology, 29, 1401-10.
- Beier P. & Noss R.F. (1998). Do Habitat Corridors Provide Connectivity? *Conservation Biology*, 12, 1241-1252.
- Bender D.J., Contreras T.A. & Fahrig L. (1998). Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology*, 79, 517-533.
- Bezombes, L.; Gaucherand, S.; Kerbirou, C.; Reinert, M.-E.; Spiegelberger, T. (2017): Ecological equivalence assessment methods: what trade-offs between operationality, scientific basis and comprehensiveness? In: *Environmental Management*. Online first doi:10.1007/s00267-017-0877-5.
- Bruggeman D.J., Jones M.L., Lupi F. & Scribner K.T. (2005). Landscape Equivalency Analysis: Methodology for Estimating Spatially Explicit Biodiversity Credits. *Environmental Management*, 36, 518.
- Bunce R., Bogers M., Evans D., Halada L., Jongman R., Mucher C., Bauch B., de Blust G., Parr T. & Olsvig-Whittaker L. (2013). The significance of habitats as indicators of biodiversity and their links to species. *Ecological indicators*, 33, 19-25.
- Burrows L. (2014). Somerset Habitat Evaluation Procedure Methodology. Somerset County Council.
- Business and Biodiversity Offsets Programme (2007): BBOP Principles on Biodiversity Offsets. Last access on 30th of January 2017:
- Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) (2012a): Resource Paper: Limits to What Can Be Offset. Business and Biodiversity Offsets Programme. Washington, D.C.
- Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) (2012b): Glossary. BBOP, Washington, D.C. 2nd updated edition.
- Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) (2012c): Resource Paper: No Net Loss and Loss-Gain Calculations in Biodiversity Offsets. BBOP, Washington, D.C.
- Butchart S., Stattersfield A., Baillie J., Bennun L., Stuart S., Akçakaya H., Hilton-Taylor C. & Mace G. (2005). Using Red List Indices to measure progress towards the 2010 target and beyond. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 360, 255-268.
- Butchart S.H., Akçakaya H.R., Chanson J., Baillie J.E., Collen B., Quader S., Turner W.R., Amin R., Stuart S.N. & Hilton-Taylor C. (2007). Improvements to the red list index. *PLoS One*, 2, e140.
- California Wetlands Monitoring Workgroup (CWMW) (2013). California Rapid Assessment Method (CRAM) for Wetlands Version 6.1. 67.
- Caro T. (2010). Conservation by proxy: indicator, umbrella, keystone, flagship, and other surrogate species. Island Press.
- Cateau E., Larrieu L., Vallauri D., Savoie J.-M., Tourout J. & Brustel H. (2015). Ancienneté et maturité: deux qualités complémentaires d'un écosystème forestier. *Comptes Rendus Biologies*, 338, 58-73.
- Chatterjee S., Hadi A. & Price B. (2000). Regression Analysis by Example, John Wiley & Sons, New York. In. MATH.
- Commissariat Général du Développement Durable (CGDD) (2011). Taux d'actualisation et politiques environnementales - un point sur le débat. Collection « Études et documents » du Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD).
- Committee on Mitigating Wetland Losses (2002): Compensating for Wetland Losses under the Clean Water Act. National Academy Press, Washington DC.
- Concepción E.D., Moretti M., Altermatt F., Nobis M.P. & Obrist M.K. (2015). Impacts of urbanisation on biodiversity: the role of species mobility, degree of specialisation and spatial scale. *Oikos*, 124, 1571-1582.
- Curran, M.; Hellweg, S.; Beck, J. (2013): Is there any empirical support for biodiversity offset policy? In: *Ecological*

- Applications 24, 617-632.
- Darbi, M. (in prep.): Biodiversity offsets between regulation and voluntary commitment. Springer Publishing House. Dissertation. Technische Universität Dresden, Germany.
- Darbi M. & Tausch C. (2010). Loss-Gain calculations in German Impact Mitigation Regulation. Occasional paper contributed to BBOP.
- Delzons O., Gourdain P., Siblet J.-P., Touroult J., Herard K. & Poncet L. (2013). LIQE: Un indicateur de biodiversité multi-usages pour les sites aménagés ou à aménager. *Revue d'écologie*, 68, 105-119.
- Department for Environment Food & Rural Affairs (DREFA) (2013). Biodiversity offsetting in England green paper.
- Department for Environment Food & Rural Affairs D. (2012). Biodiversity Offsetting Pilots Technical Paper the metric for the biodiversity offsetting pilot in England. Department for Environment Food & Rural Affairs (DREFA), London.
- Department of Environment Climate Change and Water N. (2009). The science behind BioBanking. Department of Environment, Climate Change and Water NSW, Sydney.
- Devictor V., Clavel J., Julliard R., Lavergne S., Mouillot D., Thuiller W., Venail P., Villeger S. & Mouquet N. (2010). Defining and measuring ecological specialization. *Journal of Applied Ecology*, 47, 15-25.
- Devictor V., Godet L., Julliard R., Couvet D. & Jiguet F. (2007). Can common species benefit from protected areas? *Biological Conservation*, 139, 29-36.
- Dickie, I., Mesquite, S., Morandea, D., Stoeckel, M.-E., Weaver, J., Wende, W. (2013): Glossary Working Group on No Net Loss of Ecosystems and their Services. European Commission, DG Environment.
- Duguet R., Melki F. & Association A. (2003). Les Amphibiens de France, Belgique et Luxembourg. Biotope.
- European Environment Commission (EEC) (1992). Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal of the European Union*, 206, 7-50.
- European Environment Commission (EEC) (2009). Directive 2009/147/EC of the European Parliament and of the Council of 30 November 2009 on the conservation of wild birds on the conservation of wild birds (codified version). *Official Journal L20*, 7-25.
- Fahrig L. (2001). How much habitat is enough? *Biological Conservation*, 100, 65-74.
- Fahrig L. (2002). Effect of Habitat Fragmentation on the Extinction Threshold: A Synthesis. *Ecological Applications*, 12, 346-353.
- Fahrig L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 34, 487-515.
- Freckleton R.P. (2002). On the misuse of residuals in ecology: regression of residuals vs. multiple regression. *Journal of Animal Ecology*, 71, 542-545.
- Froger, G.; Ménard, S.; Méral, P. (2015): Towards a comparative and critical analysis of biodiversity banks. In: *Ecosystem Services*, vol. 15, pp. 152-161.
- Gao T., Nielsen A.B. & Hedblom M. (2015). Reviewing the strength of evidence of biodiversity indicators for forest ecosystems in Europe. *Ecological Indicators*, 57, 420-434.
- Gardner, T.-A.; von Hase, A.; Brownlie, S.; Ekstrom, J.-M.-M.; Pilgrim, J.-D.; Savy, C.-D.; Stephens, R.-T.-T.; Treweek, J.; Ussher, G.-T.; Ward, G.; Ten Kate, K. (2013) Biodiversity offsets and the challenge of achieving no net loss. *Conservation Biology*, vol. 27 (6), pp. 1254-1264.
- Gartman, V.; Bulling, L.; Dahmen, M.; Geißler, G.; Köppel, J. (2016): Mitigation Measures for Wildlife in Wind Energy Development, Consolidating the State of Knowledge — Part 1: Planning and Siting, Construction. In: *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, vol. 18, no. 3, 45 pages. DOI: 10.1142/S1464333216500137.
- Gayet G., Baptist F., Baraille L., Caessteker P., Clément J.C., Gaillard J., Gaucherand S., Isselin-Nondedeu F., Poinso C. & Quétier F. (2016). Méthode nationale d'évaluation des fonctions des zones humides. Fondements théoriques, scientifiques et techniques. Onema, MNHN, 310.
- Gibbons P., Briggs S.V., Ayers D., Seddon J., Doyle S., Cosier P., McElhinny C., Pelly V. & Roberts K. (2009). An operational method to assess impacts of land clearing on terrestrial biodiversity. *Ecological Indicators*, 9, 26-40.
- Gido K.B., Dodds W.K. & Eberle M.E. (2010). Retrospective analysis of fish community change during a half-century of landuse and streamflow changes. *Journal of the North American Benthological Society*, 29, 970-987.
- Giordani P., Brunialti G. & Alleleo D. (2002). Effects of atmospheric pollution on lichen biodiversity (LB) in a Mediterranean region (Liguria, northwest Italy). *Environmental Pollution*, 118, 53-64.
- Gordon, A.; Langford, W.-T.; Todd, J.-A.; White, M.-D.; Mullerworth, D.-W.; Bekessy, S.-A. (2011) Assessing the impacts of biodiversity offset policies. In: *Environmental Modelling & Software*, vol. 26, pp. 1481-1488.
- Gordon, A.; Bull, J.-W.; Wilcox, C.; Maron, M. (2015): Forum - Perverse incentives risk undermining biodiversity offset policies. In: *Journal of Applied Ecology*. doi: 10.1111/1365-2664.12398
- Gros R. (2004). Fonctionnement et qualité des sols soumis à des perturbations physiques et chimiques d'origine anthropique : réponses du sol, de la flore et de la microflore bactérienne tellurique. Thèse - Centre Interdisciplinaire Scientifique de la Montagne - Université de Savoie., 243 p.
- Grunewald, K.; Bastian, O. (Eds. 2015): *Ecosystem Services – Concept, Methods and Case Studies*. Berlin, Heidelberg: Springer.
- Hautier Y., Niklaus P.A. & Hector A. (2009). Competition for Light Causes Plant Biodiversity Loss After Eutrophication. *Science*, 324, 636-638.

- Heiberger R.M. & Holland B. (2015). *Statistical analysis and data display: an intermediate course with examples in R*. Springer.
- Hillebrand H., Bennett D.M. & Cadotte M.W. (2008). Consequences of dominance: a review of evenness effects on local and regional ecosystem processes. *Ecology*, 89, 1510-1520.
- Hill J., Thomas C. & Lewis O. (1996). Effects of habitat patch size and isolation on dispersal by *Hesperia comma* butterflies: implications for metapopulation structure. *Journal of animal ecology*, 725-735.
- HOUARD X., JAULIN S., DUPONT P. & MERLET F. (2012). Définition des listes d'insectes pour la cohérence nationale de la TVB – Odonates, Orthoptères et Rhopalocères. *Opie*, 29 pp. + 71 pp. d'annexes.
- ICF International & IEEP (2014): Study on specific design elements of biodiversity offsets: Biodiversity metrics and mechanisms for securing long term conservation benefits. DG ENVIRONMENT: ENV.B.2/ETU/2013/0060r. Final Report. Last access on 27th of January 2017:
- Jacob, C.; Pioch, S.; Thorin, S. (2016): The effectiveness of the mitigation hierarchy in environmental impact studies on marine ecosystems: A case study in France. In: *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 60, pp. 83-98.
- Jacob, C.; Vaissiere, A.-C.; Bas, A.; Calvet, C. (2016): Investigating the inclusion of ecosystem services in biodiversity offsetting. In: *Ecosystem Services*, vol. 21, pp. 92-102.
- Joly P., Miaud C., Lehmann A. & Grolet O. (2001). Habitat matrix effects on pond occupancy in newts. *Conservation Biology*, 239-248.
- Kozich, A.-T.; Halvorsen, K.-E. (2012): Compliance with Wetland Mitigation Standards in the Upper Peninsula of Michigan, USA. In: *Environmental Management*, vol. 50, pp. 97-105.
- Langanke T., Rossner G., Vrs B., Lang S. & Mitchley J. (2005). Selection and application of spatial indicators for nature conservation at different institutional levels. *Journal for Nature Conservation*, 13, 101-114.
- Lassaue A., Paillet Y., Jactel H. & Bouget C. (2011). Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators*, 11, 1027-1039.
- Le Viol I., Jiguet F., Brotons L., Herrando S., Lindström Å., Pearce-Higgins J.W., Reif J., Van Turnhout C. & Devictor V. (2012). More and more generalists: two decades of changes in the European avifauna. *Biology letters*, 8, 780-782.
- Lorrillière R., Le Viol I., Sordello R., Touroult J. & Billon L. (2015). L'indice de dispersion moyen des communautés. Un possible outil d'évaluation de l'efficacité de la politique Trame verte et bleue ? Rapport MNHN-SPN/CESCO, 24 pages.
- Maciejewski L. (2006). État de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire, Evaluation à l'échelle du site Natura 2000, Version 2. Tome 2 : Guide d'application. Mars 2016. Rapport SPN 2016-75, Service du patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris., 62 p.
- Maciejewski L. (2012). État de conservation des habitats agropastoraux d'intérêt communautaire. Méthode d'évaluation à l'échelle d'un site. Rapport d'étude. Version, 2012-21.
- Magurran A.E. (2005). Biological diversity. *Current Biology*, 15, R116-R118.
- Maron, M. (2015): Stop misuse of biodiversity offsets. In: *Nature*. No. 523, pp 401-403.
- Maron, M.; Bull, J.-W.; Evans; M.-C.; Gordon, A. (2015a): Locking in loss: Baselines of decline in Australian biodiversity offset policies. In: *Biological Conservation*, vol. 192, pp. 504-512.
- Maron, M.; Gordon, A.; Mackey, B.-G.; Possingham, H.-P.; Watson, J.-E.-M. (2015b): Interactions Between Biodiversity Offsets and Protected Area Commitments: Avoiding Perverse Outcomes. In: *Conservation Letters*, pp. 1-6 doi: 10.1111/conl.12222
- McKenney, B. A. and Kiesecker, J. M. (2010); Policy development for biodiversity offsets: A review of offset frameworks. *Environmental Management*, vol. 45, (1) pp. 165-176.
- McLaughlin A. & Mineau P. (1995). The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 55, 201-212.
- Minns C.K., Moore J.E., Stoneman M. & Cudmore-Vokey B. (2001). Defensible Methods Of Assessing Fish Habitat: Lacustrine Habitats In The Great Lakes Basin - Conceptual Basis And Approach Using A Habitat Suitability Matrix (HSM) Method. *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2559.
- Müller J. & Büttler R. (2010). A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research*, 129, 981-992.
- New T.R. (1997). Are Lepidoptera an effective 'umbrella group' for biodiversity conservation? *Journal of Insect Conservation*, 1, 5-12.
- NOAA (1995). Habitat equivalency analysis: An overview. . Prepared by the damage assessment and restoration program, March 21st 1995. Revised October 4th 2000. NOAA, Washington, D.C., USA.
- NOAA (1997). Scaling compensatory restoration action: Guidance document for natural resource damage assessment under the Oil Pollution Act of 1990. Damage Assessment and Restoration Program. NOAA, Washington, D.C., USA.
- Parkes D., Newell G. & Cheal D. (2003). Assessing the quality of native vegetation: The 'habitat hectares' approach. *Ecological Management & Restoration*, 4, S29-S38.
- Potts S.G., Biesmeijer J.C., Kremen C., Neumann P., Schweiger O. & Kunin W.E. (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in ecology & evolution*, 25, 345-353.

- Quétier F., Moura C., Menut T., Boulnois R. & Rufay X. (2015). La compensation écologique fonctionnelle : innover pour mieux traiter les impacts résiduels des projets d'aménagements sur la biodiversité. *Sciences, Eaux et Territoires*, 17, 24-29.
- 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. In: *Environmental Science Policy*, vol. 38, pp. 120-131.
- Regnery B., Couvet D., Kubarek L., Julien J.-F. & Kerbiriou C. (2013). Tree microhabitats as indicators of bird and bat communities in Mediterranean forests. *Ecological Indicators*, 34, 221-230.
- Rudisser J., Tasser E., Peham T., Meyer E. & Tappeiner U. (2015). The dark side of biodiversity: Spatial application of the biological soil quality indicator (BSQ). *Ecological Indicators*, 53, 240-246.
- Sasaki T., Furukawa T., Iwasaki Y., Seto M. & Mori A.S. (2015). Perspectives for ecosystem management based on ecosystem resilience and ecological thresholds against multiple and stochastic disturbances. *Ecological Indicators*, 57, 395-408.
- Saunders D.A., Hobbs R.J. & Margules C.R. (1991). Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology*, 5, 18-32.
- Siddig A.A.H., Ellison A.M., Ochs A., Villar-Leeman C. & Lau M.K. (2016). How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in *Ecological Indicators*. *Ecological Indicators*, 60, 223-230.
- SORDELLO R., COMOLET-TIRMAN J., DE MASSARY J.C., DUPONT P., HAFFNER P., ROGEON G., SIBLET J.P., TOUROULT J. & TROUVILLIEZ J. (2011). Trame verte et bleue – Critères nationaux de cohérence – Contribution à la définition du critère sur les espèces. Rapport MNHN-SPN, 57 pages.
- State of Florida (2004). F-DEP UMAM Chapter 62–345.
- Szaro R., Bytnerowicz A. & Oszlanyi J. (2002). Effects of air pollution on forest health and biodiversity in forests of the Carpathian Mountains: An overview. In: *Effects of Air Pollution on Forest Health and Biodiversity in Forests of the Carpathian Mountains* (eds. Szaro RC, Bytnerowicz A & Oszlanyi J), pp. 3-12.
- ten Kate, K.; Bishop, J.; Bayon, R. (2004) Biodiversity offsets: Views, experience, and the business case. IUCN and Insight Investment, Gland, Switzerland and London.
- Thomas C.D. & Gillingham P.K. (2015). The performance of protected areas for biodiversity under climate change. *Biological Journal of the Linnean Society*, 115, 718-730.
- Tucker, G., Allen, B.; Conway, M., Dickie, I., Hart, K., Rayment, M., Schulp, C., van Teeffelen, A. (2014): Policy Options for an EU No Net Loss Initiative. Report to the European Commission. Institute for European Environmental Policy, London. Last access on 23rd of June 2016:
- US Fish and Wildlife Service (USFWS) (1980). Habitat Evaluation Procedure.
- Vaissière; A.-C.; Levrel, H. (2015): Biodiversity offset markets: What are they really? An empirical approach to wetland mitigation banking. In: *Ecological Economics*, vol. 110, pp. 81-88.
- Van Teeffelen, A.-J.-A.; Opdam, P.; Wätzold, F.; Hartig, F.; Johst, K.; Drechsler, M.; Vos, C.-C.; Wissel, S.; Quétier, F. (2014): Ecological and economic conditions and associated institutional challenges for conservation banking in dynamic landscapes. In: *Landscape and Urban Planning*, vol. 130, pp. 64-72.
- Vilà M., Espinar J.L., Hejda M., Hulme P.E., Jarošík V., Maron J.L., Pergl J., Schaffner U., Sun Y. & Pyšek P. (2011). Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecol Lett*, 14, 702-708.
- Yachi S. & Loreau M. (1999). Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96, 1463-1468.



Muséum
national
d'Histoire
naturelle



Résumé / Abstract

Face à l'érosion mondiale de la biodiversité causée par les activités humaines, la compensation écologique, et plus largement la séquence « Éviter Réduire Compenser » (ERC), s'est développée depuis les années 1970, avec l'ambition de concilier développement au niveau des projets d'aménagement et préservation de la biodiversité. L'objectif de cette séquence est d'atteindre « zéro perte nette » (*No net Loss*, NNL) de biodiversité. Un des enjeux clé pour y arriver consiste à démontrer l'équivalence écologique entre les gains apportés par la compensation et les pertes occasionnées par les impacts. Malgré les avancées réglementaires, le cadre français n'inclut pas de méthode à suivre pour déterminer l'équivalence et aucune n'est unanimement reconnue. Cela amène à des pratiques hétérogènes et une difficulté d'atteindre le NNL. Dans ce contexte, ces travaux de thèse visent à développer un cadre méthodologique standardisé (CMS) d'évaluation de l'équivalence, combinant à la fois opérationnalité, bases scientifiques et exhaustivité (prise en compte des quatre dimensions de l'équivalence : écologique, spatiale, temporelle et les incertitudes). Dans un premier temps, 13 méthodes utilisées à l'étranger sont analysées afin d'identifier des éléments structurant pour le développement du CMS adapté au contexte français. La construction du CMS est décomposée en trois étapes. La première consiste à sélectionner un lot organisé d'indicateurs sur lesquels baser l'évaluation de l'équivalence, permettant de répondre aux exigences réglementaires et reflétant la complexité de la biodiversité : évaluation à deux échelles spatiales (sur le site et dans un périmètre élargi) et à trois niveaux d'enjeu (général, habitat ou espèce). La deuxième étape porte sur la prédiction de l'évolution dans le temps des valeurs initiales des indicateurs, sous l'effet des impacts et de la compensation, en prenant en compte les incertitudes associées. La troisième étape conduit à la détermination de règles de calcul des pertes et des gains aboutissant à l'évaluation globale de l'équivalence. Le CMS ainsi construit est ensuite testé sur deux sites d'étude afin d'en démontrer la plus-value et d'en éprouver les limites. Des perspectives d'amélioration du CMS, et plus largement de l'évaluation de l'équivalence sont dégagées. En dernier lieu, l'ensemble de ces éléments nous permettent de questionner l'efficacité de la compensation écologique pour lutter contre l'érosion de la biodiversité.

In light of the global erosion of biodiversity caused by human activities, biodiversity offsets and, more broadly the Mitigation Hierarchy, are increasingly used since the 1970s, with the ambition of reconciling economic development and biodiversity conservation. Its objective is to achieve "No Net Loss" (NNL) of biodiversity. One of the key issues to achieve this goal is to demonstrate ecological equivalence between the gains from offsets and the losses caused by impacts. Despite regulatory improvements, the French law does not include a method for assessing equivalence, and no method is unanimously recognized. This leads to heterogeneous practices and difficulties in reaching the NNL objective. In this context, this thesis aims to develop a standardized methodological framework (SMF) for assessing equivalence, which combines operationality, scientific basis and comprehensiveness (taking into account the four dimensions of equivalence: ecological, spatial, temporal and uncertainties). First, 13 methods used abroad are analysed in order to identify structural elements for the development of a SMF adapted to the French context. The construction is decomposed into three steps. The first consists in selecting an organized set of indicators, on which equivalence assessment should be based in order to meet legislative requirements and reflect the complexity of biodiversity. The assessment is to be done at two spatial scales (on-site and within an expanded perimeter) and at three levels reflecting general or specific issues (habitat or species). The second step regards the prediction of the values of the indicators over time, consequently to the impacts and offsets, taking into account the implied uncertainties. The third step leads us to establish rules for calculating losses and gains, as well as for the overall assessment of equivalence. Finally, this SMF is tested on two study sites in order to demonstrate the added value and to identify its limits. Prospects for improving the SMF, and more broadly the evaluation of equivalence, are then suggested. Finally, all these elements make it possible to question the effectiveness of offsets in order to tackle biodiversity erosion.