



Université d'Oran

Faculté des sciences économiques, des sciences de gestion et des sciences commerciales

THÈSE

Pour L'obtention du diplôme de doctorat ès- sciences

En sciences économiques

**ECONOMIE ENVIRONNEMENTALE,
APPLICABILITE DES COMPENSATIONS DANS
LA PRATIQUE DU PROJET D'AMENAGEMENT**

Présentée par : **Yahia HELMAOUI**

Directeur de thèse: Pr **REGUIEG ISSAAD Driss**

Président du jury: Mr. **SALEM Abdelaziz**

Professeur (Université d'Oran)

Rapporteur : Mr. **REGUIEG ISSAAD Driss**

Professeur (Université d'Oran)

Examineur : Mr. **GHENAIM Abdallah**

Professeur (INSA de Strasbourg)

Examineur : Mr. **FEKIH Abdelhamid**

(Maitre de conférence « A » Université d'Oran)

Examineur: Mr. **BELMMOKADEM Mustapha**

Professeur (Université de Tlemcen)

Examineur : Mr. **AMRANI Abdenour Kamar**

Professeur (Université de SBA)

Soutenue publiquement 2013 -2014

Faculté des sciences économiques et des sciences de gestion et des sciences commerciales d'Oran

Sommaire

Introduction	6
Première partie	17
I - État de l'art des méthodes d'évaluation économiques	17
Chapitre 1	19
1 Les méthodes d'évaluation traditionnelles	19
1.1 Les méthodes d'évaluation par préférences révélées	19
1.1.1 La méthode des prix hédonistes	20
1.1.2 La méthode des coûts de transport	23
1.2 Les méthodes d'évaluation par préférences déclarées	26
1.2.1 La méthode d'évaluation contingente	27
1.2.2 Les méthodes d'analyse conjointe	31
1.3 Conclusion sur les méthodes d'évaluation traditionnelles	39
Chapitre 2	40
2 - Évaluation des écosystèmes et de la biodiversité	40
2.1 Les fondements macroéconomiques	41
2.1.1 L'évaluation des écosystèmes et de la biodiversité à l'échelle mondiale	42
2.1.2 Le transfert de bénéfices	49
2.1.3 La compensation en (ALGERIE)	53
2.2 Le Mitigation Banking	60
2.2.1 Le fonctionnement du banking	63
2.2.2 La procédure d'évaluation	68
2.2.3 Les avantages et les inconvénients du banking	78

2.3 Les mécanismes de marché en Europe	85
2.4 Conclusion sur l'évaluation des écosystèmes et de la biodiversité	90
Deuxième partie	92
Adaptation de la méthode Habitat Evaluation Procédure : cas d'étude	92
Chapitre 3	95
3 - Présentation du terrain d'étude	95
3.1 La Sebkhha basin étudié	97
3.2 Le bassin hydrographique via Sebkhha	97
3.3 Localisation et description, bon lieu d'Oran via la zone pilote	98
Chapitre 4	102
4 - La méthode HEP "adaptée"	102
4.1 L'impact environnemental net du projet	103
4.1.1 Les limite de l'étude	104
4.1.2 Les conditions de base en termes d'unités d'habitat	114
4.1.3 Les conditions futures en termes d'unités d'habitat	126
4.2 Les mesures compensatoires "idéales"	133
4.2.1 Identification des pertes à compenser	135
4.2.2 L'identification des espèces cibles et objectifs de compensation	136
4.2.3 La sélection d'une zone de compensation candidate	137
4.2.4 Les unités d'habitat de la zone de compensation hors intervention	138
4.2.5 La sélection des actions de gestion alternatives	139
4.2.6 Les unités d'habitat de la zone de compensation après intervention	143
4.2.7 L'estimation de la taille appropriée des mesures de compensation "idéales"	148

4.3 Conclusion sur la méthode HEP "adaptée"	151
Chapitre 4	153
5 - La méthode d'estimation du coût environnemental	153
5.1 Le coût environnemental du projet	154
5.1.1 La répartition des milieux et le détail des interventions	154
5.1.2 Le calcul du coût de l'intervention	157
5.2 Discussion des valeurs obtenues	159
5.3 Conclusion sur la méthode d'estimation du coût environnemental	161
Conclusion générale	166
Annexes	166
A- Les programmes d'étude, bases de données et classification américaines	167
B- Les programmes d'étude, bases de données et classification européennes	174
C- La base de données locale (BD-OCO)	179
D- La classification des couvertures terrestres présentes sur la zone pilote	183
E- Les inventaires faunistiques et floristiques	188
F- Les liens espèces - milieux	192
G- Les liens espèces - services	198
H- Les schémas illustrant les liens "milieux - espèces" puis "espèces -services"	207
I- Les calculs détaillés des unités d'habitat cumulées pour chaque espèce cible	212
Liste des sigles	216
Références bibliographiques	218

Remerciements

Je tiens à exprimer toute ma reconnaissance à Monsieur : Pr REGUIEG ISSAD DRISS pour avoir accepté d'encadrer cette thèse : ses conseils, sa disponibilité, son soutien et sa gentillesse ont été indispensables au bon déroulement de ce travail.

Je remercie également Monsieur : Pr GHENAIM ABDELLAH, (INSA Strasbourg) qui a toujours témoigné un intérêt stimulant pour mes recherches, et a pris, sans oublier Monsieur : Pr JEAN BERNARD POULET, (Université de Strasbourg) pour ses conseils Précieux.

Je souhaiterais également exprimer ma gratitude à Messieurs : Pr SALEM Abdelaziz (Université d'Oran), au Pr AMRANI Abdenour Kamar (Université de Sidi Belabés) Qui me font l'honneur d'être examinateurs de cette thèse.

Mes remerciements vont également à Monsieur : HELMAOUI MUSTAPHA (maitre de Conférences à l'USTO) sans oublier Monsieur : BOUZIT MOHAMMED (Pr à l'USTO) Pour leur apport scientifique concernant la zone aquatique.

Ma reconnaissance va aussi à toutes les personnes qui m'ont aidé aussi bien dans L'élaboration du questionnaire d'enquêtes que dans leur traitement statistique :

Un grand merci également

Je remercie également tous les membres du Laboratoire d'Economie

Enfin, je tiens à dire merci à ma mère et ma femme, ainsi que mes deux filles : AYA et DOHA , qui m'ont soutenue tout au long de ces années et m'ont aidé à garder le moral et la motivation.

Introduction

Les enjeux environnementaux du XXI^e siècle

Après avoir été fortement controversée, la réalité du réchauffement climatique fait à présent l'objet d'un consensus auprès des scientifiques. Ainsi, si l'on s'en réfère à la déclaration commune des académies des sciences des pays du G8 associées à celles du Brésil, de la Chine et de l'Inde datée du 8 juin 2005 : "Il y aura toujours des incertitudes dans la compréhension d'un système aussi complexe que le climat à l'échelle mondiale. Toutefois, il est pratiquement sûr qu'un réchauffement global s'installe actuellement".

La progression de ce phénomène est étudiée par le Groupe Intergouvernemental sur l'Évolution du climat (GIEC)¹ [71]. Dans son rapport (GIEC, 2001), ce dernier confirme, d'une part, un réchauffement global de la planète de + 0,6°C depuis 1990, issu de l'intensification des activités humaines qui, depuis 1850, ont engendré une hausse drastique des émissions de gaz à effet de serre. D'autre part, le GIEC estime que la moyenne globale des températures de surface continuera à augmenter pour se situer en 2100 dans une fourchette comprise entre + 1,4°C et + 5,8°C au-dessus des niveaux de 1990. Aussi le réchauffement climatique constitue-t-il un problème majeur qui a longtemps focalisé l'attention des scientifiques comme des gouvernements. Cependant, d'autres pressions environnementales soulèvent aujourd'hui l'inquiétude des scientifiques. C'est le cas notamment des atteintes causées à la biodiversité et aux écosystèmes désormais jugées tout aussi cruciales que les risques associés au réchauffement mondial.

¹Les sigles, indiqués entre crochets, sont rappelés dans la liste des sigles à la fin du document.

Dans son rapport, le Conseil d'Analyse Stratégique (CAS, 2008) [35] indique que la biodiversité est menacée à toutes les échelles². Les facteurs d'érosion de la biodiversité reconnus sont multiples : la surexploitation, les pollutions, la fragmentation et la déstructuration des habitats par l'extension urbaine et les infrastructures, les espèces invasives ou encore le changement climatique. Au sommet de Johannesburg, en 2002, dix ans après la signature de la Convention sur la biodiversité à Rio, la communauté internationale s'est fixée comme objectif de freiner significativement l'érosion de la biodiversité d'ici à 2010. Aussi, l'Union Européenne [UE] a adopté un objectif plus contraignant : stopper cette érosion à ce même horizon. L'Algérie, qui dispose d'un Espace d'une richesse écologique particulière (03 des 25 hots spots³ mondiaux terrestres et 4 des 14 hots spots marins), s'est dotée en 2005 d'une stratégie nationale pour la biodiversité. Le Grenelle de l'environnement peut en effet venir confirmer une tendance croissante à la prise en compte de la biodiversité dans le domaine économique et juridique.

Le Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005), évaluation des écosystèmes pour le millénaire conduite entre 2001 et 2005, avait pour objectif d'évaluer les conséquences de l'évolution des écosystèmes⁴. Sur le bien-être de l'homme ainsi que d'établir la base scientifique des actions requises pour un renforcement de la conservation des écosystèmes, de leur exploitation durable et de leur contribution au bien-être humain. L'accent y est mis notamment sur les liens existant entre les écosystèmes et le bien-être humain et plus particulièrement sur les "services d'origine éco systémique". Le cadre conceptuel du MEA, appelé Impact Pathway postule en effet que les Hommes sont partie intégrante des écosystèmes et qu'il existe une interaction dynamique entre ces hommes et d'autres éléments de ces écosystèmes.

Les services que procurent les écosystèmes correspondent aux bénéfices que peuvent en retirer les humains. Ils comprennent des services de prélèvement (nourriture, eau, bois, fibre), des services de régulation (climat, inondations, maladies, déchets), des services culturels (bénéfices récréatifs, esthétiques, spirituels), et des services d'auto-entretien (formation des sols, photosynthèse, cycle des nitrates).

²Les espèces s'éteignent à un rythme 100 fois supérieur au taux naturel moyen.

³Zones très riches en biodiversité et très menacées.

⁴Un écosystème y est défini comme un complexe dynamique composé de plantes, d'animaux, de micro-organismes et de la nature morte environnante agissant en interaction en tant qu'unité fonctionnelle.

Les questions soulevées par le MEA comprennent des interrogations relatives aux tendances évolutives des services écosystémiques et à leur impact sur le bien-être, aux méthodes à employer pour assurer la conservation des écosystèmes ainsi qu'aux incertitudes majeures minant les prises de décisions pour une gestion efficace des écosystèmes. Une des questions essentielles concerne les outils méthodologiques : quels outils méthodologiques sont à même de renforcer la capacité d'évaluation des écosystèmes, celle des services qu'ils procurent et de leur impact sur le bien-être humain, de manière à les intégrer aux processus décisionnels ?

Le MEA considère qu'une gestion durable des écosystèmes comprendrait notamment une utilisation accrue des instruments économiques et des approches basées sur les règles du marché ("réponse économique"), la restauration des écosystèmes ("réponse technologique") et l'incorporation des valeurs non-marchandes des écosystèmes et des services qu'ils procurent dans les prises de décisions en matière de gestion ("réponse par la connaissance").

En d'autres termes, comment pouvons-nous évaluer ou mesurer correctement ces services écosystémiques ? Les décisions de gestion des ressources étant gouvernées principalement par des considérations de coûts et bénéfices monétaires découlant des alternatives de politique, les bénéfices issus de biens et services écosystémiques non commercialisés sont souvent perdus ou détériorés. Ces avantages non commercialisés sont pourtant souvent tout aussi essentiels et présentent même parfois plus de valeur que ceux échangés sur les marchés.

En conséquence, les décisions de gestion portant sur les écosystèmes peuvent être améliorées à condition d'être éclairées par l'ensemble de la valeur économique des options de gestion alternatives, c'est-à-dire en intégrant tous les bénéfices générés par les services écosystémiques, même ceux non échangés sur les marchés. Pour les spécialistes ayant participé au rapport Landau en 2007 [92], l'identification et le recensement des services rendus par la biodiversité peuvent effectivement ouvrir la voie à un statut économique de la biodiversité ainsi qu'à la mise en œuvre d'outils visant à garantir sa prise en compte. Toutefois, compte tenu des difficultés à définir les conséquences d'une atteinte portée à la biodiversité, les

auteurs considèrent qu'il est actuellement impossible de se référer à une méthode systématique qui permettrait de les chiffrer.

Un autre problème qui se pose est que, bien souvent, les actions visant à augmenter l'approvisionnement d'un service éco systémique provoquent la dégradation d'autres services. Notre cas d'étude portant sur un projet d'aménagement de la sebkha afin d'arriver au remplissage de la zone, et ainsi faire naître une cote d'eau saumâtre de 100 hectares, soit par creusées ou forages de puits avec installations d'un système de pompage travaillant en photovoltaïque à énergie basique (énergie renouvelable), fonctionnant en circuit fermé de telle manière à submerger le grand bassin, des sources de la nappe phréatiques (l'eau s'y est trouve à 3 mètres de creusées) présentes du dit lac, et de ce fait donner naissance à une zone touristique permettant d'épanouir la localité en double options, à savoir :

1 -créer des petits commerces de proximité (cafés, restaurants, légumes, parcours de plaisance en lac, etc., ...),

2- faire naître un système d'irrigation qui alimentera toutes les cultures avoisinantes.

Néanmoins, pour ce faire, nous prendrons l'exemple de l'extension du lac de la sebkha oranaise pour illustrer les conflits pouvant surgir entre différents enjeux environnementaux. Nous savons que les eaux usées jouent un rôle majeur et croissant dans la dégradation progressive de l'environnement⁵. À cet égard, les eaux saumâtres, globalement moins polluantes sont généralement encouragées par les politiques environnementales (notamment algériennes et européennes) de lutte contre la dégradation des écosystèmes. Néanmoins, l'aménagement de ce lac (sebkha) à des zones touristiques et d'irrigations que cela suppose est également source de nuisances environnementales non négligeables qui doivent être prises en compte.

En effet, étant donné la situation actuelle, à savoir une infrastructure inexistante et encore moins pour les puits, favoriser le forage de puits en adéquation avec un environnement sain suppose de développer les infrastructures bassins existantes tout en améliorant les interfaces entre la voie d'eau et les modes récupérateurs de pluies. Malheureusement, les possibilités d'extension des zones de récupération (pluies) sont limitées car elles nécessitent de disposer "d'une surface suffisamment grande" afin de permettre un déversement d'eau conséquent. Or, en raison de l'emplacement géographique de la canalisation de la sebkha, seules les zones localisées à proximité (Boutlelis, et de Misserghin) se disent présélectionnées

au vue de la situation cartographique de la zone, montrant très nettement le centre du ventre de la sebkha⁵, le rendant moins distant au complément remplissant ladite zone. Les sensibilités environnementales y sont ainsi particulièrement élevées et, de ce fait, incompatibles avec les objectifs de développement structural du lac.

L'enjeu tire ses raisons d'être dans l'avantage où réside des objectifs de développement des eaux d'irrigation alternatifs aux eaux usées, et notamment de la voie d'eau, qui ouvre la perspective des aires susceptibles d'accueillir des petites embarcations de plaisances, et les objectifs locaux de protection des milieux naturels sensibles. Au niveau local, les décisionnaires doivent arbitrer en permanence entre les orientations portées par certaines directives régionale et nationale et la préservation de la qualité de leur environnement. Cet arbitrage constant doit être intégré aux outils d'aide à la décision dont ils disposent, telle que l'analyse coûts-bénéfices [ACB], afin de mettre en relief les coûts et bénéfices environnementaux associés à chaque décision.

Face à des enjeux environnementaux complexes plaçant l'humanité dans une situation de plus en plus critique, il devient urgent de tout mettre en œuvre afin de stopper l'hémorragie des pertes en biodiversité. Des interventions sont nécessaires à toutes les échelles de décision, aussi bien mondiale que locale. Les solutions sont à la fois localisées dans la recherche dédiée à une meilleure connaissance et compréhension de cette biodiversité qui se raréfie, dans l'amélioration des interventions techniques qui en découlera nécessairement mais également dans le développement d'instruments économiques d'aide à la décision permettant d'intégrer la protection de l'environnement aux décisions de gestion. Les questions environnementales soulèvent des problèmes spécifiques, parfois conflictuels, ne permettant pas le recours aux instruments économiques classiques. D'autres instruments furent donc créés à cet effet, ils ne sont malheureusement pas exempts de failles dont il faut tenir compte.

Les lacunes de l'analyse économique classique

Si les causes de la dégradation de l'environnement sont principalement physiques (ce sont bien les émissions de gaz à effet de serre qui sont à l'origine du réchauffement climatique), certains de ces phénomènes découlent du comportement des agents et peuvent donc être expliqués par la théorie économique. Garrett Hardin est l'un des premiers à s'être penché sur l'analyse économique des problèmes environnementaux dans son article sur "la

tragédie des biens communs" [80]. Lorsqu'un bien commun est utilisé en accès libre par une multitude d'individus, chacun ne va tenir compte, dans le choix de ses actions, que de ses coûts et bénéfices propres. Tous les agents posent ainsi l'hypothèse que leurs actions individuelles n'ont pas d'influence significative sur la ressource globale. Chaque utilisateur suivant le même raisonnement, cela conduit à sous-estimer les coûts et les dommages causés à l'environnement, ce qui se traduit par sa dégradation progressive.

Cette sous-estimation des dommages est à l'origine d'un dysfonctionnement des marchés des ressources naturelles. D'une part, si l'on en croit Philippe Busquin⁶ [135], commissaire européen chargé de la recherche dans un communiqué de presse daté du 21 juillet 2001, les ressources qui font l'objet d'un échange sur des marchés ont des prix largement sous-évalués : "Une grande étude financée par l'UE⁶ a démontré que le coût de production d'électricité à partir de charbon ou de pétrole doublerait si les impacts engendrés, notamment sur l'environnement et la santé humaine, étaient pris en considération". D'autre part, bien que les ressources environnementales fournissent un flux de services directs et indirects à la société⁷ [15], pour certains de ces biens et services environnementaux, tels que l'air pur ou la biodiversité, il n'existe pas de marché, et donc pas de prix, ce qui conduit souvent à les considérer comme "gratuits" [78]. Par exemple, les prix de marché pour un terrain ne tiennent généralement pas compte de la filtration des nitrates et des services rendus par les habitats de la vie sauvage que l'on trouve dans les zones humides. C'est également vrai concernant l'utilité fournie par un paysage particulièrement beau ou par des espèces sauvages. De ce fait, les décisions prises par les agents, qui semblent optimales dans un cadre économique classique, deviennent sous-optimales une fois les coûts réels supportés par la société et par l'environnement ajoutés. Pour que la société soit à même de maximiser réellement le bien-être des individus, il lui faut estimer les coûts et les bénéfices liés à l'usage de tous les services fournis par les actifs naturels, marchands ou non. La question qui se pose est tout d'abord comment conceptualiser théoriquement ces valeurs et surtout comment les estimer empiriquement ?

⁵Pour plus d'information sur le problème, se référer au rapport de l'équipe d'ingénierie de la SOGREAH, Avril 2001.

Dès 1844, l'ingénieur Dupuis tente d'estimer le bénéfice social dérivé de la construction d'un pont, et propose la mesure du surplus du consommateur comme approximation de la variation d'utilité des individus.

En 1920, Marshall reprend le raisonnement de Dupuis et précise la mesure du surplus en supposant que l'utilité marginale du revenu demeure constante lorsque le prix d'un bien varie. Hicks, dès 1940, complète encore cette approche par la définition correcte de la mesure du surplus lorsque l'utilité marginale du revenu varie (Hicks, 1939, 1941) [82, 83]. Au début des années 70, les économistes étendent la théorie du surplus à la valorisation des actifs naturels. Cette théorie du surplus constitue donc le fondement de toute l'évaluation de biens et services environnementaux. L'analyse coûts-bénéfices, dont l'origine peut être située dans les pratiques des agences fédérales de l'eau aux États-Unis, représente l'opérationnalisation de ces théories de l'économie du bien être fondées dans les années 30-40 par des économistes comme Hicks, Pigou ou Samuelson (Grelot, 2004) [73].

De nos jours, le gouvernement fédéral américain demande explicitement qu'une analyse de type coûts-bénéfices soit appliquée à toute nouvelle réglementation majeure. En Europe, l'utilisation de cette méthodologie a été préconisée dès les années 50-60 par des ingénieurs-économistes comme Marcel Boiteux et al [14]. Pourtant, son utilisation en dehors du domaine des transports n'a pas connu un développement comparable à celui observé aux États-Unis. Le point d'orgue de l'utilisation de l'ACB en France fut le mouvement de Rationalisation des Choix Budgétaires à partir de 1970 [58].

Cette méthode consistait à introduire le calcul économique dans l'évaluation des décisions publiques de manière technocratique (par le biais de circulaires s'imposant dans la plupart des services techniques de l'État). L'échec relatif de cette méthode a donné lieu à un rejet du calcul économique standard, et des approches économiques alternatives ont alors été formalisées. Le principal développement méthodologique des années 80 fut l'élaboration et l'application des méthodes d'analyse multicritère⁸ [125 – 127], adversaires auto-déclarées de la logique d'optimisation de l'ACB.

⁶Philippe Busquin fait ici référence au projet externe (external costs of Energy) financé par l'UE entre 1998 et 2002 et ayant donné lieu à de nombreuses publications dont, pour les pays méditerranéens, celle de Spadaro et Rabl (Spadaro et Rabl, 1998) [135].

⁷Les services fournis, par exemple par les écosystèmes et la biodiversité, sont nombreux, depuis un support basique à la vie à la filtration des pollutions agricoles (Bonnieux et Des aigues, 1998) [15].

Les critères économiques se retrouvent alors au même niveau que n'importe quel autre critère. Toutefois, cette approche, manquant de cadre méthodologique, nécessitait l'investissement du chef de projet dans la pondération des différents critères et fut, à son tour, fortement critiquée. Ces deux méthodes s'affrontent encore de nos jours, bien qu'il semblerait que le balancier penche plutôt dans le sens d'un renouveau du calcul économique au sens de l'ACB.

L'ACB s'effectue généralement lorsque, pour un projet donné, il existe plusieurs alternatives envisageables pour le réaliser. Le principe consiste à calculer l'ensemble des coûts et des bénéfices associés à chaque alternative, de soustraire les coûts aux bénéfices, puis de comparer le résultat obtenu pour chacune des alternatives. Le critère d'efficacité est alors de choisir l'alternative qui maximise la différence offrant de ce fait un bénéfice maximum. L'évaluation est faite en termes monétaires et tous les outputs, marchands ou non, doivent être pris en compte. Plusieurs méthodes d'évaluation ont pour objet d'estimer la valeur des biens et services non marchands. Appliquées à l'évaluation d'un actif environnemental, ces méthodes permettent théoriquement d'effectuer une évaluation économique des coûts et surtout des bénéfices qu'il fournit. Cependant, lorsqu'il s'agit d'évaluer des impacts causés à des milieux naturels complexes, les méthodes d'évaluation généralement utilisées dans les ACB rencontrent des limites qui ne peuvent être ignorées.

Au niveau local, ces limites sont atteintes notamment lors de l'estimation du coût environnemental d'un projet d'aménagement en milieu sensible. En effet, lorsqu'un projet d'aménagement est mis en œuvre, les dommages causés à la nature dégradent l'approvisionnement des services éco systémiques rendus par les milieux touchés. Or, ces services fournissent aux hommes de nombreux bénéfices pouvant donner lieu à des valeurs d'usage direct ou indirect ainsi qu'à des valeurs de non usage. En ce qui concerne les valeurs d'usage direct, leur évaluation se fait en principe sans heurts grâce aux marchés existants. Les valeurs d'usage indirect, pour leur part, peuvent être évaluées par le biais de proxy ou de méthodes fondées sur les préférences révélées. Les méthodes par préférences déclarées, telles que l'évaluation contingente (Mitchell et Carson, [108]) ou des méthodes plus récentes comme l'analyse conjointe (Louvière et al. [98]), permettent, quant à elles, d'estimer les valeurs de non-usage.

⁸Pour plus d'informations sur l'analyse multicritère, se référer à Roy (1985) [125], Roy et Bouyssou (1993) [126]; Roy et Damart (2005) [127].

Toutefois, lorsque l'on traite de projets d'aménagement en milieux naturels complexes, les individus interrogés dans le cadre de méthodes par préférences déclarées ne connaissent pas les milieux naturels qu'ils sont censés évaluer. Ils ne parviennent pas à les appréhender dans leur ensemble en tenant compte de tous les services rendus par ces milieux (Laroutis, [93]). Ces méthodes d'évaluation ne permettent donc de capturer qu'une partie de la valeur de non-usage que l'on cherche à estimer, une partie de cette valeur restant non capturée du fait des connaissances limitées des individus interrogés.

En outre, les économistes eux-mêmes ne comprennent pas le réseau complexe des interrelations physiques pouvant lier l'atteinte d'une partie d'un écosystème aux effets négatifs observés sur d'autres actifs naturels (Bockstael et al. [13]). Évaluer les écosystèmes avec les méthodes d'évaluation classiques utilisées dans les ACB (méthode d'évaluation contingente, méthode hédoniste etc., ...) est un travail très difficile produisant souvent un ensemble incomplet de valeurs déconnectées pour un sous-ensemble de services éco systémiques, pouvant conduire à une sous estimation importante des bénéfices découlant de la protection des écosystèmes ou inversement du coût de leur destruction. La question de recherche posée est donc la suivante : *comment améliorer l'évaluation économique des impacts supportés par les milieux naturels de sorte qu'ils puissent être intégrés aux processus décisionnels associés aux projets d'aménagement ?*

La thèse présentée ici a pour vocation de répondre à cette question en développant une méthode d'évaluation économique alternative du coût environnemental généré par un projet d'aménagement (extension), ce coût étant ensuite destiné à être intégré à l'analyse coûts-bénéfices globale du projet. La méthode proposée est fondée à la fois sur les recommandations de groupes de recherche successifs dédiés à la préservation de la biodiversité, ainsi que sur une méthode d'évaluation existante utilisée aux États-Unis pour stopper la destruction des zones humides.

Les opportunités d'amélioration de l'estimation du coût environnemental

Sur les traces de Costanza et al. [47]), l'Impact Pathway, cadre conceptuel du MEA (2005) repris par le groupe de travail "The Economics of Ecosystems and Biodiversity" [TEEB] dirigé par Pavan Sukhdev (Sukhdev, 2008), fonde l'évaluation des écosystèmes sur

les services écosystémiques rendus par les milieux naturels. Les recommandations du TEEB préconisent notamment l'étude des méthodes américaines d'évaluation par équivalence utilisant des unités d'échange non monétaires. Aussi, la méthodologie que nous proposons est-elle fondée sur la méthode Habitat Evaluation Procédure [HEP], développée aux États-Unis dans les années 80 (USFWS, 1980b) [143] et utilisée dans le cadre du Mitigation Banking, système de marché permettant une compensation a priori des projets d'aménagement. La méthode HEP d'origine a pour vocation principale d'aider à atteindre l'objectif américain de "zéro perte nette en zones humides" et s'appuie sur un système de marché qui n'existe pas en Europe ni en Afrique. De ce fait, l'utilisation de cette méthode, dans une optique d'évaluation, nécessite des adaptations prudentes.

Notre méthodologie, appelée HEP "adaptée", a pour objet d'estimer le coût environnemental d'un projet d'aménagement dans son ensemble, en tenant compte notamment des valeurs de non-usage associées aux milieux atteints. Le principe consiste à utiliser la compensation comme outil d'évaluation en amont des projets d'aménagement. Il s'agit, dans un premier temps, d'estimer l'impact que le projet devrait avoir sur l'environnement, puis les mesures compensatoires qu'il faudrait mettre en œuvre pour compenser entièrement (ou au maximum) ces dommages. Une évaluation du coût de mise en œuvre de ces mesures compensatoires est alors utilisée comme correspondant à une mesure du coût environnemental du projet. Cette méthode a l'avantage, contrairement aux méthodes d'évaluation traditionnelles, de fonder l'estimation du coût environnemental sur l'impact physique réellement subi par l'environnement. L'utilisation d'une méthode unique et d'une métrique commune, l'unité d'habitat, pour estimer le coût environnemental d'une part et identifier les mesures de compensation d'autre part, permet théoriquement d'obtenir une "équivalence" en nature entre les deux. En outre, cette évaluation globale permet d'éviter le recours à une fragmentation des valeurs de l'écosystème et ainsi de tenir compte des interrelations existant entre les différentes composantes de l'écosystème. Le risque de doubles comptes est également plus facile à éviter ainsi que celui "d'oublier" certaines composantes du milieu. Le fondement écologique de la méthode soulève cependant, comme nous le verrons, quelques questions d'ordre scientifique.

Nous débuterons la première partie de notre thèse par un rappel des méthodes d'évaluation utilisées en économie de l'environnement (chapitre 1) orienté sur les limites rencontrées lors de l'évaluation d'impacts causés aux milieux naturels complexes, avant

d'étudier les outils économiques dédiés spécifiquement aux milieux naturels jusqu'ici utilisés à d'autres fins que le calcul du coût environnemental d'un projet (chapitre 2), en insistant sur les éléments de ces méthodes pouvant venir améliorer l'évaluation environnementale d'un projet. La troisième partie est consacrée au développement de la méthode HEP "adaptée" à partir d'un cas d'application portant sur l'aménagement de la sebkha avant d'aboutir à la zone de remplissage localisée dudit lac. Le terrain d'étude y est brièvement décrit (chapitre 3) puis la méthode expliquée (chapitre 4). Enfin, nous terminerons par une illustration de l'estimation du coût environnemental d'un projet à partir des résultats obtenus grâce à la méthode HEP "adaptée" (chapitre 5).

Première partie

I - État de l'art des méthodes d'évaluations économiques

Comme spécifié dans l'introduction, la nature de bien public de la plupart des actifs environnementaux est à l'origine de la gestion sous-optimale des ressources naturelles, source de nombreux problèmes environnementaux. En effet, lorsqu'il s'agit de biens et services environnementaux, les marchés fonctionnent mal, conduisant à une sous-estimation de leur valeur et ainsi à une allocation non optimale des ressources. L'économie environnementale a pour ambition d'apporter un éclairage spécifique à ces problèmes. Un des angles de recherche est dédié plus particulièrement au développement de méthodes d'évaluation permettant de pallier la défaillance des marchés.

Fondées sur la théorie économique du bien-être⁹ [131, 102, 13], ces méthodes cherchent généralement à évaluer les effets d'une variation survenant dans l'environnement des individus sur leur bien-être, déterminant de ce fait une valeur pour cet environnement. Outre les limites méthodologiques rencontrées, ces méthodes ne sont malheureusement pas nécessairement pertinentes lorsqu'il s'agit d'estimer non seulement la valeur de certains actifs environnementaux, mais surtout celle des atteintes causées à un milieu naturel. Or, les atteintes causées aux écosystèmes et à la biodiversité atteignent désormais des niveaux critiques à l'échelle mondiale. L'alerte sonnée par les spécialistes en la matière a suscité une réflexion internationale quant aux moyens de freiner cette érosion. Une des pistes de réflexion identifiée par les groupes de travail successifs traite notamment des méthodes d'évaluation pouvant être utilisées pour estimer au mieux l'impact environnemental des activités humaines d'une part, et les bénéfices attendus des politiques publiques environnementales d'autre part.

⁹Pour plus d'informations sur la théorie du bien-être, se référer à : Samuelson (1947) [131]; MasColell et al. (1995) [102]; Bockstael et al. (2000) [13].

Dans le premier chapitre, nous traiterons des méthodes les plus couramment utilisées dans les analyses coûts-bénéfices. Nous ne reviendrons pas sur les problèmes méthodologiques spécifiques soulevés par chacune d'entre elles, déjà largement abordés dans la littérature, mais expliquerons pourquoi aucune d'elle n'est particulièrement adaptée à l'évaluation des impacts supportés par un milieu naturel. Le second chapitre sera consacré à l'analyse des méthodes actuelles d'évaluation de la biodiversité et des écosystèmes, ainsi qu'aux opportunités d'amélioration qu'elles apportent à l'estimation du coût environnemental d'un projet.

Chapitre 1

1. Les méthodes d'évaluation traditionnelles

Il est d'usage de distinguer les méthodes d'évaluation selon deux catégories (Pearce et Turner, 1990) [117] : les méthodes indirectes, dites par préférences révélées (méthode des prix hédonistes, méthode des coûts de transport), et les méthodes directes, par préférences déclarées (évaluation contingente, analyse conjointe). Toutes ces méthodes reposent sur une fragmentation des différentes valeurs attribuables à un actif environnemental donnant, une fois sommées, la valeur économique totale. La taxonomie de la valeur traditionnelle distingue ainsi les valeurs d'usage (utilisation effective, valeur d'option) des valeurs de non-usage (valeur d'existence, valeur de legs et altruisme)¹ [117, 16, 78]. Les valeurs d'usage pouvant être déterminées directement par l'observation des marchés, ces méthodes sont principalement orientées sur l'estimation des valeurs de non-usage ou des valeurs d'usage non-marchand. La valeur économique totale est de ce fait constituée d'une multitude de valeurs déterminées par le biais de différentes méthodes d'évaluation. Après avoir étudié les deux principales méthodes par préférences révélées, la méthode des prix hédonistes puis celle des coûts de transport, nous nous pencherons sur l'analyse des deux principales méthodes par préférences déclarées, l'évaluation contingente puis l'analyse conjointe.

1.1. Les méthodes d'évaluation par préférences révélées

Les méthodes dites "révélées" diffèrent des méthodes déclarées car elles utilisent, comme données, les comportements des agents sur des marchés réels plutôt que leurs comportements hypothétiques sur des marchés virtuels. Ces méthodes sont développées sur la base du constat qu'un agent désireux d'exercer un certain usage de l'environnement est amené à consommer des biens marchands complémentaires à cet usage.

¹Pour plus d'informations sur la taxonomie de la valeur, se référer à : Pearce et Turner (1990) [117]; Bontemps et Rotillon (2003) [16]; Hanley et al. (2007) [78].

Ainsi, ce sont les comportements des agents sur des marchés liés aux actifs environnementaux qui, par définition, ne disposent pas de marchés spécifiques, qui sont analysés (Hanley et al, 2007) [78].

1.1.1. La méthode des prix hédonistes

Présentation et objectifs

La méthode des prix hédonistes est dérivée de la théorie des caractéristiques de la valeur, elle repose sur l'hypothèse selon laquelle la valeur d'un bien dépend de celles que les individus attribuent à chacune de ses caractéristiques (marchandes ou non marchandes). Ses fondements sont les mêmes que ceux de la méthode d'analyse conjointe et des modèles de coût de transport que nous étudierons dans les sections suivantes. Il s'agit, d'après les observations faites sur un marché réel, d'estimer le prix implicite que les individus attribuent à un actif environnemental avant, dans un second temps, d'utiliser ces prix implicites afin d'estimer une fonction de demande pour l'amélioration de la qualité d'un des actifs environnementaux et d'en déduire le surplus du consommateur qui en découle.

Partant de l'hypothèse posée par Lancaster (1966) [91] selon laquelle de nombreux biens peuvent être considérés comme des paniers de caractéristiques individuelles, Rosen [124] a mis au point un modèle de différenciation qui constitue, aujourd'hui encore, la base de la méthode des prix hédonistes. Les prix, dits hédonistes, y sont définis lorsque les prix implicites des caractéristiques d'un bien sont révélés aux agents économiques grâce à l'observation directe du prix du bien sur le marché et de la quantité des caractéristiques qui y sont associées. Il n'existe généralement pas de marché explicite pour les différents éléments qui composent un bien donné, c'est pourquoi, il peut être intéressant d'estimer les fonctions d'offre et de demande structurelles pour ces caractéristiques. C'est là qu'intervient la procédure de Rosen dont l'objectif est de créer un mécanisme permettant de faciliter l'interprétation des prix implicites estimés² [87, 117, 21, 51, 15, 16, 73].

La méthode hédoniste a trouvé son utilisation intensive dans l'étude du marché dynamique de l'immobilier urbain (Can, [31]). Elle a été employée dans l'estimation de la demande pour les caractéristiques de voisinage et d'habitation, pour construire des indices de prix immobiliers, pour analyser l'impact des externalités de voisinage sur les prix fonciers, pour mesurer la demande d'habitation au sein d'études de mobilité résidentielle et enfin pour

estimer les bénéfices provenant de programmes d'investissements publics. Ridker et Henning (1967) [123] ont été les premiers à l'utiliser pour le cas spécifique de la pollution de l'air. Les résultats obtenus indiquent que la pollution de l'air constitue effectivement une variable relativement significative pour expliquer les valeurs foncières.

La plupart des recherches sur l'estimation des demandes et offres sous-jacentes pour les caractéristiques d'un bien, ont été faites sur des marchés immobiliers (Palmquist, 1984) [116]. La valeur d'un terrain est supposée être liée à un ensemble de caractéristiques spécifiques à ce terrain, y compris environnementales. Les variations dans les valeurs foncières de différents terrains sont alors fonction des différences existant dans les caractéristiques de chaque terrain.

Ainsi, si la valeur foncière diffère entre deux terrains dont les caractéristiques ne divergent qu'au niveau de la qualité environnementale, il devrait être possible d'en déduire la valeur que les individus accordent à l'environnement. Grâce à des techniques statistiques adaptées, la méthode hédoniste tente d'identifier la part du différentiel de prix pouvant être attribuée à une différence environnementale particulière entre deux propriétés. Pour ce faire, le prix de la maison est décomposé entre les prix de ses différentes caractéristiques en incluant les actifs environnementaux. Le consentement à payer des agents pour une amélioration de la qualité environnementale peut ensuite en être déduit.

L'avantage de cette méthode est qu'elle s'appuie sur des comportements directement observés sur un marché existant. Seules les transactions réelles sont étudiées ce qui permet d'éviter toute confusion entre ce que le consommateur pense faire et ce qu'il fait réellement dans une situation donnée. Son domaine d'application est vaste. Toutefois, il ne faut pas sous-estimer la difficulté à obtenir des valeurs fiables car les résultats sont très sensibles à la qualité et au traitement économétrique des données (Bonnieux et Des aigues, 1998) [15].

Les limites de la méthode

En théorie, la méthode hédoniste est assez générale³ [137, 66, 26, 36, 50, 67, 107]. Contrairement à la méthode des coûts de transport, analysée dans la prochaine section, la méthode hédoniste mesure le surplus que le consommateur dérive non seulement de l'usage récréatif d'actifs environnementaux, mais aussi de l'utilité directe de vivre près de ces actifs quand la méthode des coûts de transport mesure uniquement les bénéfices récréatifs. En pratique cependant, la valeur de certains actifs environnementaux n'est pas statistiquement significative. Concernant, par exemple, les zones humides (Garrod et Willis, [68]), les agents souhaitent rarement s'installer à proximité d'une zone humide qui présente, selon eux, trop de désagréments (humidité, présence de moustiques, etc., ...). De ce fait, la valeur d'une zone humide mesurée par la méthode hédoniste serait faible voire négative. Pourtant, nous savons que ces zones sont très importantes en terme de services éco systémiques, notamment pour les habitats naturels. Le résultat obtenu par la méthode hédoniste n'est donc pas, selon nous, représentatif de la valeur réelle d'une zone humide.

Sans aller jusqu'à cet exemple un peu extrême où un actif environnemental rendant de nombreux services est jugé négativement par la population, simplement en tenant compte du fait que les agents effectuant leurs choix sur les marchés comme celui de l'immobilier connaissent mal les milieux naturels complexes qui les entourent quels qu'ils soient, nous pouvons supposer que l'utilisation de la méthode hédoniste conduira dans tous les cas à une sous-estimation de ces milieux. Cette méthode ne peut structurellement capturer que la valeur perçue par les agents, pour laquelle ils sont prêts à payer, occultant par conséquent une partie de sa valeur réelle. Nous insistons sur le fait que lorsque nous parlons de valeur réelle, nous ne cherchons pas à sortir du cadre d'une évaluation anthropocentrée de la valeur. Nous traitons bien ici de bénéfices rendus à l'Homme par la nature, mais observons un écart entre les bénéfices effectivement rendus par la nature et les bénéfices perçus par les agents.

³Pour une description des limites méthodologiques de la méthode, se référer à : Straszheim (1974) [137]; Freeman (1979) [66]; Brown et Rosen (1982) [26]; Cassel et Mendelsohn (1985) [36]; Cropper et al.(1988) [50]; Freeman (1993) [67]; Michael et al. (2000) [107].

Enfin, cette méthode estime la valeur d'un actif environnemental en comparant deux biens, achetés sur un marché réel et identiques, sauf pour l'actif environnemental que l'on cherche à évaluer. Dans le cadre de l'estimation de l'impact environnemental d'un projet, cela suppose que des marchés parallèles observables existent pour l'actif environnemental en question, l'immobilier constituant le marché généralement favorisé. Or, toutes les zones naturelles ne sont pas situées à proximité de zones d'habitation. C'est le cas notamment dans notre étude des terrains appartenant à des agriculteurs ou à des organismes d'État n'accordant pas particulièrement d'importance à la présence ou non de zones naturelles. La qualité de ces milieux naturels n'entrerait donc pas nécessairement dans les variables de choix de ces individus.

En outre, lorsque ces zones sont achetées dans un objectif d'aménagement, leur présence constitue plus, pour les aménageurs se portant acquéreur des terrains, une contrainte qu'un avantage. Leur présence n'est d'aucune utilité pour les diverses activités, industrielles ou autre, tandis que la protection de certaines zones naturelles ou espèces peut potentiellement conduire à des conflits avec les associations locales de protection de la nature. Nul doute que, pour des acheteurs potentiels, les actifs environnementaux, s'ils apparaissent dans les caractéristiques influant sur leur décision, présenteraient là aussi une valeur faible voire négative. Si la méthode d'évaluation par les prix hédonistes reste appropriée pour évaluer des actifs environnementaux correctement perçus par les agents et identifiables sur un marché parallèle, ce n'est pas le cas lorsqu'il s'agit d'évaluer des impacts causés à des milieux naturels complexes, méconnus et localisés à distance des zones d'habitation.

1.1.2. La méthode des coûts de transport

Présentation et objectifs

L'approche par la fonction de production des ménages, étudiée notamment par Braden et Kolstad (1991) [21], analyse les variations de consommation observées de biens substitués ou compléments aux actifs environnementaux. La méthode des coûts de transport constitue l'application la plus fréquente de cette méthodologie, les voyages y sont analysés afin de déterminer la demande de visite pour un site récréatif donné. Dans les modèles de coûts de transport, l'actif environnemental auquel on s'intéresse est la ressource en loisir. En effet, de nombreux espaces naturels tels que les lacs, les rivières, les forêts publiques ou encore les parcs nationaux, sont utilisés par les agents afin de s'adonner à des activités de loisirs variées

comme la pêche, la chasse, la randonnée ou le camping. En tant que zones de loisirs, ces zones naturelles rendent toutes sortes de services aux individus (Hanley et al. [78]).

De même qu'avec la méthode des prix hédonistes, l'observation des transactions effectuées sur le marché va donner des informations sur les choix et les comportements des agents. Le principe de départ est que tout visiteur d'un site de loisir effectue une transaction implicite (Freeman, 1993) [67]. Les différents visiteurs d'un site donné font face à des coûts distincts. Par ailleurs, chaque visiteur rencontrera des coûts différents pour les divers sites qu'il pourrait visiter. La réaction des individus devant ces variations de prix implicites des visites constitue la base permettant d'estimer la valeur des sites récréatifs ou celle de variations observées dans la qualité d'un site.

Ainsi, la méthode des coûts de déplacement proposée par Hotelling en 1947 puis mise en application par Trice et Wood [140] avant d'être popularisée par les travaux de Clawson et Knetsch [42], se fonde sur l'idée que les dépenses engagées par les agents pour se rendre sur un site donné expriment leur consentement à payer pour jouir de ce site. L'approche proposée par Trice et Wood [140] est très proche de celle d'Hotelling selon laquelle une analyse du site étudié doit être effectuée afin de découvrir les points d'origine d'où proviennent les visiteurs. Les individus doivent ensuite être groupés par zones géographiques en fonction de leur distance par rapport au site. Les coûts moyens de transport nécessaires pour se rendre sur le site sont multipliés par le nombre d'utilisateurs potentiels au sein de chaque zone. La valeur totale pour le loisir attribuable au parc étudié correspondra alors à la somme des différences entre le coût de transport maximum (celui supporté par les habitants de la zone la plus éloignée) et ceux supportés par les utilisateurs des autres zones, multiplié par le nombre de visiteurs estimés pour chaque zone.

Utilisée dès les années 50 par différentes administrations américaines, cette méthode a été largement employée depuis, afin d'estimer les bénéfices liés à un usage récréatif d'espaces naturels. En 1966, Clawson et Knetsch [42] proposent une démonstration rigoureuse du modèle. Par la suite, McConnell [104] précise la relation entre le modèle de Clawson et Knetsch et la théorie économique. Bien qu'elle paraisse simple d'emploi et soit couramment utilisée, cette méthode rencontre en pratique de nombreux problèmes⁴ [27, 37, 17, 28, 67].

Limites de la méthode

Cette méthode se cantonne à l'estimation des valeurs d'usage, qui ne sont autres que des usages purement récréatifs. Or, les valeurs qui ne font pas partie de la consommation directe ne peuvent être estimées par le truchement de biens complémentaires ou substituts (Braden et Kolstad, [21]). L'utilité de cette méthode est donc fortement limitée et ne permet d'obtenir qu'une petite partie de la valeur d'un actif environnemental. Déterminer la valeur totale d'une zone naturelle supposerait donc d'utiliser d'autres méthodes afin d'estimer les autres composantes de sa valeur, puis de sommer toutes les valeurs ainsi obtenues. Les risques engendrés sont alors : celui d'omettre certains bénéfices rendus par le milieu naturel (tous ces bénéfices n'ont pas encore été identifiés), le risque au contraire de compter deux fois certains bénéfices (la méthode hédoniste, par exemple, est plus vaste que la méthode des coûts de transport et inclut également les bénéfices récréatifs) ou encore le risque de sommer des éléments qui ne sont pas comparables (du fait de l'utilisation de méthodes différentes, il n'est pas certain que les résultats obtenus puissent simplement être additionnés).

Il est aussi à signaler que les milieux naturels ne sont pas tous source de loisirs, certains d'entre eux sont même difficiles d'accès. C'est le cas des zones naturelles situées le long de la Sebkhah. Elles ne sont pas nécessairement aménagées pour la promenade ou la pêche. Les zones les plus intéressantes, d'un point de vue écologique, sont au contraire bien souvent celles qui sont laissées à elles-mêmes, libre d'évoluer à leur aise avec un minimum d'intervention humaine. Dans ce cas, la méthode d'évaluation par les coûts de transport ne peut être employée.

⁴Pour plus d'informations concernant les problèmes méthodologiques soulevés par la méthode des coûts de transport, se référer à : Brown et Nawas (1973) [27]; Cesario (1976) [37]; Bowes et Loomis (1980) [17]; Brown et al. (1983) [28]; Freeman (1993) [67].

1.2. Les méthodes d'évaluation par préférences déclarées

Dans leur article, Morrison et al. [110] indiquent que les techniques par préférences déclarées possèdent certains avantages sur celles à préférences révélées. Leur flexibilité permet une utilisation dans des cas plus variés, notamment dans l'estimation de valeurs de non-usage ou de valeurs d'usage pour lesquelles il n'existe pas de marchés liés. Bien que controversée, la technique principale qu'est l'évaluation contingente est reconnue, que ce soit académiquement ou chez les responsables politiques, comme étant une méthodologie permettant d'estimer la valeur monétaire de variations environnementales.

Il s'agit d'une approche par enquête directe estimant les préférences des consommateurs par le biais d'un questionnaire construit de façon appropriée (Hanley et al. [77]). La première étape consiste à créer un marché hypothétique, dit contingent, où l'actif en question peut être échangé. Une définition de l'actif, du contexte institutionnel dans lequel il sera fourni ainsi que de la manière dont il sera financé, est également proposée. Les personnes interrogées doivent alors exprimer leur consentement à payer "maximum" ou leur consentement à recevoir "minimum" pour un changement hypothétique dans le niveau d'approvisionnement de l'actif. Il est supposé, dans cette méthode, que les quantités de consentement à payer sont liées aux préférences sous-jacentes des personnes interrogées de façon cohérente.

Au fur et à mesure de son utilisation, la méthode d'évaluation contingente a révélé quelques biais. Cette méthode est notamment sensible aux notions de réponses lexicographiques. Ainsi, certaines personnes interrogées "accèdent à la demande de l'enquêteur quelle que soit leur opinion réelle" (Mitchell et Carson [108]), ce qui peut conduire à des estimations biaisées de consentement à payer ainsi qu'à une sensibilité réduite à l'échelle (Blamey et al. [11]). Des motivations de satisfaction morale ou de réponses symboliques peuvent avoir une influence similaire sur les résultats des évaluations contingentes (Kahneman et Knetsch [88]). Par ailleurs, les personnes interrogées ignorent, ou sous-estiment, parfois les possibilités de substitution. Il est possible qu'elles formulent leurs réponses sans apprécier réellement l'ensemble vaste des autres problèmes environnementaux présents sur l'agenda du gouvernement pour lesquels elles pourraient également envisager d'effectuer des paiements en partie, pour répondre à ces problèmes, les utilisateurs d'évaluations environnementales semblent développer un intérêt croissant dans des formats de préférences révélées alternatifs comme l'analyse conjointe.

Développée au début des années 80 par Louvière et Hensher, puis Louvière et Woodworth [117], l'analyse conjointe est un terme générique comprenant une variété de méthodes. Celles-ci sont fondées sur des enquêtes permettant de modéliser les préférences pour des actifs environnementaux décrits en termes d'attributs et des niveaux atteints par ces attributs. Cette méthode était, à l'origine, utilisée dans le marketing et le transport. Ce n'est que récemment qu'elle a été appliquée dans un contexte environnemental.

Les évaluations contingentes et l'analyse conjointe ont pour principal objectif de mesurer les valeurs de non-usage et, plus particulièrement, les valeurs d'existence. En effet, depuis les années 1960, les économistes ont reconnu l'éventualité selon laquelle les individus ne faisant aucun usage actif des ressources naturelles puissent tout de même dériver de la satisfaction du fait de leur simple existence. Ce concept, connu sous le nom de valeur d'existence, constitue l'élément majeur des valeurs de non-usage ou d'usage passif, dont l'estimation est particulièrement ardue (Arrow et al. [93]).

1.2.1. La méthode d'évaluation contingente

Présentation et objectifs

Née dans les années 1960, lorsque l'économiste R.K. Davis [54] commence à utiliser des questionnaires pour estimer le bénéfice des loisirs dans une zone boisée du Maine (Davis, 1963b, [55]), l'évaluation contingente est une méthode d'évaluation économique visant à apprécier directement auprès des individus la valeur qu'ils accordent à des mesures modifiant leur environnement. Influencés par Davis, Ridker et Henning [123] utilisent l'évaluation contingente dans plusieurs études concernant les bénéfices liés à la pollution de l'air. Ridker avait commencé par utiliser une méthode de prix hédonistes mais a pensé que les agents pouvaient évaluer la pollution de l'air du fait de son coût psychique, ce qui l'a conduit à introduire quelques questions contingentes dans deux de ses études (Mitchell et Carson, [108]).

Durant les années qui ont suivi, plusieurs économistes ont marché sur les traces de Davis et utilisé l'approche contingente pour évaluer différents facteurs récréatifs (Darling, 1973; Cicchetti et Smith, 1973; Hammack et Brown, 1974; Cicchetti et Smith, 1976) [52, 40, 75, 41]. La première tentative d'évaluation des actifs liés au contrôle de la pollution depuis Ridker a eu lieu au cours de l'été 1972 lorsque Randall et ses collègues ont utilisé une

évaluation contingente pour étudier les bénéfices liés à la visibilité de l'air dans les Four Corners au Sud-ouest des États-Unis (Randall et al. [120]). Dans la dernière étude majeure, Hanemann a demandé à un échantillon de personnes combien elles seraient prêtes à payer pour améliorer la qualité de l'eau des plages dans la région de Boston (Binkley et Hanemann, [9]).

En 1979, le Water Resources Council a publié une révision de ses principes et standards pour la planification des ressources en eau et des ressources terrestres liées à l'eau dans le *Fédéral Register*. Ce document important pose des lignes de conduite pour la participation fédérale dans les évaluations de projets, spécifiant les méthodes acceptables pour la détermination des bénéfices. L'ajout de la méthode contingente comme l'une des trois méthodes recommandées (avec la méthode des prix hédonistes et la valeur par unité-jour) fût un signe de respectabilité croissante de cette méthode. La marée noire causée par l'Exxon Valdez en 1989, qui entraîna la pollution de la baie de Prince William Sound en Alaska, a modifié l'attention portée par les professionnels et par le public sur l'évaluation contingente (Bonnieux et Des aigües, [15]). En effet, le *Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act [CERCLA]* qui prévoit un fonds pour remettre en état les sites pollués par le déversement de substances dangereuses ou de pétrole, a permis la poursuite judiciaire d'Exxon en dommages et intérêts pour les "pertes de valeurs d'usage affectant les pêcheurs, l'activité touristique, et la restauration de l'écosystème naturel", ainsi que pour les pertes de valeurs de non-usage. L'estimation de ces dernières, à l'aide de la méthode d'évaluation contingente, donna des chiffres si élevés (jusqu'à 3 milliards de dollars) qu'Exxon contesta la validité de la méthode.

Avec l'*Oil Pollution Act* de 1990, une demande fut faite au Département du Commerce de déterminer des procédures fiables d'estimation des dommages environnementaux. En réponse à cette demande, le *National Oceanic and Atmospheric Administration [NOAA]* nomma une commission d'experts chargée d'élaborer des recommandations en matière d'évaluation des bénéfices de non-usage. À la tête de ce Panel, deux prix Nobel d'économie : Kenneth Arrow et Robert Solow. L'évaluation a été menée dans le contexte spécifique de l'évaluation des dommages accidentels causés aux ressources naturelles, mais est applicable de façon plus général à l'utilisation des évaluations contingentes. Le rapport, publié en 1993, ne clôt en rien les discussions concernant l'évaluation contingente, mais clarifie certains aspects des questions que l'on est en droit de se poser quant à la fiabilité des résultats obtenus

à l'aide de cette méthode. Suite à ce rapport, un ensemble de recommandations a été publié au Journal Officiel (Fédéral Register, 1994).

Ainsi, la méthode d'évaluation contingente s'appuie nécessairement sur une enquête, au cours de laquelle il est demandé aux individus d'exprimer un jugement d'ordre économique sur une modification de leur situation (Grelot, [73]). Le consentement à payer (ou à recevoir) des individus est déduit des jugements observés selon un protocole permettant d'exprimer le consentement à payer d'un agent économique en fonction de certaines caractéristiques également collectées pendant l'enquête. Cette méthode est particulièrement adaptée à la valorisation des biens non-marchand, l'absence de marché étant compensée par la présentation d'un marché hypothétique dans lequel les individus effectuent des choix.

Un marché contingent doit inclure non seulement le bien lui-même, mais également le contexte institutionnel dans lequel il serait fourni et la façon dont il serait financé. L'intérêt majeur de cette méthode est qu'elle devrait, techniquement, être applicable en toute circonstance et constituerait souvent la seule technique permettant d'estimer un bénéfice. Le but de l'évaluation contingente est d'obtenir des valeurs estimées, proches des valeurs que l'on obtiendrait si le marché existait réellement. Le marché hypothétique doit donc être aussi proche que possible d'un marché réel (Pearce et Turner, [117]) : les personnes interrogées doivent être familières du bien en question et des moyens hypothétiques de paiement. Cependant, bien qu'un tel marché n'existe pas, la validité de la méthode peut néanmoins être testée, par exemple en vérifiant si le prix atteint est similaire à celui obtenu par le biais d'autres techniques basées sur des marchés représentatifs ou s'il est similaire à celui obtenu en introduisant les avantages existant sur les marchés réels afin de révéler les préférences.

L'évaluation contingente fait, encore aujourd'hui, l'objet d'une grande controverse ⁵ [108, 76, 88, 59, 60, 53, 4, 20, 34, 33, 148]. Ses détracteurs soulignent entre autres choses que les personnes interrogées donnent des réponses qui ne sont pas cohérentes avec les choix rationnels, qu'elles ne comprennent pas ce qu'on leur demande d'évaluer (et donc que les valeurs déclarées reflètent plus que ce que l'on souhaite évaluer)

⁵Pour plus d'informations sur les problèmes méthodologiques posés par la méthode d'évaluation contingente, se référer à : Mitchell et Carson (1989); Hanemann (1992); Kahneman et Knetsch (1992); Desvousges et al. (1992, 1993); Daum (1993); Arrow et al. (1994); Boyle et al.(1994); Carson et al. (1996); Carson (1997); Whitehead (2006).

ou encore qu'elles ne considèrent pas sérieusement les questions posées parce que les résultats de ces enquêtes ne sont pas contraignants. Ceux qui sont favorables à cette technique accordent que les premières applications souffraient effectivement des nombreux problèmes soulevés par les critiques, mais pensent que les études les plus récentes sont d'ores et déjà capables de tenir compte de ces objections.

Globalement, si les actifs en question sont familiers aux consommateurs, la littérature suggère que les données de préférence déclarées peuvent être ajustées en fonction des effets de contexte et utilisées pour produire des prévisions fiables de comportements de marché. Toutefois, ces méthodes sont beaucoup moins fiables lorsque les consommateurs n'ont aucune expérience avec des actifs proches de ceux étudiés. Les effets de contexte sont alors beaucoup plus difficiles à contrôler et à compenser.

Limites de la méthode

Les lignes de conduite identifiées par la NOAA (Arrow et al. [5]) pour la conduite d'études contingentes nécessitent que les personnes interrogées soient informées correctement quant au dommage environnemental spécifique à évaluer, ainsi qu'en ce qui concerne l'étendue des substituts et alternatives disponibles. Insistant sur la contrainte budgétaire pertinente, le scénario de paiement doit être décrit de façon convaincante, de préférence dans un contexte de référendum. Lorsqu'il est possible de choisir la formulation de l'instrument contingent, la NOAA insiste pour conserver la direction la plus prudente afin de compenser, totalement ou partiellement, la tendance à surestimer le consentement à payer. La NOAA termine son rapport en concluant que, sous ces conditions, les évaluations contingentes sont à même de donner des informations utiles et fiables. Plus les lignes de conduites seront respectées et plus les résultats seront fiables.

La méthode est donc supposée fonctionner plutôt bien pour des biens et services publics que les agents connaissent. Cela s'avère malheureusement plus difficile lorsqu'il s'agit de biens moins familiers, car il est impossible de tester la précision des enquêtes du fait du caractère inobservable des valeurs réelles. D'après Mitchell et Carson [108] si les personnes interrogées sont suffisamment motivées pour suivre avec attention le marché contingent décrit dans le scénario et le trouvent suffisamment plausible, les évaluations contingentes offrent la

possibilité d'obtenir des informations sensées concernant les préférences des consommateurs pour un bien non-marchand.

Cette méthode semble donc appropriée pour estimer la valeur d'actifs environnementaux touchant les agents directement ou ayant un impact reconnu sur leur santé, comme la qualité de l'eau ou de l'air (Rozan, [128]). Cependant, lorsqu'il s'agit de biens et services environnementaux que les agents ne connaissent pas, tels les milieux naturels complexes qu'ils ne parviennent pas à appréhender dans leur ensemble en tenant compte de tous les services rendus par ces milieux, l'utilisation de la méthode d'évaluation contingente conduira nécessairement à une sous-estimation de leur valeur. Encore une fois, la différence entre les services écosystémiques rendus par les milieux naturels et les bénéfices environnementaux effectivement perçus par les agents interrogés rend la méthode inappropriée pour estimer le coût environnemental découlant de la destruction de zones naturelles complexes.

1.2.2. Les méthodes d'analyse conjointe

Présentation et objectifs

L'analyse conjointe est une technique par préférences déclarées permettant d'évaluer des facteurs multi-attributs non-marchand. Largement utilisée en recherche marketing, elle a été récemment employée en économie de l'environnement comme méthode alternative aux évaluations contingentes (Turner et al. [141]). De même que pour l'évaluation contingente, les enquêtes d'analyse conjointe se présentent sous la forme de questionnaires où les personnes interrogées font face à des ensembles d'options alternatives concernant l'usage d'une ressource (Hanley et al. [79]). Les préférences individuelles peuvent alors être établies en demandant aux individus de classer les options qui leur sont présentées, de les noter ou de choisir celles qu'ils préfèrent.

Ces différentes façons de mesurer les préférences correspondent à différentes variantes de l'approche par modélisation des choix (choice modelling), méthode d'analyse conjointe, la plus couramment utilisée, à savoir : l'expérience de choix (choice experiment), le classement contingent (contingent ranking), la notation contingente (contingent rating) et les comparaisons par paires (paired comparisons). Ces techniques diffèrent dans la qualité de l'information qu'elles génèrent, dans leur degré de complexité ainsi que dans leur capacité à

produire des estimations de consentement à payer cohérentes avec les mesures habituelles de variations du bien-être. Par ailleurs, en introduisant un prix, ou un facteur coût, parmi les attributs de la ressource, le consentement à payer peut être obtenu de façon indirecte.

Un avantage commun à toutes ces méthodes est qu'elles permettent de déterminer, séparément mais simultanément, l'importance de facteurs économiques, sociaux et environnementaux en un seul exercice d'évaluation. Or, il est effectivement possible que la qualité environnementale ne soit pas le seul facteur non-marchand affectant les préférences de la communauté. Il est également envisageable que les individus allouent des valeurs non-marchandes à certains facteurs économiques ou sociaux. Ainsi, les facteurs non monétaires tels que la qualité environnementale ou les opportunités de travail, aussi bien que les facteurs monétaires comme les taxes, peuvent être inclus comme attributs dans les options de l'ensemble de choix. Il est alors possible de déterminer l'importance relative que les agents accordent à ces attributs par les choix qu'ils effectuent. En revanche, les évaluations environnementales classiques ne permettent généralement d'évaluer de façon distincte qu'un attribut précis de façon approfondie ou un groupe d'attributs de façon superficielle.

Jusqu'ici l'analyse conjointe a été utilisée en environnement afin d'estimer aussi bien des valeurs d'usage que des valeurs totales (sommées de valeurs d'usage et de non-usage). Turner et al. [141] utilisent cette méthode afin d'estimer les valeurs d'une ressource qui ne possède que des valeurs de non-usage, à travers une illustration par deux enquêtes concernant des parcs nationaux dans le Maine. En effet, le système de parc national américain fournit de multiples bénéfices aux citoyens. Ainsi, ils sont nombreux à profiter, en plus des bénéfices récréatifs, de bénéfices de non-usage liés au parc, même lorsqu'ils n'envisagent pas de le visiter (ils dérivent de l'utilité du simple fait de l'existence du parc). D'après les résultats obtenus, l'analyse conjointe semble constituer une technique prometteuse pour trouver des valeurs de non-usage, aussi bien que des valeurs d'usage, générées par les parcs et d'autres zones similaires composées d'attributs multiples. En menant une enquête parmi un nombre important de personnes, y compris certaines qui n'ont pas l'intention de visiter le parc, l'existence de valeurs de non-usage peut être clairement démontrée.

Les variantes de la méthode

Les expériences de choix : elles trouvent leur origine dans l'analyse conjointe et sont donc utilisées depuis un certain temps dans le marketing, le transport et la psychologie. Le terme "expérience de choix" semble avoir été utilisé pour la première fois par Louvière et Woodworth [99] dans un article présentant une approche de l'analyse du comportement de choix agrégé du consommateur basée sur l'axiome de choix de Luce [100].

La technique d'expérience de choix constitue une application de la théorie des caractéristiques de la valeur de Lancaster [91] combinée avec la théorie d'utilité aléatoire⁶ [1, 11, 77, 32]. Elle peut être comparée à une généralisation des méthodes d'évaluation contingente, alternative, spécifique, cependant, plutôt que de demander aux individus de choisir entre une situation de référence et une des expériences de choix, leur demandent de choisir entre différents paniers de biens (environnementaux) décrits en termes d'attributs, ou caractéristiques, et de niveaux de ces attributs, l'un de ces attributs étant généralement le prix.

Ainsi, les personnes interrogées font généralement face de 6 à 10 ensembles de choix, chacun contenant une option de base ainsi que 2 ou 3 alternatives. Il leur est alors demandé d'indiquer l'option qu'ils préfèrent dans chaque ensemble de choix. Le niveau des attributs caractérisant les différentes options varie en fonction de la construction expérimentale, ce qui permet d'estimer l'importance relative des attributs décrivant les options obtenues. Par conséquent, plutôt que d'être questionnés sur un seul évènement dans le détail, comme c'est le cas dans une évaluation contingente, les individus sont questionnés sur un échantillon d'évènements tirés de l'univers des évènements possibles. Toutefois, les problèmes liés à la construction du scénario et à la sélection du véhicule de paiement que l'on observe dans les évaluations contingentes s'appliquent également à l'expérience de choix.

⁶Pour plus d'informations sur la technique d'expérience de choix se référer à : Adamowicz et al. (1998); Blamey et al. (1999); Hanley et al. (2001); Carlsson et al. (2003).

Certains chercheurs ont obtenu des résultats positifs en utilisant les expériences de choix pour évaluer l'effet d'une amélioration environnementale sur les valeurs d'usage :

1. Carlsson et al. [32] essayent d'identifier les caractéristiques des zones humides, en plus de la rétention de nutriments, que les individus jugent importantes. Plus précisément, ils tentent d'estimer les consentements marginaux à payer des individus pour différents attributs d'une zone humide. Les consentements marginaux individuels sont estimés selon une méthode d'expérience de choix, dans laquelle les individus doivent choisir entre différentes alternatives de zones humides possédant différentes caractéristiques. Grâce à cette expérience, les auteurs ont identifié un nombre d'attributs améliorant ou réduisant l'utilité dérivée d'une zone humide. Les résultats restent néanmoins contextuels (résultats d'une étude conduite dans une communauté spécifique).

2. Birol et al. [10] ont pour objectif de donner aux hommes politiques les informations dont ils ont besoin concernant la valeur économique des bénéfices générés par une gestion durable de la zone humide de Cheimaditida (Grèce). Le bien à évaluer est le scénario de gestion de la zone humide dont les attributs pertinents ont été identifiés en consultation avec des écologues, des hydrologues et des économistes de l'agriculture et de l'environnement. Les résultats indiquent qu'il existe des bénéfices économiques positifs associés aux attributs écologiques, économiques et sociaux de la zone humide en question. L'impact des caractéristiques des personnes interrogées sur leur évaluation de la zone humide sont significatifs et conformes à la théorie économique.

3. Adamowicz et al. [1], pour leur part, ont développé une application empirique particulière consistant à mesurer la valeur associée à une amélioration de la population d'espèces menacées, en utilisant à la fois une évaluation contingente et une expérience de choix. D'après leurs résultats, l'expérience de choix possède un mérite considérable pour mesurer les valeurs d'usage passif par rapport à l'évaluation contingente. Elle fournit, par exemple, une description plus riche de l'arbitrage entre attributs que les individus sont prêts à faire.

Ces résultats suggèrent que l'expérience de choix fournit des informations pouvant être très utiles dans l'évaluation environnementale et pourrait constituer une alternative de choix ou un complément aux méthodes d'évaluation contingente pour des analyses appliquées.

La modélisation des choix : cette variante est caractérisée par un certain nombre d'étapes clés énumérées par Hanley et al. [78]. Tout comme les évaluations contingentes, la

modélisation des choix permet de mesurer tout type de valeur, y compris les valeurs de non-usage. Ainsi, les résultats d'une application de modélisation des choix construite pour estimer les valeurs de non-usage d'attributs à la fois environnementaux et non-environnementaux sont rapportés par Morrison et al. [110].

L'application mise en œuvre porte sur Macquarie Marshes, une zone humide importante située dans le New South Wales en Australie. Cette recherche représente une des premières tentatives d'utilisation de la modélisation des choix pour estimer des valeurs de non-usage, en particulier dans le domaine de la gestion de la ressource en eau. D'après les résultats obtenus, cette méthode semble pouvoir produire des estimations valides de valeurs non-marchandes.

Classement contingent : une expérience de classement contingent consiste à demander aux personnes interrogées de classer un ensemble d'options alternatives caractérisées par un certain nombre d'attributs offerts à différents niveaux en fonction des options (Hanley et al. [77]). L'option de statu quo est généralement incluse dans l'ensemble de choix de manière à assurer des résultats cohérents avec la théorie du bien-être. Cette méthode peut également être vue comme une série de choix où les personnes interrogées font face à un processus de choix séquentiel : elles choisissent l'option qu'elles préfèrent, puis l'option qu'elles préfèrent parmi les options qui restent quand on a retiré la première option choisie et ainsi de suite. En d'autres termes, un exercice de classement contingent peut être décomposé en un ensemble d'expériences de choix, les valeurs de bien-être pouvant alors être estimées. Les auteurs soulignent que le classement des données fournit plus d'informations statistiques que les expériences de choix, ce qui conduit à un intervalle de confiance plus serré autour des estimations des paramètres.

Toutefois, cette méthode présente une difficulté cognitive supplémentaire du fait du classement de choix composés de nombreux attributs et niveaux. Les recherches effectuées sur cette question semblent indiquer que les choix ne sont pas cohérents et fiables entre les différentes classes (les réponses peuvent être gouvernées par des protocoles de décision différents selon les classes). Les résultats peuvent également indiquer un bruit croissant (effets aléatoires) avec la profondeur de la tâche de classement (les rangs les plus faibles semblent généralement moins fiables que les plus hauts). Plus important, le fait que l'alternative de base ne puisse nécessairement pas être présente dans tous les arbitrages proposés, peut donner des estimations de bien-être qui ne sont pas conformes à la théorie économique standard de la

demande. En d'autres termes, une fois que l'alternative de base est choisie, les choix suivants ne donnent aucune information quant à la courbe de demande réelle de l'agent, mais reflètent plutôt une demande conditionnelle aux choix qui restent dans l'ensemble de choix (Louvière et al. [98]). Pour s'assurer d'avoir des résultats cohérents avec la théorie du bien-être, une fois le statu quo choisi, il est donc nécessaire d'éliminer de la procédure d'estimation tous les choix suivants.

Notation contingente : en ce qui concerne la notation contingente, les personnes interrogées font face à un certain nombre de scénarios qu'elles doivent noter individuellement sur une échelle pouvant être sémantique ou numérique. Cette approche n'implique pas de comparaison directe de choix alternatifs et il n'y a donc aucun lien théorique formel avec les notes données et les choix économiques.

Ces exercices sont moins utilisés en économie environnementale. La raison principale réside en des hypothèses fortes devant être posées pour transformer les notations en utilités. Ces hypothèses ne sont pas cohérentes avec la théorie du consommateur (cardinalité des échelles de notation ou hypothèse implicite de comparaison des notations entre les individus). Cette méthode ne donne donc pas d'estimation de valeur pertinente avec la théorie du bien-être.

Comparaison par paires : dans un exercice de comparaison par paires, les personnes interrogées doivent choisir leur alternative préférée entre deux, et indiquer la force de leur préférence sur une échelle sémantique ou numérique. Cette approche constitue une tentative pour obtenir plus d'informations que la simple identification de l'alternative préférée. Elle combine des éléments d'expérience de choix et de notation contingente. Notons que l'option de statu quo doit toujours être présente dans la paire afin que les estimations résultantes soient cohérentes avec la théorie du bien-être. Cette technique est très populaire en marketing, il existe quelques applications dans la branche environnementale.

L'analyse conjointe en général, et la modélisation des choix en particulier, reçoit une attention croissante dans la littérature économique autant que dans les cercles politiques du fait de la flexibilité qu'elle permet. Son utilisation a été légitimée par la NOAA et sa règle d'équivalence par habitat, provenant partiellement des critiques essuyées par les évaluations

contingentes suite au cas de l'Exxon Valdez. La NOAA recommande ainsi l'utilisation de l'analyse conjointe comme outil de mesure des compensations en nature pour les actifs naturels endommagés. La question pertinente consiste alors à savoir si l'analyse conjointe constitue une méthode plus fiable que l'évaluation contingente dans l'estimation des valeurs environnementales, notamment de non-usage.

Limites de la méthode

L'expérience de choix semble particulièrement recommandée pour les situations où les changements sont multidimensionnels ou en limitant considérablement les coûts, grâce à la possibilité d'évaluer simultanément un certain nombre d'options. Elle fournit également des informations de valeur concernant l'importance relative des différents attributs. Par ailleurs, cette approche peut être particulièrement utile à ceux philosophiquement opposés à l'évaluation monétaire de l'environnement. En portant l'attention des personnes interrogées sur les différences de résultats pour les options alternatives de gestion, la modélisation de choix permet en outre d'obtenir des réponses faites avec plus de discernement et de limiter les risques de réponses de complaisance que l'on trouve dans les évaluations contingentes. Une plus grande attention portée sur les biens substitués devrait également réduire la tendance de certaines personnes à donner leur consentement à payer à la première option de gestion acceptable qu'on leur présente.

Toutefois, ces avantages potentiels doivent être envisagés au regard d'une plus grande complexité de mise en œuvre des études de modélisation de choix, en termes de construction expérimentale, de construction du questionnaire et des focus groupes, ainsi que de l'estimation du modèle. La construction de l'expérience de choix peut donc également être source de difficultés. L'effet des attributs, notamment, est limité dans la manière dont ils peuvent intégrer la fonction d'utilité et les problèmes liés aux informations, à la construction de l'enquête et à sa conduite, sont aussi importants dans les expériences de choix que pour les évaluations contingentes.

Ainsi, loin de constituer une panacée, la méthode d'analyse conjointe présente également certains inconvénients dont il convient de tenir compte⁷ [101, 86, 18, 1, 136, 65]. Globalement, l'analyse conjointe ne semble pas avoir complètement gagné le statut qu'elle réclame. La capacité à collecter de plus grandes quantités d'informations ne peut être déniée et

il semble raisonnable de penser que les processus interactifs (choix répétés de chaque individu) les aident dans des situations d'évaluation où ils n'ont aucune expérience. Cependant, les résultats à ce jour suggèrent que ces méthodes rencontrent également la plupart des problèmes remarqués dans les évaluations contingentes avec, en outre, des questions potentiellement difficiles d'identification, nécessaires pour recueillir suffisamment d'informations et estimer le consentement à payer par le biais de notations ou de choix (Smith, [134]).

Par ailleurs, se pose également la question de savoir si la nature essentielle d'un actif environnemental, comme une zone humide, peut être décrite uniquement par ses composants individuels. Deux problèmes peuvent être distingués : tout d'abord, la valeur de la zone humide dans sa totalité peut être supérieure à la somme des valeurs de ses attributs. Ensuite, la manière dont la forme expérimentale traite les attributs, en termes de construction orthogonale des effets principaux utilisés dans l'expérience de choix, peut être en désaccord avec la réalité écologique. Par exemple, une quantité minimale d'attribut A peut être nécessaire pour que l'attribut B devienne viable. Ces deux problèmes peuvent être envisagés comme étant liés à la fois à ce que les individus perçoivent de l'environnement, et à la façon dont l'environnement en question fonctionne.

Les méthodes d'analyse conjointe sont axées sur la détermination des éléments influençant les décisions prises par les acteurs dans le cadre de projets ou lors de la mise en œuvre d'une politique publique. Or, ce sont justement les décisions prises du fait des préférences des agents qui sont remises en cause dans le cas des atteintes causées à la biodiversité et aux écosystèmes. Le manque de connaissance des personnes interrogées quant aux services rendus par les milieux naturels atteints, ne leur permet pas de hiérarchiser correctement les attributs d'un projet ou d'une politique donnée.

⁷Pour plus d'informations concernant les limites méthodologiques relatives aux méthodes d'analyse conjointe et une comparaison de ces méthodes aux évaluations contingentes, se référer à : Magat et al. (1988); Irwin et al. (1993); Boxall et al. (1996); Adamowicz et al. (1998); Stevens et al. (2000); Foster et Mourato (2003).

Le problème de différence entre les services éco systémiques perçus par les agents et les services éco systémiques effectivement rendus par les milieux n'est toujours pas résolu et s'ajoute au risque de ne pas tenir compte des interrelations existant entre les différents attributs identifiés.

1.3. Conclusion sur les méthodes d'évaluation traditionnelles

Bien que les méthodes d'évaluation traditionnelles semblent fonctionner dans certains cas précis, pour certaines valeurs particulières (comme les bénéfices liés aux loisirs) ou pour certains actifs bien connus des agents (comme la qualité de l'eau et les biens et services environnementaux touchant à leur santé), il en va différemment lorsqu'il s'agit d'estimer des milieux naturels complexes et, plus encore, d'éventuels impacts supportés par ces milieux. La raison principale est liée au fait que toutes ces méthodes, qu'elles soient fondées sur des préférences révélées ou déclarées, sont basées sur l'estimation du consentement à payer des agents pour l'actif environnemental évalué, et donc sur ses préférences. Or, le manque de connaissance des agents interrogés quant aux services rendus par les écosystèmes et la biodiversité ne permet pas aux services non perçus par les agents d'apparaître dans les valeurs ainsi estimées, conduisant à une sous-estimation des actifs environnementaux évalués.

Si nous ne remettons pas en cause le principe d'ancrer l'estimation de la valeur des actifs environnementaux sur les bénéfices que ces actifs apportent aux humains, nous pensons que ces derniers ne disposent pas nécessairement des connaissances nécessaires pour évaluer eux-mêmes l'impact que pourrait avoir la disparition de ces actifs sur leur bien-être. Selon nous, il convient alors d'orienter l'évaluation des impacts environnementaux directement sur les dégâts causés à l'environnement, la variation de bien-être découlant de ces impacts restant alors présente mais de façon sous-jacente à l'évaluation. À cet égard, l'étude de méthodes d'évaluation dédiées spécifiquement aux écosystèmes et à la biodiversité, jusqu'ici utilisées à d'autre fin que l'évaluation des impacts environnementaux d'un projet, peut apporter un éclairage nouveau quant aux améliorations potentielles à apporter aux méthodes d'évaluation traditionnelles.

Chapitre 2

Évaluation des écosystèmes et de la biodiversité

Lorsqu'un projet d'aménagement est mis en œuvre, les dommages causés à la nature dégradent l'approvisionnement des services éco systémiques rendus par les milieux touchés. Les méthodes d'évaluation traditionnelles permettent théoriquement, en scindant la valeur économique totale en plusieurs catégories de valeur, puis en estimant chaque catégorie via la méthode d'évaluation supposée être la plus adaptée, de déterminer la valeur d'un actif environnemental donné ou celle d'une variation dans la qualité de cet actif. Cependant, comme nous venons de le voir, pour les actifs environnementaux complexes tels que des milieux naturels dans leur ensemble, ces méthodes ne permettent de capturer qu'une partie de la valeur réellement fournie aux hommes par ces milieux, une partie restant non capturée du fait des connaissances limitées des individus interrogés quant aux biens et services analysés. Comment améliorer alors l'évaluation économique des milieux naturels complexes de sorte que ces milieux puissent être pris en compte à leur juste valeur lors des décisions prises dans le cadre de projets d'aménagement ?

Depuis la première évaluation globale des services rendus par les écosystèmes, menée par Costanza et al. [47], plusieurs groupes de travail se sont penchés sur la question des outils économiques les plus pertinents pour évaluer les impacts causés aux écosystèmes et à la biodiversité par les activités humaines. Si la première évaluation était effectivement orientée sur la valeur des services éco systémiques en eux-mêmes, les méthodologies suivantes étaient plutôt axées sur l'évaluation des politiques environnementales. L'objectif était alors de déterminer quels seront les effets, sur les écosystèmes et la biodiversité, de la mise en œuvre d'une politique environnementale donnée, afin de vérifier si cette politique permet effectivement d'atteindre les objectifs environnementaux fixés. Les outils, utilisés ou recommandés par ces groupes de travail, sont destinés à accomplir des évaluations à l'échelle macroéconomique. Les questions et problèmes méthodologiques soulevés par une évaluation macroéconomique sont très différents de ceux que l'on peut rencontrer à l'échelle locale des projets d'aménagement. Ces méthodes ne sont donc pas nécessairement applicables directement dans notre cadre d'étude. Il n'empêche que certaines réflexions et

recommandations restent tout à fait pertinentes et font partie des concepts de base retenus dans l'élaboration de notre méthode adaptée d'évaluation du coût environnemental d'un projet.

Il existe également, à travers le monde, des outils d'évaluation des milieux naturels utilisés à l'échelle microéconomique. Un de ces outils, la méthode HEP, nous intéresse particulièrement. Il s'agit d'une méthode d'évaluation fondée sur l'obtention d'une équivalence en nature entre un dommage causé à l'environnement et une amélioration écologique apportée à une autre zone naturelle via la mise en œuvre de mesures compensatoires. Cette méthode, développée aux États-Unis dans le cadre du système de marché créé spécifiquement pour aider à atteindre l'objectif national de "zéro perte nette" en zones humides, est utilisée dans un cadre très différent du notre. Nous pensons cependant que, croisée avec les concepts macroéconomiques retenus, cette méthode peut être adaptée puis employée pour estimer le coût environnemental d'un projet d'aménagement.

Dans les sections suivantes, nous commencerons par étudier les axes de réflexion suivis par les groupes de travail internationaux tournés sur l'évaluation des écosystèmes et de la biodiversité et les recommandations macroéconomiques qui en découlent, en soulignant les concepts que nous pensons également pertinents à l'échelle plus locale des projets d'aménagement. Nous nous attarderons ensuite sur le marché américain des zones humides et présenterons le cadre conceptuel de la méthode HEP d'origine.

¹Biome : appelé aussi aire biotique, éco zone ou écorégion, un biome est un ensemble d'écosystème caractéristique d'une aire biogéographique et nommé à partir de la végétation et des espèces animales qui y prédominent et y sont adaptées.

²Études dont l'objectif était d'estimer la valeur de différents services rendus par les écosystèmes.

³D'après eux, la valeur estimée devrait augmenter avec les efforts supplémentaires apportés à l'étude et l'évaluation d'un plus grand nombre de services, avec l'incorporation de représentations.

2.1. Les fondements macroéconomiques

La réflexion sur l'évaluation mondiale des écosystèmes et de la biodiversité a commencé avec les travaux de Costanza et al. [47], sources de vives discussions dans la littérature (Bocks Tael et al. [13], Limburg et al. [95], Chée [38]). L'ampleur des atteintes causées à ces ressources a par la suite, suscité la mise en place de groupes de réflexion internationaux pluridisciplinaires. Bien que localisée à une échelle plus locale, notre méthodologie retient certains axes de réflexion et orientations proposés par ces groupes de travail. Cela nous permet, en outre, de nous assurer que notre méthodologie ne s'avère pas, par la suite, contradictoire à d'éventuelles directives préconisées par le gouvernement.

L'analyse des réflexions portant sur l'évaluation des écosystèmes et de la biodiversité à l'échelle mondiale nous mènera à étudier plus particulièrement deux éléments : le transfert de bénéfices et les mesures de compensation telles qu'elles sont plus au moins (avec toutes les réserves d'application), actuellement mises en œuvre en Algérie.

2.1.1. L'évaluation des écosystèmes et de la biodiversité à l'échelle mondiale

La première évaluation monétaire globale des services rendus à l'humanité par les écosystèmes naturels a été effectuée par Costanza et al. [47]. Les auteurs ont estimé la valeur économique de 17 services pour 16 biomes¹, en se fondant à la fois sur des études déjà publiées² ainsi que sur de nouveaux calculs effectués par leurs soins. Pour la biosphère dans son ensemble, la valeur obtenue (dont la majorité est hors-marché) est ainsi estimée entre 16 000 et 54 000 milliards de dollars par an, avec une moyenne de 33 000 milliards, soit deux fois le PNB mondial en 1997. S'ils reconnaissent que leur façon de procéder engendre de nombreux problèmes conceptuels et empiriques, les auteurs estiment néanmoins que ce résultat ne constitue qu'une valeur minimum compte tenu des types d'incertitude rencontrés lors de cette analyse³. Cet article avait pour but d'établir une première approximation de la valeur potentielle des services rendus par les écosystèmes, tout en posant un cadre d'analyse permettant la poursuite des recherches. Les limites de cette première évaluation se situent notamment dans un manque d'évaluation concernant certains écosystèmes et certains services ainsi que dans les méthodes d'évaluation utilisées. Celles-ci sont principalement fondées sur l'estimation du consentement à payer des individus pour ces services environnementaux alors même que l'on sait que ceux-ci ne sont parfois même pas conscients de leur existence. Pour

Costanza et al. L'intérêt d'une évaluation de ce type est de permettre aux questions environnementales de prendre une plus grande part dans les processus décisionnels concernant les politiques publiques mises en place, mais également lors des analyses coûts-bénéfices effectuées dans le cadre de projets. Depuis 1997, l'analyse des services écologiques s'est enrichie, notamment avec le Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005).

L'évaluation des écosystèmes pour le millénaire et l'Impact Pathway

L'évaluation des écosystèmes pour le millénaire met l'accent sur les "services d'origine éco systémique" et postule dans son cadre conceptuel que les hommes sont partie intégrante des écosystèmes et qu'il existe une interaction dynamique entre ces hommes et d'autres éléments de ces Écosystèmes. Une force clé du MEA est son cadre conceptuel liant les écosystèmes, et les services rendus, au bien-être Humain: l'Impact pathway.

Le challenge de l'Impact pathway est d'identifier tous les services éco systémiques qui seront affectés par les décisions et d'obtenir des informations suffisantes pour conduire les évaluations, en faisant le lien entre l'évaluation de variations dans l'approvisionnement des services environnementaux et les variations du bien-être humain qui en découlent. Afin de comprendre la valeur d'un écosystème, il est nécessaire de caractériser et de quantifier les relations entre les écosystèmes et l'approvisionnement en services éco systémiques, puis d'identifier la façon dont ils impactent le bien-être humain. Les étapes de l'Impact Pathway recommandées par le MEA sont les suivantes :

1. Établir le niveau de base environnemental : généralement lié à l'option consistant à ne rien faire, ce niveau de base permet d'identifier et de catégoriser les écosystèmes et leurs services, fournissant une base à partir de laquelle identifier la localisation et les types de services éco systémiques impactés par les différentes actions politiques étudiées. Les écosystèmes étant dynamiques, le niveau de base ne correspond pas nécessairement aux conditions actuelles.

2. Identifier et fournir une estimation qualitative des impacts potentiels des options de politiques sur les services éco systémiques : l'objectif est de fournir une évaluation qualitative préliminaire des services risquant d'être affectés par une politique et l'importance éventuelle de ces variations. Il est essentiel de considérer très tôt la façon dont

les services éco systémiques peuvent interagir entre eux. Il peut, en effet, y avoir des complémentarités ou au contraire des conflits.

3. Quantifier les impacts des options sur les services éco systémiques spécifiques :

Il est nécessaire de déterminer l'étendue selon laquelle les écosystèmes fournissent le service et la manière dont l'option va impacter cet approvisionnement. Il peut être très difficile de quantifier les niveaux de services éco systémiques fournis pour chaque option. Dans certains cas, le niveau d'approvisionnement peut être remplacé par l'étendue de l'habitat existant pour chaque option (proxy). La relation entre la zone d'habitat et l'approvisionnement du service peut être linéaire.

4. Estimer les effets sur le bien être humain : cette étape lie les impacts sur les services éco systémiques aux points finaux ayant un impact sur le bien-être humain. Lorsque ces impacts sont estimés, il est important de se concentrer non seulement sur les services éco systémiques mais également sur les bénéfices dérivés de ces services, car c'est ce qui affecte directement le bien-être.

5. Évaluer les variations dans les services éco systémiques : cette dernière étape inclut l'application de techniques d'évaluation économiques pour estimer les valeurs possibles attribuées aux services éco systémiques, en favorisant le transfert de bénéfices, et en prenant garde au risque de doubles comptes.

Partant de cette méthodologie, trois formes de recommandation issues du MEA nous semblent particulièrement intéressantes. La réponse économique préconise un plus grand usage d'instruments économiques et d'approches respectant les lois du marché dans la gestion des services d'origine écosystémique⁴. La réponse technologique s'appuie sur la restauration des services d'origine éco systémique. Le MEA considère que les écosystèmes comportant des reliques de leur état avant conversion peuvent souvent être restaurés et procurer certains de leurs services initiaux. Il précise toutefois que le coût de restauration est en général extrêmement élevé comparé au coût de prévention de la dégradation de l'écosystème, que tous les services ne peuvent pas être restaurés et que ceux ayant subi des dommages lourds peuvent nécessiter un temps de récupération considérable. La réponse en matière de connaissances traite de l'incorporation des valeurs non marchandes des écosystèmes dans les décisions de gestion des ressources et d'investissement. La plupart des décisions de gestion des ressources

et d'investissement sont fortement influencées par des considérations de coûts et d'avantages monétaires liés à des choix alternatifs de politique. Ces décisions peuvent être améliorées si elles sont éclairées de la création de marchés, du paiement des services d'origine éco systémique, ou encore de mécanismes facilitant l'expression des préférences du consommateur à travers les marchés par toute la valeur économique des options de gestion alternatives, et l'implication de mécanismes consensuels qui conduisent à la prise en compte de considérations non économiques.

Évaluer des écosystèmes via l'impact pathway nécessite une intégration de l'écologie et de l'économie dans un cadre interdisciplinaire. L'écologie devrait fournir les informations relatives à l'approvisionnement des services éco systémiques, tandis que l'économie doit apporter les outils pour estimer leur valeur. L'évaluation de la régulation des services éco systémiques doit être basée sur une compréhension des processus biologiques et physiques sous-jacents conduisant à leur approvisionnement. Une telle compréhension rend possible l'estimation de la valeur économique, quelques challenges restent toutefois à résoudre comme l'interdépendance entre écosystèmes, les effets de seuil⁵ et les incertitudes relatives au fonctionnement des écosystèmes (les écosystèmes peuvent, par exemple, répondre de façon non-linéaire aux changements).

La pluridisciplinarité et le fait d'intégrer l'écologie et l'économie dans un cadre d'évaluation commun est l'élément principal formant le fondement macroéconomique de notre méthode d'évaluation adaptée. Ainsi, l'apparition des services éco systémiques et l'ancrage de l'évaluation sur les impacts réellement supportés par l'environnement constituent un des principes clés que nous avons conservés. La possibilité, évoquée par le MEA, d'utiliser les habitats comme proxy pour déterminer les impacts environnementaux d'une politique correspond, nous le verrons, à une variable d'évaluation également envisagée dans la méthode HEP d'origine.

⁴Il peut s'agir de taxes ou droits d'utilisation pour les activités engendrant des coûts externes.

⁵Comme l'état d'un écosystème se détériore, les services fournis vont diminuer. Quelques fois, cela peut se produire de façon graduelle, mais dans d'autres circonstances un seuil peut être atteint. Au-delà de ce seuil, un changement irréversible de l'écosystème peut se produire, résultant en une perte permanente de services.

D'autre part, si l'échelle microéconomique n'est pas pertinente pour décider de l'opportunité de créer un nouveau marché, d'autres éléments proposés par le MEA apparaissent également dans notre méthodologie, à savoir : la restauration des services éco systémiques et l'incorporation des valeurs non-marchandes associées à ces services dans les processus décisionnels. Toutefois, contrairement au MEA, notre méthodologie ne cherche pas à évaluer directement l'impact de la mise en œuvre d'une politique publique, ou d'un projet dans notre cas, sur le bien-être humain. Nous avons choisi, à ce stade, de rester ancrés sur des éléments écologiques en utilisant une méthode d'évaluation par équivalence et en suivant les étapes de la méthode HEP quand le MEA suggère d'utiliser les méthodes d'évaluation traditionnelles et, plus particulièrement, le transfert de bénéfices. Cette divergence de choix est due à une différence entre les objectifs du MEA, orientés sur l'évaluation des politiques publiques environnementales, et notre objectif d'évaluation du coût environnemental d'un projet d'aménagement. Les politiques publiques se soucient généralement plus des effets négatifs d'une dégradation de l'environnement sur la santé ou sur le bien-être perçu des individus tandis que le coût environnemental d'un projet dépend principalement de l'impact physique causé à la nature, ayant ensuite des répercussions sur les individus qui n'en sont pas toujours conscients.

The Economics of Ecosystems and Biodiversity sur les traces du MEA

Le MEA a fermement établi le concept de services éco systémiques comme modèle important pour lier le fonctionnement des écosystèmes aux bénéfices apportés au bien-être humain. Le cadre du MEA constitue donc le fondement pour l'évaluation des conséquences économiques des pertes de biodiversité. Toutefois, il n'a pas été développé comme un exercice d'évaluation et ne correspond donc pas tout à fait au cadre pertinent pour cet objet.

Partant du protocole recommandé par le MEA, les étapes préconisées par le TEEB sont les suivantes :

1. Définir les actions politiques appropriées basées sur les pilotes à l'origine des pertes: la biodiversité est perdue et les écosystèmes dégradés via une diversité de pilotes (pertes et dégradations d'habitats, surexploitation, espèces invasives, réchauffement climatique etc., ...). Le point de départ consiste avant tout à bien identifier ces pilotes,

de manière, une fois l'objectif de conservation explicité, à déterminer un panier d'actions politiques permettant d'atteindre cet objectif.

2. Définir les états du monde potentiels : évaluer l'efficacité d'une action politique particulière nécessite de comparer deux états du monde hypothétiques (avec action, sans action) obtenus via des scénarios appropriés.

3. Quantifier et cartographier la manière dont l'approvisionnement biophysique des bénéfiques est affecté par l'action politique : la première étape consiste à définir ce que sont les bénéfiques ou processus bénéficiaires qui seront évalués. Ils doivent être définis avec attention afin d'éviter les doubles comptes. Pour chaque bénéfice particulier, il faut comprendre comment son approvisionnement est affecté par l'action politique. Pour ce faire, il faut pouvoir quantifier l'approvisionnement prévu pour chaque état du monde considéré. Les variations spatiales dans l'approvisionnement des bénéfiques peuvent ensuite être cartographiées.

4. Quantifier et cartographier la valeur économique de variations dans les bénéfiques découlant des actions politiques : l'information concernant la façon dont la production biophysique de chaque bénéfice change sous chaque scénario devient la base de l'évaluation économique, en utilisant les outils appropriés. Différents bénéfiques correspondent à différents types de valeurs économiques, ce qui affecte les méthodes utilisées pour quantifier ces valeurs.

5. Quantifier et cartographier la valeur économique totale de variations dans les bénéfiques dérivés d'une action publique : une fois converties en une monnaie commune, les informations pour tous les bénéfiques et services sont combinées. Cela fournit une quantification globale de la valeur économique des différences observées dans les flux de bénéfiques et services.

6. Quantifier et cartographier les coûts de l'action politique : dans la plupart des cas, les valeurs et étendues géographiques des coûts devront être modélisées à partir de points de données collectées.

7. Quantifier et cartographier les conséquences économiques nettes d'une action politique : pour cela, les coûts de l'action avec les gains économiques issus des bénéfices et processus obtenus à partir de la conservation additionnelle de biodiversité et d'écosystèmes sont comparés.

Un apport essentiel du TEEB, par rapport au MEA, est situé dans la classification des services éco systémiques. En effet, du fait du mélange entre les processus et bénéfices, le cadre choisi par le MEA est particulièrement propice aux doubles comptes. Au contraire, la classification proposée dans le document du TEEB "Scoping the Science" (Balmford et al. [6]) a été développée dans l'objectif explicite de fournir une base adéquate pour l'évaluation économique.

Les auteurs font une distinction explicite entre processus et bénéfices. Ils considèrent ainsi deux types de processus : les processus au cœur de l'écosystème, les fonctions éco systémiques de base, et les processus éco systémiques bénéficiaires, processus spécifiques soutenant directement les bénéfices humains. Les bénéfices correspondent aux produits finaux de ces processus éco systémiques bénéficiaires. Il aurait alors été souhaitable de se concentrer sur ces groupes de bénéfices finaux pour servir de base à l'évaluation économique (se concentrer sur les bénéfices permet d'éviter les doubles comptes puisque la valeur des différents processus éco systémiques aurait été partitionnée en fonction de leur contribution à chaque bénéfice final). En pratique, malheureusement, cette stratégie est très difficile à suivre sur la base de la littérature disponible. Le partitionnement a donc été effectué sous forme de revues thématiques constituant un mélange entre les bénéfices et processus. En traduisant les liens entre les bénéfices et processus au sein d'une matrice, les auteurs ont été capables de les grouper de façon à faire un compromis entre l'idéal théorique et la réalité pratique, tout en évitant explicitement les doubles comptes.

Le TEEB utilise les réflexions et recommandations du MEA comme point de départ. Les principaux éléments clés que nous avons retenus à partir des travaux du MEA, notamment l'ancrage de l'évaluation sur les impacts réellement supportés par les milieux naturels, se retrouvent également dans les préconisations du TEEB. Il en est de même pour les divergences puisque le TEEB conserve la même échelle macroéconomique d'évaluation et le même objectif axé sur l'évaluation des politiques publiques. Cependant, le TEEB s'est orienté de façon plus précise sur l'estimation du coût économique de ces politiques publiques et se

rapproche donc un peu plus de ce que nous cherchons à faire. De fait, les étapes préconisées ici ressemblent aux étapes d'une analyse coûts-bénéfices, dans laquelle devra justement s'insérer notre méthode d'évaluation. Des travaux du TEEB, nous retenons donc surtout la classification des services éco systémiques, spécifiquement créée dans un objectif d'évaluation économique et a priori plus propice à une intégration dans le cadre d'une analyse coûts-bénéfices. Comme le MEA, le TEEB recommande d'évaluer les services éco systémiques en utilisant les méthodes traditionnelles et plus particulièrement le transfert de bénéfices, que nous étudierons dans la section suivante (2.1.2.). Nous avons, pour notre part, choisi d'utiliser une méthode d'évaluation par équivalence, fondée sur l'obtention d'une équivalence en nature entre l'impact écologique généré par le projet d'aménagement et la mise en œuvre de mesures compensatoires. Les mesures compensatoires, telles qu'elles sont appliquées actuellement en Europe non opérationnelles en Algérie, feront l'objet de la section d'après (2.1.3.).

2.1.2. Le transfert de bénéfices

Les vingt dernières années témoignent d'un appui croissant en faveur des analyses coûts-bénéfices à la fois comme méthode d'évaluation de projets ou comme outil d'aide à la décision concernant les politiques publiques (Bateman et al. [7]). Outre Atlantique, l'Environmental Protection Agency [EPA], agence fédérale américaine pour la protection de l'environnement, a même développé, suite à l'Executive Order 12291, des guides permettant à ses agents d'effectuer leurs propres ACB⁶. Suite à cette "officialisation" de l'ACB, la prolifération des analyses et des méthodes d'évaluation qui s'y rattachent a été concomitante à un intérêt croissant porté au potentiel du transfert de bénéfices. En effet, du fait des budgets d'études restreints et du temps généralement limité dont disposent les analystes, l'EPA suggère, lorsque cela est possible, que les coûts et les bénéfices soient déterminés à partir de résultats provenant d'études existantes (Desvousges et al. [60]).

⁶U.S.EPA, 1983, guidelines for performing regulatory impact analysis, EPA-230-01-84-003, Office of Policy Analysis, Washington DC, 103p.

Présentation et objectifs

L'objet du transfert de bénéfices, en économie de l'environnement, est l'évaluation monétaire de la variation de bien-être liée à la modification d'un bien environnemental, à partir de résultats d'études antérieures portant sur des modifications comparables de systèmes environnementaux similaires.

Le transfert de bénéfices a ainsi été défini comme le "transfert d'estimations provenant d'études existantes de valeurs non-marchandes vers un nouveau site d'étude différent de l'étude pour laquelle les valeurs ont été estimées à l'origine" (Boyle et Bergström [19]) et, plus généralement, comme "une application d'un ensemble de données développées pour un usage particulier à une application alternative distincte" (Brookshire et Neill [23]). Il s'agit donc, en fonction de la méthode de transfert choisie, de transposer les valeurs environnementales estimées sur un site (site d'étude) via des techniques d'évaluation fondées ou non sur le marché, à un autre site (site d'application) où les estimations sont nécessaires pour évaluer une variation de la qualité environnementale du système (Desvousges et al. [60]). La pratique du transfert de bénéfices environnemental est basée sur l'hypothèse selon laquelle il existe des modèles applicables similaires pour des valeurs environnementales révélées ou exprimées par les agents via des techniques d'évaluation économiques (Brouwer [24]). Il est alors possible d'effectuer une évaluation environnementale sur un site pour lequel il n'existe que peu voire aucune données (Dowding et Ozuna [61])⁷. Une revue des études de transfert de bénéfices montre qu'il n'existe pas de méthodologie unique et universellement adoptée. Trois grandes catégories d'approches peuvent être identifiées (Bateman et al. [7])⁸ :

1. Transférer des valeurs unitaires non ajustées : l'approche la plus simple pour transférer des bénéfices d'un site à un autre est d'appliquer la valeur unitaire estimée sur le site d'origine au site d'application. Une variété de valeurs unitaires peut être transférée, les plus classiques étant les mesures médiane ou moyenne de consentement à payer.

⁷Des informations sur les évaluations primaires menées sur différents sites d'étude peuvent être obtenues, par exemple, dans des bases de données telles que EVRI (Environmental Valuation Reference Inventory) et ENVALUE.

⁸Pour une comparaison des différentes approches, se référer à : Loomis (1992); Dowding et Ozuna (1996); Brouwer et al. (1997); Genty (2005).

On suppose donc que la variation de bien-être subie par la personne moyenne ou médiane sur le site d'étude est la même que celle subie par la personne moyenne ou médiane sur le site d'application (Colombo et al. [44]) entre les deux sites est difficile à soutenir dans la pratique. En effet, un tel transfert n'apparaît bien qu'ayant l'avantage d'être simple, l'hypothèse de valeurs unitaires identiques a priori valable que si le système d'application est analogue à celui de référence en termes d'actif environnemental évalué, de caractéristiques socio-économiques des populations pertinentes et de taille du marché, de caractéristiques physiques des deux sites, de degrés de variation dans la qualité environnementale des deux sites ainsi que concernant les conditions de marché comme la présence de substituts (Genty [70]). Les conditions idéales au transfert direct sont donc difficiles à obtenir et le choix de l'étude de référence constitue ici la seule opportunité de flexibilité. C'est pourquoi les valeurs transposées peuvent faire l'objet d'ajustements.

2. Transférer des valeurs unitaires ajustées : le transfert de valeurs ajustées tente d'améliorer le transfert de bénéfices en ajoutant des informations concernant les caractéristiques démographiques ou socio-économiques des bénéficiaires du site d'application (Colombo et al. [44]). Trois stratégies d'ajustement peuvent être identifiées au sein de cette seconde approche de transfert : le jugement d'expert, une seconde analyse des échantillons des études existantes de façon à identifier des sous-échantillons de données adaptés au transfert en question et la méta-analyse. Effectuer un ajustement systématique des valeurs provenant du site d'étude nécessite de procéder avec précaution. La clé de cette procédure est de connaître les données socio-économiques du site d'application et les effets de ces variables sur les valeurs estimées sur le site d'étude.

3. Transférer des fonctions de bénéfice : l'intérêt de cette approche repose sur le fait qu'elle permet de transférer un plus grand nombre d'informations. Le principe consiste à estimer une fonction de demande, par exemple en utilisant la méthode zonale des coûts de transport, pour des sites d'étude similaires au site d'application. Dans un second temps, les coefficients des variables explicatives estimés pour le site d'étude sont associés aux données relatives à la population du site d'application afin d'obtenir une estimation raisonnable des bénéfices du projet sur le site d'application (Rambonilaza [119], Rozan [129]). L'hypothèse sous-jacente suppose une similitude entre les systèmes de référence et d'application ainsi qu'entre les préférences des individus sur les deux sites. En outre, faute d'observations multiples, ces

fonctions ne prennent en compte que les facteurs socio-économiques et ne considèrent pas l'influence des caractéristiques du site et de ses substituts (Genty [70]).

Depuis la fin des années 1980, le transfert de bénéfices est devenu un problème largement discuté. Les bénéfices transférés d'un site à l'autre peuvent être mesurés à l'aide de techniques d'évaluation directes ou indirectes. Étant donnés les coûts et le temps nécessaires pour mener des études d'évaluation originales avec ces techniques, l'utilisation des études existantes pour estimer la valeur monétaire d'impacts environnementaux de projets ou de politiques constitue une alternative d'évaluation intéressante (Brouwer et al. [25])⁹. Néanmoins, cette économie de temps et de financements coïncide souvent avec une perte de précision et de validité (Colombo et al. [44]).

Les limites du transfert

L'état de l'art du transfert de bénéfices place de nombreuses limites sur l'efficacité actuelle de cette méthode. Tout d'abord, il n'existe aucun guide permettant de juger du caractère adéquat et de la robustesse scientifique des études existantes, ce qui rend difficile l'évaluation du caractère approprié d'une étude particulière pour le transfert de bénéfices. Trouver des sites correspondant aux sites envisagés constitue un problème majeur, en particulier au regard des caractéristiques des sites et des substituts. Un troisième problème est la détermination de la taille du marché affectée par les caractéristiques du site et des substituts tandis qu'un quatrième problème majeur est lié à l'extrapolation des modèles de l'étude. Brouwer et al. [25] distinguent deux autres problèmes. Tout d'abord, les croyances ou perceptions des consommateurs peuvent dévier des attributs "réels" du fait de l'expérience particulière des consommateurs et de la manière dont les consommateurs rassemblent leurs informations.

⁹Pour plus d'information sur le transfert de bénéfices et les problèmes méthodologiques rencontrés, se référer à : Desvousges et al. (1992); Brookshire et Neill (1992) [60]; Brouwer (1998) [23]; Morrison et al. (2002) [24]; Morrison et Bergland (2006) [111]; Bergström et Taylor (2006) [8]; Colombo et al. (2007) [44]; Lindhjem et Navrud (2008) [96].

Les consommateurs peuvent donc évaluer un même bien différemment sur le site d'étude et sur le site d'application. Par ailleurs, les consommateurs donnent souvent au bien une valeur indépendamment de son contexte d'utilisation, c'est ce que l'on appelle le problème d'énumération (itemizing). Le transfert de bénéfices peut alors générer un coût social provenant d'estimations de faible qualité conduisant à des choix politiques biaisés (Desvousges et al. [60]). En effet, cette méthode est généralement reconnue comme potentiellement moins qu'idéale. Le débat concerne les limites de la méthode et le protocole associé aux transferts permettant de savoir si elle doit ou non être utilisée (Brookshire et Neill [23]). Nous retenons surtout que les limites soulevées par la question du transfert de bénéfices viennent s'ajouter à celles déjà rencontrées par les méthodes d'évaluation utilisées dans les études d'origine.

En l'occurrence, si ces méthodes ne sont pas satisfaisantes. Nous pensons cependant que le transfert de données purement scientifiques, comme par exemple les chemins de récupération d'un écosystème donné suite à une restauration, devrait se plier plus facilement à un transfert international, pour peu que l'on tienne compte de certains éléments comme les conditions climatiques.

2.1.3. La compensation en (ALGERIE)

En réalité palpable sur le terrain, la compensation en ALGERIE est très jeune, par contre en terme simulatif, nous pouvons parler d'incidence directe ou indirecte sur la protection de l'environnement, car on dénombre plus 300 textes juridiques relatifs à l'environnement¹⁰.

Ainsi, le système algérien des Etudes d'Impact sur l'Environnement (EIE) dispose d'un cadre législative et réglementaire, dans le cadre de la **loi n° 83-03 du 05 février 1983**, relative à la protection de l'environnement¹⁰, couvrant les principaux aspects de la protection de l'environnement. Ayant pour objectif principal de guider toutes actions de l'état dans le domaine de la prévention de la pollution et de la protection de l'environnement, cette loi s'articule autour des axes suivants :

- Protéger la nature, préserver les espèces animales et végétales, ainsi que les milieux récepteurs : atmosphère, eaux, marines, sol.
- Prévenir et lutter contre toutes les formes de pollutions et nuisances générées par les installations classées et substances chimiques.

- Rendre obligatoire l'évaluation des incidences des projets sur les différents équilibres écologiques par le biais d'études d'impact sur l'environnement.

En effet, il est clair que le domaine d'application de l'EIE est soumis à la procédure préalable de toute l'étude d'impact, tous les travaux, aménagements ou ouvrages qui, par l'importance de leur dimensions ou de leur incidences, peuvent directement ou indirectement porter atteinte à l'environnement et notamment à la santé publique, à l'agriculture, aux espaces naturels, à la faune, à la flore, à la commodité du voisinage et ce, en vertu de l'article 2 du décret 90-78 du 27 février 1990 relatif aux études d'impacts sur l'environnement. Quant à l'application dudit décret, il s'étend à l'application de l'EIE entre autre à tous les travaux, aménagement ou ouvrage qui, par leur importance, constituent une atteinte à l'environnement. Ainsi Les opérateurs institutionnels impliqués dans le système algérien sont essentiellement, **le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE, créé en août 2000)**, qui a pour mission :

- De proposer, en relation avec les ministères concernés, toutes les règles visant à préserver, par des mesures de protection conservatoires, les milieux naturels, notamment la faune et la flore menacées de disparition.
- D'apprécier les études d'impact réalisées par d'autres opérateurs et de procéder, le cas échéant, à la réalisation d'études d'impact liées aux incidences directes et indirectes des projets sur l'équilibre écologique.
- De définir les règles visant à préserver les milieux récepteurs des pollutions et nuisances de toute nature et de suivre la mise en œuvre et le contrôle technique des mesures préventives.

¹⁰Cite Tunis. Evaluation du Système d'étude d'impact sur l'environnement de la République Algérienne et populaire. Rapport élaboré par le CITET dans le cadre du projet METAP de renforcement institutionnel en matière d'évaluation environnemental.

- D'établir et de tenir à jour, les nomenclatures relatives aux installations classées et aux substances dangereuses pour l'homme et son environnement.

La Direction Générale de l'Environnement (DGE), créée en vertu du décret exécutif No 94-247 du 10 août 1994, qui est chargée :

- de prévenir toutes les formes de pollution et de nuisance et toutes les formes de dégradation du milieu naturel,
- de préserver la diversité biologique,
- d'approuver les études d'impact sur l'environnement,
- de délivrer les visas et autorisations dans le domaine de l'environnement,
- de promouvoir les actions d'information, d'éducation et de sensibilisation.

Ainsi la compensation correspond à une mesure introduite dans le cadre des lois **Environnementales 2002 en Algérie, consistant à "récupérer ailleurs ce qui a été détruit ici"**. L'objectif est de permettre la réparation des atteintes faites à l'environnement. Via un système d'équivalence, la compensation doit éviter toute perte nette en termes de biodiversité et/ou de fonctions écologiques fournies par l'écosystème atteint. Pour le moment, en Europe, des mesures compensatoires sont demandées au niveau des études d'impact imposées par la loi sur la protection de la nature (1976) pour les projets les plus importants. C'est particulièrement vrai pour les projets comportant un risque considérable pour l'environnement, tels les projets d'aménagement en milieux sensibles.

La compensation, définie par le ministère de l'environnement comme "toute action permettant de garder la diversité biologique dans un état équivalent ou meilleur que celui qui a été observé avant la réalisation du projet de développement", ne doit intervenir que lorsqu'une séquence d'atténuation du dommage ait été respectée. Le code de l'environnement indique effectivement que les études d'impact doivent contenir notamment "les mesures envisagées pour supprimer, réduire et, si possible, compenser les conséquences dommageables pour la santé et l'environnement". La compensation ne s'applique donc que sur les dommages résiduels. Il est important de préciser qu'il ne s'agit en aucun cas d'un paiement effectué en échange de dommages causés à la diversité biologique, ni d'un transfert de fonds pour les mesures de réduction d'impact ou de restauration stipulées dans les évaluations environnementales d'impact. Si l'on en croit le rapport de Laffitte et Saunier [90], fait au nom

de l'office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, ce dispositif législatif de compensation a montré certaines insuffisances dans son application. Ces restrictions concernent notamment la mise à l'écart des petits projets qui, pris dans leur globalité, peuvent pourtant causer des dommages notables à l'environnement. D'autre part, il n'y a, pour le moment, aucun suivi ni aucune gestion des zones de compensation une fois l'aménagement construit.

Par ailleurs, professionnels et pouvoirs publics maghrébins s'accordent pour reconnaître trois limites principales à la mise en œuvre actuelle des mesures de compensation :

- Difficulté à trouver des terrains sur lesquels on peut conduire les actions : ces dernières sont souvent menées sur de petites surfaces et déconnectées de stratégies globales, écologiques et territoriales ce qui conduit à une efficacité relativement faible des actions conduites.
- Il n'existe pas, en Algérie, de méthode d'équivalence écologique permettant d'estimer d'une façon plus au moins rigoureuse le niveau de compensation réclamé par un impact.
- En terme de moyens, un double manque peut être souligné : d'une part, la pérennité du financement des actions engagées n'est pas garantie. D'autre part, les moyens humains au niveau administratif local sont généralement insuffisants, rendant difficiles l'évaluation et le contrôle des actions engagées au titre de la compensation.

Des entretiens menés dans les services de l'État chargés du traitement des dossiers relatifs aux mesures compensatoires¹¹, ainsi que dans les bureaux d'études¹² effectuant, pour le compte de maîtres d'ouvrage¹³, des propositions de mesures réductrices et compensatoires et parfois leur mise en œuvre, témoignent également de ces dysfonctionnements.

Fonctionnement actuel du système

Depuis la loi de 2001, et selon le code de l'environnement, tout projet ayant un impact non négligeable sur l'environnement est soumis à étude d'impact. Les maîtres d'ouvrage ayant rarement les compétences environnementales requises, ils ne sont pas pertinents pour mener ces études d'impact et doivent faire appel à un bureau d'études, parfois lui-même amené à sous-traiter certaines parties spécifiques (inventaires faune/flore). Globalement, la loi définit les enquêtes à mener ainsi que le contenu des dossiers, mais ne donne que peu d'indications

sur la manière de s'y prendre (il n'existe actuellement pas de cadrage ministériel par des circulaires ou autres documents sur les mesures compensatoires). Le maître d'ouvrage doit souvent faire appel à des experts, ne serait-ce que pour identifier toutes les procédures, souvent complexes, devant être menées.

Les bureaux d'études, le plus souvent sélectionnés par appel d'offre, peuvent s'occuper de la rédaction complète de l'étude d'impact, ou seulement d'une partie de l'étude. Ils doivent y inclure tous les éléments demandés dans le code de l'environnement. L'étude d'impact regroupe en fait plusieurs dossiers administratifs (notamment celui relatif à la loi sur l'eau) constituant chacun une pièce de l'étude. Il n'y a qu'une étude par projet cependant, lorsque le projet est situé à proximité d'un site Natura 2000, une étude d'incidence est également requise. L'analyse de l'état initial du site est effectuée à partir du recensement des études antérieures, de l'étude du cadre juridique et des contraintes réglementaires et enfin de relevés de terrain. Le cadre à respecter est celui du code de l'environnement indiquant les différents éléments à prendre en compte dans l'étude d'impact ainsi que la liste des items à évaluer (qualité de l'air, de l'eau, impacts sur la santé, etc,...). Le degré d'approfondissement de chaque élément dépend ensuite du degré de contrainte imposé par l'administration et de l'engagement des personnes instruisant le dossier. Le plus souvent, le projet est déjà déterminé et pris comme donné par le bureau d'études, telle une boîte noire.

¹¹Entretien mené à la DU Oran, le 08.12.08. Entretiens menés à la Direction Régionale de l'Agriculture et de la Forêt (DRAF)

¹²Entretien mené service technique et de l'Ingénierie, le 26.02.09.

¹³Entretien mené au Port d'Oran au titre de maître d'ouvrage, le 25.03.09.

En fonction des impacts identifiés, le bureau d'études propose ou conseille le maître d'ouvrage quant aux mesures de suppression, réduction et compensation à mettre en œuvre. Le maître d'ouvrage décide ensuite de conserver ou non les mesures proposées (notamment en fonction du coût de leur application) puis transmet le dossier à l'administration pour obtenir les autorisations nécessaires. L'instruction des dossiers s'effectue au niveau des services de l'État. Le Wali de la région, supposé garant, délègue son autorité à la DU (dans la majorité des cas) ou à la DRAL pour certains projets précis (notamment attachés aux carrières). La DAF s'occupe des dossiers concernant les installations classées et des autorisations de défrichement (pour lesquelles les mesures de compensation sont bien mieux encadrées).

Dans un projet soumis à étude d'impact, la SOGREAH regarde l'ensemble des éléments pouvant être impactés. Les mesures de compensation doivent être déjà présentes dans le dossier avec l'assurance qu'elles vont être effectivement mises en place (par exemple en prouvant la sécurisation foncière des zones de compensation). Cela est d'autant plus important que, bien souvent, lorsque les mesures de compensation ne sont pas mises en œuvre, aucune mesure de rétention n'est réellement engagée. Le Wali valide ensuite le dossier, selon les conditions de l'étude d'impact. Si l'étude est jugée inadéquate, un document signé par le pétitionnaire est annexé à l'arrêté d'autorisation. La compensation s'effectue ensuite par type de terrain (boisé, zone humide, etc,...) avec des règles plus ou moins établies comme la compensation de la perte d'une surface boisée sur la base de 2 ha pour 1 ha perdu.

¹⁴Même pour des grands projets avec des moyens importants, il n'y a jamais suffisamment de fonds pour effectuer un état initial complet. Celui-ci est donc fonction de la taille du projet et de son contexte. Le naturaliste doit nécessairement faire des simplifications et arbitrer continuellement entre le temps et les moyens alloués et la qualité de son travail.

Les problèmes relatifs au fonctionnement actuel du système de compensation en Algérie sont de plusieurs ordres :

- Il n'existe aucune cartographie situant les zones où des mesures de compensation ont déjà été réalisées. Il n'existe aucune politique globale de gestion de l'ensemble des mesures de compensation menées sur une zone donnée, ni de système de mutualisation de ces mesures qui les rendrait solidaires et permettrait une forme de synergie écologique. À moins d'utiliser des protections juridiques, il n'y a donc aucune gestion permettant aujourd'hui de s'assurer qu'un second projet ne va pas venir impacter la zone de compensation d'un premier projet.

- Il n'existe pas de règles d'équivalence relatives aux milieux naturels. Des règles, créées par le ministère de l'agriculture, existent uniquement pour les surfaces forestières et principalement selon une approche productiviste. Cependant, une évolution est clairement observable dans les formes de compensation mises en œuvre : les compensations financières ne sont plus acceptées et, peu à peu, la compensation par l'usage (par exemple, le repeuplement pour les poissons) fait place à une compensation directe de la nature.

- Même pour un bureau d'études spécialisé, il est difficile de mesurer exactement ce qui est perdu¹⁴ et donc de s'assurer que les mesures choisies permettent effectivement de tout compenser. Rien ne garantit, à l'heure actuelle, que les mesures compensatoires proposées soient en adéquation avec l'impact environnemental du projet. Tout dépend de la compétence du bureau d'études chargé de l'analyse et de la vigilance des services de l'État.

En principe, une bonne adéquation supposerait de tout compenser par espèce et par habitat. Or, la loi de 1976 Europe, s'occupe principalement des espèces, ce qui n'est pas d'une grande efficacité si leur habitat n'est pas protégé.

Il est aussi à signaler que les possibilités de recolonisation des milieux touchés à partir d'autres milieux présentant des populations identiques ou similaires doivent être conservées. Pour cela, un découplage est nécessaire. En fonction du milieu impacté, les mesures de compensation doivent prendre en compte ces trois niveaux d'analyse. Il est facile de travailler avec une espèce, mais les résultats ne seront pas concluants si le système n'est pas considéré dans son ensemble.

En conclusion, il existe peu de contrôles de la mise en œuvre effective des mesures de compensation, rien ne garantit l'adéquation entre les mesures compensatoires et l'impact environnemental du projet et rien ne garantit non plus leur pérennité à long terme. En outre, les recours juridiques sont également limités. Le juge ne peut revenir sur les mesures de compensation, il ne peut que vérifier la concordance entre les mesures compensatoires reprises dans l'arrêté du Wali et les mesures effectivement mises en œuvre. Or, rien n'oblige le Wali à intégrer les mesures compensatoires à l'arrêté d'autorisation.

Les mesures compensatoires dans la législation supranationale

Les législations internationales et européennes tendent de plus en plus à démocratiser l'utilisation des mesures de compensation. Ainsi, si l'on prend l'exemple des zones humides, les mesures de compensation sont abordées dans la Convention Ramsar (article 4.2.) qui envisage des mesures de compensation lorsque "pour des raisons pressantes d'intérêt national", une partie prenante décide de retirer ou de réduire l'étendue d'une zone humide inscrite sur la "liste des zones humides d'importance internationale".

La compensation apparaît également dans la législation communautaire de 1992 (article 64) relative à Natura 2000. Le principe veut que les services administratifs des États membres refusent les autorisations concernant des projets susceptibles d'avoir un impact significatif sur des sites classés Natura 2000. Toutefois, des exceptions sont possibles "lorsqu'il n'existe pas de solution alternative, que le projet est autorisé pour des raisons impératives d'intérêt public, et que l'autorité s'assure de la prise de mesures compensatoires pour maintenir la cohérence globale du réseau". La plupart de ces textes existent depuis de nombreuses années. Cependant, la traduction concrète de ces textes dans les actes est plus récente et s'intensifie avec le temps.

La compensation constitue donc un système qui tend à se développer à l'international, mais dont l'application actuelle en Algérie est rare voire inexistante. C'est pourquoi il nous semble intéressant de chercher d'autres moyens permettant d'intégrer ces mesures au processus décisionnel concernant les projets d'aménagement.

Ainsi, l'adaptation de la méthode HEP à notre problématique conduira à utiliser les mesures de compensation pour estimer le coût environnemental du projet d'aménagement. Avant de voir de quelle manière la méthode d'origine peut être adaptée à notre objectif, étudions le système de marché particulier dans lequel elle a été créée.

2.2. Le Mitigation Banking

Vers la fin du 20^{ème} siècle, la qualité environnementale est devenue, dans les politiques américaines, une composante importante du bien-être (USFWS [142]). Très tôt, la législation fédérale, tout d'abord avec le Wildlife Coordination Act (1934) puis le Fish and Wildlife Coordination Act (1958), autorise l'évaluation des impacts environnementaux associés aux projets fédéraux dans le domaine de l'eau. Avec le passage du National Environmental Policy Act [NEPA] en 1969, la protection de la qualité de l'environnement pour le bien-être des hommes s'applique à toutes les agences fédérales. Le NEPA détermine la compensation ainsi que l'obligation d'effectuer une analyse alternative pour l'ensemble des activités et programmes de toutes les agences fédérales. Il demande à ces agences de considérer les valeurs environnementales au même titre que les considérations économiques ou de développement et recommande l'identification et le développement de méthodes et de procédures permettant de s'assurer que les biens et services environnementaux sont considérés de façon appropriée.

La pièce majeure de la législation fédérale américaine régulant la conversion des zones humides est la Section 404 du Clean Water Act de 1972, mise en œuvre par l'U.S. Army Corps of Engineers [CORPS]. La pratique du Banking de zones humides est systématisée dans le Fédéral Guidance for the Establishment, Use and Opération of Mitigation Banks (Register, 1995), tandis que les détails institutionnels sont décrits dans divers articles dont celui de Weems et Canter [146]. Ainsi, de même que dans la réglementation européenne, avant qu'un entrepreneur américain ne puisse envisager de mettre en pratique des mesures de compensation, une hiérarchie de mesures d'atténuation doit être envisagée de façon à minimiser les impacts négatifs du projet (Gilman [92]; Holland et Kentula [84]). La réduction des effets négatifs découlant d'un projet doit donc considérer la séquence suivante :

1. Éviter les impacts en n'effectuant pas une certaine action ou partie d'action. Le Mémoire of Agreement de 1990 (EPA et CORPS [63]), document permettant d'identifier légalement les rôles spécifiques à l'EPA et au CORPS, précise que les mesures de compensation ne peuvent être utilisées comme moyen de réduction des impacts environnementaux dans l'évaluation des alternatives envisageables.

2. Minimiser les impacts en limitant le degré ou l'ampleur de l'action et de sa mise en œuvre.

3. Compenser les impacts en améliorant les fonctionnalités d'une zone humide.

La compensation est demandée pour les impacts négatifs non évitables qui persistent une fois toutes les atténuations appropriées et praticables mises en œuvre. Le Mémoire of Agreement précise également que les actions compensatoires doivent être prises, tant que faire se peut, sur des zones adjacentes ou contiguës au site endommagé (on site). Si une compensation sur site n'est pas praticable, une compensation hors-site (of-site) doit être entreprise dans la même zone géographique (à proximité ou tout du moins dans le même bassin versant). Pour la détermination de la compensation, les valeurs fonctionnelles perdues par la ressource impactée doivent être considérées. Généralement, une compensation de même nature (in-kind) est préférée à une compensation de nature différente (out-of-kind).

Certains impacts causés aux zones humides étant inévitables, et afin de limiter les pertes nettes en zones humides, lorsque les tentatives pour éviter ou minimiser ces pertes n'ont pas été possibles, des projets de compensation (compensatory mitigation) sont nécessaires.

Le promoteur dispose alors de quatre types d'action portant sur des zones humides d'importance équivalente (Breaux et al. [22]) :

- La restauration : remettre en état un site, qui n'est pas le site impacté par le projet mais qui a été endommagé par ailleurs.

- L'amélioration : intervenir sur un site qui n'a pas été endommagé afin d'y créer de nouvelles fonctions écologiques¹⁵.

- La création : utiliser un site où il n'y a pas de milieux naturels pour en créer un nouveau. Cette méthode reste toutefois peu utilisée du fait de la difficulté à créer un système naturel complexe sur un site vierge voire pollué et de l'incertitude qui en découle nécessairement.

- La protection juridique : maintenir une zone humide dans ses conditions actuelles et fournir des mécanismes lui permettant de conserver cet état. Cette méthode pose également quelques problèmes car le projet aboutit tout de même à une perte nette en milieux naturels, ce que l'on cherche à éviter.

Le Banting de zones humides (mitigation Banting) constitue une forme envisageable de compensation a priori. Ce système fait référence au processus selon lequel un entrepreneur achète un terrain et restaure, améliore ou crée des habitats pour les plantes ou les animaux vivant dans les zones humides. L'objectif assigné au Banting de zones humides est celui du "no net loss" consistant à obtenir, dans un premier temps, une stabilisation de la surface et des fonctionnalités des zones humides à l'échelle du territoire américain, l'objectif à long terme étant celui d'une augmentation de la quantité et de la qualité des zones humides nationales. Cet objectif, énoncé en 1987 lors du National Wetland Policy Forum, a été repris par chacun des gouvernements successifs, que ce soit dans le plan Clinton (Whitehorse [149]) ou dans celui de Bush (Whitehorse [150]), identifiant par ailleurs le Banting comme l'outil favorisé pour atteindre l'objectif fixé.

2.2.1. Le fonctionnement du banking

Lorsqu'un propriétaire terrien ou un entrepreneur envisage d'aménager un terrain dont une partie est classée zone humide, ce dernier doit s'engager dans une procédure de validation de son projet relativement complexe respectant, notamment, la hiérarchie d'atténuation. Cette procédure se décompose en plusieurs étapes. Une première étape oblige le propriétaire à apporter la preuve que le projet présenté supprime ou minimise les impacts potentiels causés à la zone humide. Le projet sera donc modifié jusqu'à ce qu'il soit jugé acceptable à cet égard. À l'issue de cette étape, l'EPA et le CORPS (organisme délivrant officiellement les autorisations) peuvent décider de valider ou non le projet. Les mesures de compensation font leur apparition dans une seconde étape et permettent au propriétaire de s'engager, en échange de l'autorisation d'aménager, à mettre en œuvre une action jugée équivalente en termes de fonctionnalités écologiques perdues par la zone humide impactée du fait du projet.

¹⁵L'amélioration peut notamment porter sur des friches industrielles, des terres envahies par des espèces invasives ou encore des zones humides coupées de leur environnement par un développement linéaire tels une route ou un pont.

Une fois prise la décision de mettre en place des mesures de compensation, les aménageurs peuvent choisir soit de les effectuer par leurs propres moyens, soit de faire appel à une banque de compensation (mitigation bank). Dans le second cas, les sites de compensation peuvent être déterminés via un processus appelé "identification avancée" (advanced identification).

Ce processus constitue un moyen de poser les priorités de conservation pour chaque bassin versant via l'identification des fonctions des zones humides présentes et des sites pouvant être dédiés à la protection et la restauration (Fernandez et Karp [64]). Il est largement utilisé par les agences publiques de protection de l'environnement dans la planification des sites de compensation en Californie, Floride et Louisiane. L'identification avancée produit des cartes de sites viables, des fonctions présumées et de la valeur des zones humides d'un bassin versant. Elle permet également la construction d'un programme de restauration en identifiant les zones humides les plus dégradées pour les développements futurs et en sélectionnant d'autres sites pour la restauration. Suite au plan Clinton (Whitehorse [149]), et afin de réduire la duplication et le manque de cohérence des processus d'identification, le Soil Conservation Service a été désigné responsable de l'identification des zones humides localisées sur des terres agricoles, le CORPS et l'EPA gardant la charge des autres zones humides.

Une fois le projet de compensation mis en pratique, les améliorations apportées sont quantifiées et des crédits sont placés dans une banque de compensation qui s'engage sur le long terme à financer et assurer la gestion d'un ou plusieurs habitats et espèces (Weems et Canter [146]). Il est important de préciser que le nombre de crédits (unités d'habitats correspondant à une mesure de la valeur de l'habitat) qu'un aménageur va obtenir par dollar d'investissement dépendra du succès de la restauration (stochastique du fait des facteurs complexes biologiques, chimiques et physiques affectant la récupération d'un écosystème). Une banque de compensation correspond donc à un ensemble de zones humides restaurées, améliorées, créées et, dans des cas exceptionnels, préservées. Un contrat de compensation est signé entre une banque de compensation, une ou plusieurs agences gouvernementales, le CORPS, l'EPA, l'U.S. Fish and Wild life Service [USFWS] et éventuellement une agence d'État comme le California's Department of Fish and Game. Ceux-ci sont responsables du choix de la qualité des zones humides de compensation et du décernement des crédits à une banque de compensation en échange de la qualité et de la quantité d'acres réhabilités. Les crédits sont disponibles à la vente à la banque une fois les travaux de compensation terminés.

À titre d'illustration, les coûts de restauration d'une zone humide sont compris entre \$25,000 et \$130,000 par acre (1 acre = 0,4 hectare), tandis que les crédits se sont vendus jusqu'à \$250,000 par acre dans le New Jersey (Hallwood [74]).

Lorsque, à une date ultérieure, des impacts non évitables dus au développement apparaissent dans le cadre d'un projet, les crédits sont achetés par des entreprises afin de remplir leur obligation légale de restaurer les actifs environnementaux endommagés par leurs constructions ou opérations (Arquitt et Johnstone [3]). Les zones humides présentes dans ces banques sont alors utilisées afin de fournir une compensation par avance pour des impacts autorisés portant sur des types similaires de zones humides; des pertes de zones humides que les régulateurs considèrent inévitables et minimisées, lorsque la compensation in situ n'est pas faisable ou s'avère moins profitable d'un point de vue environnemental (Gilman [72]). Les actions de compensation sont donc généralement effectuées avant que les crédits ne soient vendus, assurant ainsi qu'il n'y a pas de perte inter temporelle des stocks environnementaux. Dans une version idéale, cet arrangement permettrait de rendre le dommage environnemental net dû à l'activité économique égal à zéro puisqu'il serait compensé par une restauration équivalente. Ces zones humides de compensation sont ensuite suivies sur une période de 3 à 5 ans afin de déterminer si elles atteignent un ensemble de performances standard approuvées par le CORPS (Matthews et Endress [103]).

Les banques de compensation : elles peuvent être créées spécifiquement pour un projet donné, ou avoir été créées antérieurement pour un projet différent mais disposer de crédits supplémentaires, à condition que le projet en question entre dans les critères d'éligibilité de la banque existante. La plupart des banques ayant vu le jour jusqu'en 1996 sont des banques publiques mono-utilisateur. La tendance est cependant actuellement à la croissance des banques privées (Géniaux [69]). Ces banques se voient, en fonction de leur projet, dotées par les autorités d'un capital de crédits de fonctionnalités écologiques qu'elles vont pouvoir vendre auprès des propriétaires terriens engagés dans une démarche de banking afin d'obtenir la validation de leur autorisation. Les crédits de compensation sont définis par le CORPS comme correspondant à la valeur d'une unité de zone humide reconnue comme formant la base de comparaison entre les zones humides détruites et les zones humides mises en banque en compensation (CORPS [46]). Les crédits sont exprimés soit en unités telles que l'acre soit, en fonction des méthodes d'équivalence utilisées, par des niveaux de fonctionnalités en termes

d'habitat (HEP) ou de fonctionnalités hydro systémiques (Wetland Valuation Technique ou Hydrogéologie Method). Les crédits obtenus par la banque sont ensuite accompagnés d'un ratio compensatoire et d'une zone de validité. Le ratio de compensation correspond à la quantité de crédits de zones humides devant être débités par la banque afin de compenser les pertes d'une zone humide débitrice. Un ratio de 2 : 1, par exemple, signifie que pour chaque unité de zone humide naturelle détruite par l'aménagement, deux unités doivent être obtenues par la banque. Du côté de la demande, les autorités fixent des montants de débits nécessaires à la validation des permis en fonction des impacts résiduels sur les projets proposés par les propriétaires. Les débits sont défens, toujours par le CORPS, comme correspondant à la valeur d'une unité de zone humide débitée par la banque de compensation compte tenu de l'approbation de la transaction de compensation. Elle est généralement exprimée dans la même unité que les crédits associés et évaluée via la même méthode.

Le guide fédéral relatif aux banques de compensation (Federal Register [122]) indique que chaque projet de banque est soumis à l'approbation d'un comité inter organisme, le Mitigation Bank Review Team [MBRT]. Mis en place au niveau des États, le MBRT a pour rôle de travailler avec les candidats afin de développer un outil soulignant les termes et conditions d'approbation ou de certification de la banque, ainsi que de superviser l'établissement, l'usage et la gestion de celle-ci. Chaque membre dispose généralement d'un pouvoir de veto ou, tout du moins, du pouvoir de retarder durablement la procédure d'approbation¹⁶. Une fois le projet approuvé, l'EPA et l'USFWS conservent la possibilité de suspendre ou de retarder la mise en vente des crédits. Trois conditions sont alors nécessaires à la mise en vente : l'accord de l'instrument bancaire et du projet par le MBRT; l'acquisition du site par le sponsor de la banque ; la mise à disposition des financements appropriés par le sponsor. Ces conditions sont généralement accompagnées de conditions relatives à la réussite complète ou partielle du projet de compensation. Il est possible qu'une partie des débits puissent être autorisés avant réalisation complète du projet, ils sont alors accompagnés d'un ratio plus élevé de manière à tenir compte de l'incertitude quant à la réussite du projet.

¹⁶Information collectée sur le site du Département écologie de l'État de Washington : <http://www.ecy.wa.gov/programs/sea/wetlands/mitigation/banking/mbrt.html>, consulté le 31.10.2008.

Les conditions relatives à l'autorisation des banques de compensation et aux modalités de leur mise en œuvre sont laissées à la discrétion de chaque État. C'est la raison pour laquelle les banques de compensation disséminées sur le territoire américain prennent des formes différentes en fonction de leur localisation. Ainsi, en 1996, treize États avaient déclinés formellement l'encadrement des banques de compensation (Géniaux [69]) : l'Arkansas, la Californie, le Colorado, la Floride, l'Illinois, la Louisiane, le Maine, le Maryland, le Minnesota, le New Jersey, l'Oregon, le Texas et le Wyoming. Le New Jersey a créé une banque nationale imposant des frais financiers (in lieu fee) plutôt que des crédits de compensation. Dix États acceptent les banques privées (notamment la Californie et la Floride) et, hormis la Floride, la plupart des États n'utilisent les crédits de préservation que dans ces cas exceptionnels. Si les conditions de création des banques sont plutôt similaires, des divergences apparaissent au regard des modalités de débit. D'un côté, l'Oregon interdit la vente de permis tant que le projet n'a pas été achevé et évalué tandis que le Texas et l'Arkansas n'autorisent la vente que lorsque le projet de compensation est jugé réussi. De l'autre côté, le Maryland et la Floride acceptent des ventes partielles dès lors que l'autorisation de créer la banque est officiellement obtenue. Certains États limitent l'usage de crédits, que ce soit en limitant le nombre de crédits pouvant être utilisés par personne (physique ou morale) ou en limitant les ventes dans les communes ayant déjà perdu de nombreuses zones humides. À l'opposé, la Californie impose que l'ensemble des compensations effectuées au sein de la Sacramento - San Joaquin Valley passe par des banques de compensation.

Une étude un peu plus poussée du fonctionnement des banques de compensation existant en 1994 en Californie indique que la plupart des banques étaient alors créées afin de compenser par avance des impacts anticipés (projets d'extension, impacts dus aux activités futures etc,...). La taille des banques est assez variable (de 6 à 119,6 acres), certaines banques conservant la possibilité d'augmenter leur taille au cours du temps. Les banques sont généralement localisées sur une zone assez précise, bien que les mesures de compensation ne soient pas toujours limitées à cette même zone, et concernent des mesures déterminées de compensation d'un habitat particulier, de création ou d'amélioration d'une zone donnée. Un contrat est généralement signé entre le sponsor de la banque et les organismes fédéraux ou locaux concernés. Il peut s'agir d'un Memorandum of Agreement ou d'un Memorandum of Understanding précisant parfois les modalités de suivi, de localisation, de ratio ou encore d'équivalence entre les zones créditées et débitées devant être respectées.

L'évaluation des crédits et des débits peut être effectuée par le sponsor de la banque ou par l'une des agences comme le California Department of Fish and Game, le CORPS ou l'USFWS. Généralement, l'établissement des débits, comme des crédits, est soumis à l'accord d'une ou plusieurs autres agences. Les méthodes d'évaluation restent variées et peuvent aller de l'utilisation d'une méthode d'équivalence telle que la méthode HEP par des experts, à la définition d'un simple ratio sur dires d'expert. En ce qui concerne les résultats obtenus, ils sont assez variés. Certaines mesures ont rapidement été considérées comme étant des succès écologiques; d'autres ont nécessité une seconde phase de mise en œuvre tandis que l'une d'entre elles, pourtant considérée comme étant un échec, n'a pas donné lieu à des poursuites de la part du CORPS, seul organisme habilité à mener des actions contre le sponsor en cas d'échec de la banque et de refus d'application des mesures complémentaires recommandées.

Jusqu'ici, les banques de compensation environnementales américaines se sont principalement concentrées sur les zones humides. Elles se tournent à présent vers d'autres ressources environnementales comme les forêts et la biodiversité. Par ailleurs, l'intérêt dans le banking environnemental est croissant au niveau international. Cependant, le débat se poursuit quant à la façon dont le Banking environnemental devrait être institué. Soulignons notamment que l'équivalence des habitats doit être maintenue et que des critères de mesures doivent être définis dans ce sens. C'est pourquoi, nous allons poursuivre notre état de l'art par l'étude bibliographique des méthodes d'équivalence écologique utilisées par les banques de compensation et, plus particulièrement, de la méthode HEP.

2.2.2. La procédure d'évaluation

Les besoins concernant l'évaluation des impacts d'un projet sur la faune et la flore se concentrent généralement autour de quatre indicateurs : les populations d'espèces, l'intégrité biologique, les valeurs environnementales et l'habitat. Deux points communs unissent ces différentes approches :

1. La qualité environnementale est dictée par l'interaction entre les composantes physiques, chimiques et biologiques du milieu. Ainsi, une approche éco systémique est généralement employée, à des degrés divers, dans l'évaluation des impacts.

2. L'Homme est capable d'exploiter les ressources naturelles à un point auquel le système de support à la vie risque d'être fortement compromis, voire stoppé.

L'environnement a été défini comme étant la somme de tous les facteurs physiques et biologiques en contact avec une unité d'un organisme particulier (USFWS [142]). Ainsi, la tâche d'évaluer les impacts d'un projet sur l'environnement implique tout d'abord d'identifier l'unité biologique à évaluer, d'identifier les facteurs en contact avec cette unité puis de déterminer la manière dont l'action proposée va impacter ces unités du fait de l'altération des facteurs physiques et biologiques entrant à son contact. Cette approche en trois étapes est fondée sur un concept d'écosystème en tant qu'unité organisationnelle. Pourtant, les écosystèmes sont rarement traités comme une unité fonctionnelle continue lors des évaluations.

Comme nous le verrons, les évaluations d'impact nécessitent de connaître la qualité et la quantité des ressources existantes ainsi que les prévisions concernant la façon dont ces ressources vont évoluer dans l'avenir (que ce soit naturellement ou du fait des actions humaines). Ainsi, le choix d'une méthode d'évaluation devrait être gouverné par le fait que la technique en question répond, ou non, à un certain nombre de critères dont, au minimum, les critères suivants :

- La méthode d'évaluation doit fournir des données permettant aux décideurs de comparer les conditions présentes aux options et alternatives futures.
- Elle doit être capable de donner des évaluations de qualité et de quantité concernant les ressources faunistiques et floristiques au cours du temps.
- Elle doit être applicable (disponibilité des données, contraintes de temps et de financement etc.,...).
- Elle doit être suffisamment sensible pour identifier des types variés et des magnitudes d'impacts différents.
- Elle doit générer des données possédant une certaine validité biologique, mais en unités compréhensibles pour tous.

- Elle doit être définie mais doit pouvoir être complétée via l'incorporation de nouvelles connaissances ou techniques au fur et à mesure des avancées de la recherche.

Plusieurs méthodes ont été envisagées par l'USFWS dont les évaluations par l'analyse des flux d'énergie, l'évaluation par une estimation de la population et l'évaluation par la qualité de l'habitat. Chacune de ces approches diffère dans ses capacités à répondre aux critères cités ci-dessus. L'analyse du flux d'énergie est l'approche la plus solide scientifiquement mais n'est pas très praticable en termes de coûts et de temps. Les deux autres répondent aux critères avec quelques divergences : l'approche par population donne des résultats avec des dimensions facilement compréhensibles (nombre d'animaux par unité de distance), tandis que l'approche par habitat semble plus facile à mettre en pratique. Il serait donc intéressant d'utiliser un concept intégrant des traits appartenant aux deux approches (habitat et population). Comprendre le lien entre habitat et animaux requière une certaine connaissance des ressources fournies par les habitats et des besoins fondamentaux de l'espèce étudiée. Le concept utilisé par l'USFWS est celui de la capacité de transport (carrying capacity)¹⁷.

Les techniques d'évaluation des impacts fondées sur l'habitat sont favorisées du fait de la mesurabilité des caractéristiques structurelles et physiques d'un habitat et parce que les valeurs futures d'un habitat peuvent être projetées avec une certaine confiance. Ce n'est pas le cas du nombre d'individus qui fluctue au cours du temps selon un schéma difficile à anticiper. L'Habitat Evaluation Procédure est une technique basée sur l'hypothèse fondamentale que la qualité et la quantité des habitats peuvent être décrites numériquement (ce qui permet de comparer les options alternatives). Cette approche est développée par l'USFWS. De type espèce-habitat, elle permet d'évaluer les impacts d'un projet via l'utilisation d'un indice représentant la qualité de l'habitat pour des espèces sélectionnées dites d'évaluation.

¹⁷Capacité de transport : quantité de population de l'espèce étudiée pour laquelle une zone particulière va fournir tous les besoins énergétiques et physiologiques sur une longue période de temps. Elle peut être estimée empiriquement par des techniques de régression ou par un inventaire de ressources traditionnel.

La procédure d'évaluation habitat

La méthode HEP est une méthode qui peut être utilisée afin d'obtenir des informations quant à la qualité et à la quantité d'un habitat disponible pour une faune ou une flore donnée (USFWS [143]). Il est ainsi possible de connaître la valeur relative de différentes zones à un même point du temps, ou la valeur relative d'une même zone à différents points du temps. Une combinaison de ces deux informations permet ensuite de quantifier l'impact d'une variation, proposée ou anticipée, dans l'utilisation des terres ou de l'eau sur l'habitat considéré. La méthode HEP est basée sur l'hypothèse qu'un habitat peut être décrit par un Indice de viabilité de l'Habitat (Habitat Suitability Index) appelé indice HSI. Cette valeur, comprise entre 0,0 et 1,0, est multipliée par la taille de l'habitat disponible afin d'obtenir les unités d'habitat, utilisées dans les comparaisons décrites précédemment. Cette étape est particulièrement importante car la fiabilité de la méthode HEP et la pertinence des unités d'habitat sont directement liées à la capacité à assigner un indice HSI précis et correctement déterminé. Les étapes recommandées par l'USFWS sont les suivantes :

Définition des limites de l'étude : la procédure débute par une estimation du coût de l'application de la méthode HEP, qui doit être intégrée aux coûts de la compensation. La seconde étape consiste à définir les limites de l'étude.

1. Définition de la zone d'étude : la zone d'étude inclut les zones où les changements biologiques liés à l'utilisation prévue de la terre ou de l'eau devraient se produire (zones affectées directement ou indirectement), ainsi que les zones contiguës possédant des liens biologiques significatifs avec la zone d'origine.

2. Délimitation des types de couverture : le niveau de délimitation dépend des contraintes de cartographie et du détail demandé dans l'analyse. Il faut s'accorder aux ressources disponibles des cartes de 1 : 20,000 à 1 : 60,000 permettent une résolution acceptable pour l'évaluation des habitats terrestres et les photographies infrarouges donnent la meilleure séparation des couvertures végétales.

3. Sélection des espèces d'évaluation : ces espèces, terrestres et aquatiques, forment la base de l'analyse. Il peut s'agir d'une espèce ou d'un groupe d'espèces, du niveau de développement d'une espèce ou d'un élément nécessaire à la vie d'une espèce. La sélection peut se faire en

choisissant des espèces présentant un grand intérêt pour le public, une valeur économique significative ou les deux, ou encore des espèces fournissant une vaste perspective écologique pour une zone donnée.

Si l'objectif de l'étude est de fournir une aide à la décision quant à l'utilisation d'une zone sur la base des impacts potentiels que ce choix va impliquer sur une communauté écologique entière (comme une zone humide), alors une approche plus écologique est désirable. Afin d'augmenter la perspective écologique d'une évaluation, d'autres types d'espèces peuvent être considérés : les espèces connues pour être sensibles aux actions spécifiques à l'utilisation de la terre en question, les espèces jouant un rôle clé dans la communauté du fait de leur rôle dans le cycle des nutriments ou dans le flux d'énergie, ou encore les espèces représentant un groupe d'espèces utilisant des ressources environnementales communes (espèces représentatives). La procédure de sélection des espèces se fait par une catégorisation matricielle.

Calcul des unités d'habitat de la zone d'étude : le calcul du nombre d'unités d'habitat est défini par le produit de l'indice HSI, indice de qualité, par la taille de l'habitat disponible, indice de quantité. La zone totale de l'habitat disponible comprend toutes les zones pouvant fournir un support à l'évaluation des espèces. Elle est calculée en sommant les zones de couverture pouvant être utilisées par les espèces d'évaluation. L'étape fondamentale se situe plutôt au niveau de la détermination des unités d'habitat et donc du calcul des indices HSI pour chaque espèce d'évaluation. La méthode recommandée consiste à passer par un modèle HSI afin d'obtenir un indice correspondant au ratio entre une valeur d'intérêt et un standard de comparaison :

$$HSI = \frac{\text{Conditions des habitats présents sur la zone d'étude}}{\text{Conditions optimales des habitats}}$$

où le numérateur et le dénominateur doivent avoir la même unité de mesure qui doit être spécifiée.

Par ailleurs, pour que la méthode HEP permette effectivement de comparer des mesures et de développer des plans de compensation, il est nécessaire que l'indice HSI soit non seulement positif mais également linéaire¹⁸. Le détail des standards de développement des indices HSI sera abordé dans le paragraphe suivant.

Évaluation de l'habitat par le nombre d'unités d'habitat : elle implique une mesure et une description des conditions d'habitat présentes ainsi que des impacts futurs avec et en l'absence de mesures. En ce qui concerne l'évaluation du présent, il est possible de comparer différentes zones en termes d'unités d'habitat. Pour l'évaluation des impacts, les usages futurs alternatifs du terrain doivent être comparés sur la base de la disponibilité future estimée des unités d'habitat. L'impact net d'une utilisation envisagée du terrain correspond à la différence concernant la quantité d'unités d'habitat estimée entre le futur avec mesure et le futur sans mesure. Pour simplifier, il est possible de diviser la zone d'étude en segments d'impact ¹⁹ avant de suivre les étapes suivantes :

1. Utilisation d'années cibles pour les prédictions futures : cela facilite l'évaluation des impacts en sélectionnant des années cibles pour lesquelles les conditions d'habitat peuvent être raisonnablement définies.
2. Prévision des zones futures d'habitat disponibles : pour chaque mesure proposée, la zone d'habitat disponible doit être estimée pour les années futures. Certaines couvertures vont augmenter ou apparaître, tandis que d'autres vont décroître voire disparaître.
3. Prévision des indices HSI futurs : cela est réalisé en utilisant le même modèle que celui utilisé pour déterminer les indices HSI d'origine. Cette étape nécessite des prévisions concernant les changements des variables physiques, végétales et chimiques de chaque type de couverture.
4. Annualisation des impacts : afin d'obtenir des données qui soient directement comparables aux analyses coûts-bénéfices, les gains et pertes en unités d'habitat sont annualisés. On obtient alors des unités d'habitat annuelles moyennes (average annual habitat units).
5. Calcul des impacts nets d'une mesure envisagée : cela nécessite que deux analyses futures soient effectuées et comparées, en utilisant la même année de base.

¹⁸Un changement dans l'indice HSI de 0,1 à 0,2 doit être de même magnitude qu'un changement de 0,8 à 0,9.

¹⁹Segment d'impact : zone au sein de laquelle la nature et l'intensité de l'usage futur du terrain peuvent être considérés comme homogènes.

Application de la méthode HEP à l'analyse des mesures de compensation :

ces analyses ont pour objet d'identifier les mesures qui vont compenser les pertes non évitables en unités d'habitat du fait d'actions proposées. La compensation est alors obtenue en appliquant des mesures de gestion spécifiques à un habitat existant afin d'obtenir une hausse nette en unités d'habitat. Une analyse des mesures de compensation débute par l'identification d'une liste d'espèces d'évaluation, pour lesquelles la compensation est souhaitée. Il existe ensuite trois objectifs possibles de compensation :

1. De même nature (in-kind), sans arbitrage : il s'agit de compenser précisément les unités d'habitat perdues de chaque espèce d'évaluation. La liste des espèces cibles doit être identique à celle des espèces impactées. Le plan de compensation idéal fournira, pour chaque espèce, une augmentation d'unités d'habitat égale en magnitude aux unités d'habitat perdues.

2. Remplacement égal, avec arbitrage : compense précisément les pertes d'unités d'habitat via un gain égal en unités d'habitat. Toutefois, une unité d'habitat provenant de n'importe quelle espèce cible peut être utilisée pour compenser la perte d'une unité d'habitat de n'importe quelle espèce d'évaluation.

3. Remplacement relatif, avec arbitrage : une unité d'habitat provenant d'une espèce cible est utilisée afin de compenser la perte d'une unité d'habitat, pour une espèce d'évaluation à un taux différent en fonction des espèces impliquées.

Une fois les objectifs de la compensation posés, l'analyse des mesures de compensation suit la même procédure que celle utilisée pour identifier les impacts du projet : sélectionner une zone de compensation, conduire une évaluation de base de l'habitat pour chaque espèce cible, déterminer les unités d'habitat pour la zone de compensation (en l'absence de mesure), identifier une mesure de gestion permettant d'atteindre les objectifs fixés, comparer les unités d'habitat pour les cas avec et sans mesure, et déterminer l'augmentation d'unités d'habitat qui en résulte. Il est alors possible de calculer la taille de la zone de compensation nécessaire pour compenser entièrement les pertes.

Standards de développement des indices HSI

L'indice HSI est défini comme un indice numérique représentant la capacité d'un habitat donné à soutenir une espèce sélectionnée de poissons, de faune ou de flore (USFWS [144]). Pour obtenir les indices HSI, il est possible soit d'utiliser et d'adapter un modèle existant, soit d'en construire un nouveau.

L'utilisation de modèles d'habitat existants présente l'avantage de raccourcir le temps nécessaire au développement du modèle. Il est relativement aisé de convertir les résultats d'un modèle existant en indice HSI, l'étape la plus importante consistant à définir un standard de comparaison à utiliser de la manière suivante :

$$HSI = \frac{\text{Résultat du modèle existant pour la zone d'intérêt}}{\text{Standard de compensation déterminé}}$$

Certains modèles passent par un classement des habitats en fonction de mots clés (excellent, bon, moyen, ...), d'autres utilisent des unités déterminées (unités de productivité, mesures de population, ...) ou des unités non déterminées (classement numérique ou indice).

En ce qui concerne les modèles construits, cinq phases doivent être respectées :

Phase 1 :

Déterminer les objectifs du modèle : un modèle HSI est nécessaire pour chaque évaluation d'espèce utilisée dans une analyse de type HEP. Poser les objectifs du modèle implique tout d'abord de définir les résultats "idéal" et "acceptable" du modèle²⁰. L'objectif est de déterminer le niveau de fiabilité que le modèle doit atteindre étant donné le temps, les informations et les moyens disponibles. Il faut ensuite définir la zone géographique sur laquelle le modèle peut s'appliquer. Chaque modèle d'habitat devrait, en effet, être applicable sur une zone géographique déterminée au sein de laquelle on peut s'attendre à ce qu'il donne des indices HSI pertinents et fiables. Le dernier point consiste à définir la saison de l'année pour laquelle le modèle peut s'appliquer, c'est-à-dire à définir le statut de résidence d'une espèce au sein de la zone géographique. Cela permet de limiter la quantité d'informations à collecter pour la construction du modèle.

Phase 2 :

Identifier les variables du modèle : il s'agit de répondre à la question "quelles variables environnementales, si elles étaient modifiées, affecteraient la capacité de l'habitat à faire vivre l'espèce d'évaluation ?". Les variables doivent être mesurables aussi bien dans leurs conditions actuelles que dans leurs conditions futures. Elles peuvent notamment inclure les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques mesurables de l'habitat. L'approche généralisée consiste à effectuer une revue de la littérature sur les espèces et à sélectionner celles répondant aux trois critères suivants :

1. La variable est liée à la capacité de l'habitat à faire vivre l'espèce.
2. Il y a au moins une compréhension basique de la relation entre la variable et l'habitat.
3. La variable peut être mesurée compte tenu des contraintes liées à l'application du modèle.

Phase 3 :

Structurer le modèle : chaque variable identifiée doit être combinée à d'autres variables du modèle afin de produire un indice HSI. Il faut, pour ce faire, définir des relations entre les variables via des modèles de mots, mécaniques, de reconnaissance de schémas, de probabilité bayésien ou des modèles statistiques multi variés.

Phase 4 :

Documenter le modèle : il s'agit de documenter la structure du modèle et les hypothèses sous-jacentes ainsi que l'ensemble des étapes devant être mises en œuvre. Deux niveaux d'information sont nécessaires : le premier concerne l'utilisation de l'habitat par une espèce d'évaluation donnée (informations utilisées dans la construction du modèle HSI) tandis que le second décrit la manière dont les informations espèces-habitat sont utilisées dans la construction du modèle.

²⁰Le résultat idéal correspond à un classement entre 0,0 et 1,0 avec une relation linéaire directe avec la capacité de transport. Cet idéal pouvant rarement être atteint, un modèle acceptable doit également être défini.

Phase 5 :

Vérification du modèle : afin de s'assurer que le modèle produit un résultat cohérent avec le niveau d'acceptabilité établi au départ. L'auteur de l'évaluation commence par effectuer sa propre vérification avant de tester le modèle avec une analyse utilisant un échantillon de données. La revue par un expert des espèces concernées permet d'augmenter la fiabilité du modèle avant qu'il ne soit testé avec des données de terrain.

Les limites de la méthode HEP

La méthode HEP a été développée par l'USFWS comme méthodologie non monétaire alternative pour évaluer la valeur de l'habitat pour la faune et la flore d'une communauté naturelle. Dans le projet évalué par McCain [105], la question posée concerne la "monnaie" d'échange appropriée pour établir les crédits. Les auteurs y comparent un débit de type "un hectare pour un hectare" (acre-for-acre) au débit HEP. Selon eux, si l'objectif est d'atteindre l'efficacité monétaire, alors un débit par hectare est effectivement utile. Une fois exprimé en dollars, le coût du débit HEP est plus de trois fois supérieur à celui du débit par hectare. En revanche, si la banque de compensation a pour objet d'atteindre une perte nette nulle en fonction ou en valeur de zone humide, alors le débit par hectare semble déficient. Environ deux tiers de la valeur de l'habitat perdu ne seront pas compensés par le simple débit de la quantité équivalente en hectare.

McCrain [105] accorde que la méthode HEP présente quelques limites, son utilisation étant restreinte, par exemple, à l'évaluation des habitats de poissons, de faune et de flore uniquement ; les autres fonctions des zones humides sont largement négligées. Ainsi, le bénéfice réel de la zone humide en tant qu'entité fonctionnelle peut ne pas être mesuré. En ce qui concerne les modèles HSI, il considère que ce sont des outils opérationnels de gestion basés sur des définitions strictes d'habitat et de capacité de transport. Ils ne sont pas construits pour étudier les perturbations humaines ou les effets de synergie entre les ressources pouvant affecter la désirabilité. L'USFWS souligne lui-même quelques limites (USFWS [142]) :

- La méthode HEP n'indique pas comment les projections doivent être effectuées. Les impacts projetés dépendent donc de la capacité de l'utilisateur à prédire les conditions futures de l'habitat.
- La méthode HEP peut, en principe, être appliquée à n'importe quel niveau d'évaluation. Cependant, les besoins en données et les coûts de la procédure augmentent avec le nombre d'espèces à considérer.
- L'identification des types d'impact et leur magnitude dépend de la validité et de la sensibilité du modèle HSI utilisé. Cela dépend donc fortement de la fiabilité des données utilisées.
- La méthode HEP n'est valable que pour l'espèce évaluée et ne lie pas directement cette espèce aux autres composantes de l'écosystème.

Nous avons, bien évidemment, tenu compte de ces limites lors de l'adaptation de la méthode HEP d'origine. Ainsi, le croisement de la méthode avec certains principes macroéconomiques et, principalement, l'introduction des services éco systémiques, a pour but d'intégrer l'ensemble des fonctions de l'écosystème étudié et pas seulement sa fonction d'habitat. Pour garantir la fiabilité des résultats, les indices HSI doivent être déterminés avec une grande rigueur. Nous recommandons, pour cela, de faire appel à des écologues spécialisés dans les écosystèmes en question. Enfin, pour pallier le fait que la méthode HEP n'est valable que pour l'espèce étudiée et ne lie pas directement cette espèce aux autres composantes de l'écosystème, nous préconisons de tenir compte de la stabilité du système lors de la sélection des espèces d'évaluation. Ainsi, l'introduction des services éco systémiques, la prise en compte de la stabilité du système et le recours à un écologue devraient permettre une adaptation puis une application optimale de la méthode d'origine.

2.2.3. Les avantages et les inconvénients du banking

Le banking, un système qui fonctionne

Aux États-Unis, où les zones humides étaient détruites à un taux alarmant sans aucune compensation, le banking de zones humides est généralement considéré comme étant un succès (Bräuer et al. [29]). Les permis échangeables semblent fonctionner plutôt bien quand il s'agit de protéger une seule ressource avec peu de parties prenantes intéressées dans des ressources de même type. Ce système permet d'introduire une responsabilité collective des parties prenantes qui peuvent bénéficier d'un plus grand support que celui apporté par les taxes, tout en permettant une certaine flexibilité. Gilman [72] souligne ainsi plusieurs bénéfices attribuables à ce type d'actions compensatoires :

Bénéfices environnementaux : en l'absence de système de compensation a priori, le temps écoulé entre la perte et le remplacement complet des fonctions des zones humides peut être considérable. Avec ce système de banking, la majorité des zones humides mises en banque sont pleinement fonctionnelles avant que les régulateurs n'autorisent leur comptabilisation en crédits puis leur vente. Avant que ces banques ne soient mises en place, les régulateurs autorisaient les dégradations de zones humides sans que des zones humides compensatoires fonctionnelles ne viennent les remplacer. L'utilisation de banques de compensation permet donc de réduire le risque de perte temporelle des fonctions provenant de zones humides.

Les pertes en zones humides concernant souvent un grand nombre de zones de petite taille, ce système peut permettre la consolidation des petites zones humides sans grande valeur en zones humides plus grandes présentant plus de valeur d'un point de vue environnemental. L'accumulation de petits impacts, notamment observée dans le système Algérien²¹, peut ainsi être évitée. Par ailleurs, concernant la santé optimale du bassin versant, il peut être désirable d'avoir une zone humide sur un site choisi par la banque plutôt que sur son emplacement naturel. La gestion des zones humides doit se concentrer sur le rôle que ces zones jouent au sein de leur bassin versant, et pas seulement sur les fonctions et valeurs que la zone humide prise individuellement fournit localement.

²¹En effet, l'un des inconvénients du système européen est le fait que seuls les projets causant des impacts conséquents sur l'environnement sont pris en compte alors même que, pris dans leur ensemble, un ensemble de projets à faible impact peut au final causer des dégâts non négligeables.

Toutefois, cela ne signifie aucunement que les régulateurs ne doivent pas tenir compte des valeurs spécifiques que ces zones humides apportent à leur emplacement d'origine.

Enfin, le système de marché induit par la création de banques de compensation, incite les promoteurs à produire des zones humides de grande qualité. En effet, le nombre de crédits alloués au promoteur pour une action de compensation donnée va dépendre de la qualité de la zone de compensation obtenue. Le banking de zones humides peut donc créer une incitation à produire des zones humides de qualité supérieure.

Bénéfices économiques : lorsque les aménageurs ont la possibilité de s'adresser à une banque de compensation, ils sont généralement en mesure d'accomplir leurs projets plus rapidement (acheter des crédits est bien plus rapide que d'avoir à conduire physiquement des actions de compensation).

De plus, lorsque l'on traite de faibles impacts sur les zones humides ou de petites zones humides isolées, les mesures d'atténuation pour sauver ou remplacer ces zones peuvent être infaisables d'un point de vue environnemental ou économique.

Ce système rend donc ces compensations envisageables. Les entrepreneurs peuvent y trouver leur compte, car les ressources monétaires engagées pour restaurer, améliorer ou construire une zone humide sont concentrées dans une banque de compensation et les coûts totaux sont minimisés grâce aux économies d'échelle éventuelles. L'existence d'une banque permet également aux entrepreneurs d'avoir accès aux informations nécessaires pour mettre en œuvre ce type de mesures (Weems et Canter [146]). Les banques de compensation fournissent également aux aménageurs une mesure prévisible des coûts de compensation (à condition que leur projet soit autorisé via l'usage de crédits, et si aucune compensation in situ additionnelle ne s'avère nécessaire).

Bénéfices réglementaires : il est plus facile de gérer, surveiller et maintenir une zone humide de compensation de grande taille que plusieurs zones isolées, les régulateurs devraient donc gagner du temps. De la même manière, les régulateurs passeront moins de temps sur l'émission des permis, pour les projets en développement nécessitant l'achat de permis à une banque établie, plutôt qu'à approuver chaque projet de compensation conduit par les postulants.

Malgré les critiques qu'un tel dispositif peut susciter, la multiplication des banques de compensation a néanmoins permis, dans le contexte américain, d'atteindre plusieurs objectifs : garantir un financement à long terme des actions de conservation entreprises qui ne soit pas soumis aux aléas des budgets publics; fixer des objectifs rationnels (éventuellement mesurables) en termes de biodiversité sur des espaces qui échappaient aux politiques de conservation; progresser vers l'élaboration de méthodes d'équivalence écologique et enfin améliorer la mise en œuvre et l'efficacité des actions de compensation. La question qui se pose, concernant les projets de compensation qui ont déjà été effectués, est de savoir s'ils ont effectivement permis de stopper, ou tout du moins de limiter, les pertes nettes en zones humides. Les zones humides restaurées, améliorées ou créées ont-elles atteint les objectifs de qualité permettant de compenser les projets pour lesquels elles ont été mises en œuvre ?

Les limites du système :

Bien que le système du banking soit considéré globalement comme une réussite, Matthews et Endress[103] reviennent sur les hypothèses sous-jacentes posées par ce système. Ainsi, la politique du banking de zones humides pose l'hypothèse que la structure et les fonctions des zones humides détruites peuvent être recréées de façon prévisible, une hypothèse remise en question par plusieurs auteurs (Niering [113], Race [118], Zedler [151]). Il est également supposé que 5 ans de suivi suffisent pour estimer les progrès des zones humides de compensation (Mitsch et Wilson [109], Zedler et Callaway [152]). Les zones humides restaurées ou créées ont souvent été des échecs (NRC [114]) et, en plus de la dégradation progressive des zones humides existantes, cela a conduit à une perte continue de zones humides ainsi que des fonctions des écosystèmes liées à ces zones humides à l'échelle régionale (Whigham [147], Zedler et Callaway [152]). Les auteurs s'accordent cependant pour dire que juger de la réussite ou de l'échec d'une zone humide restaurée ou créée reste une tâche difficile. Globalement, les risques liés à la mise en pratique de ce système peuvent être classés en trois catégories (Gilman [72], Weems et Canter [146]) :

Coûts environnementaux : les entrepreneurs peuvent être tentés d'avoir recours au système de compensation sans suivre, comme il se doit, toute la hiérarchie d'atténuation. On risquerait alors d'autoriser des destructions de zones qui auraient pu être évitées. Les régulateurs sont cependant tenus légalement de suivre la séquence d'atténuation, et ce, pour chaque projet. Le

fait que la compensation puisse avoir lieu ex situ peut également poser quelques problèmes. Il est possible que cela soit la seule forme possible d'atténuation, pourtant, certaines fonctions d'une zone humide particulière sont spécifiques au site et ne peuvent être remplacées de façon satisfaisante sur un site différent.

Les méthodes d'équivalence utilisées ne sont pas forcément correctes. Afin d'éviter toute perte nette de zones humides, il est nécessaire que les régulateurs soient entraînés par des experts afin de développer des méthodes d'estimation tenant compte de l'ensemble des fonctions d'une zone humide. La banque peut également intervenir en établissant des ratios de compensation pour les déficiences potentielles de la méthode d'évaluation. C'est un point important car si les banques de compensation ne parviennent pas à fonctionner correctement et à atteindre les standards de performance nécessaires, cela pourrait conduire à des pertes nettes de zones humides plus importantes que celles qui se seraient produites en l'absence d'intervention (la taille des projets étant plus importante, si le projet est un échec les dégâts sont d'autant plus graves). Dans le cas présent, ce risque est considéré comme faible.

Le dernier point est lié à l'incertitude sur le long terme. Permettre la dégradation de zones humides naturelles en échange d'actions de compensation peut résulter en une perte de fonctions inconnues de zones humides. Les scientifiques ignorent encore si toutes les fonctions d'une zone humide naturelle peuvent être remplacées par des zones humides de compensation et la viabilité écologique des zones humides restaurées, améliorées et/ou construites reste incertaine. Nous ne disposons, pour le moment, que de peu de données concernant le succès des banques de compensation. Précisons toutefois que ce critère n'est pas spécifique au banking mais à toutes les actions de compensation entreprises.

Coûts économiques : une certaine incertitude existe également au niveau de la demande. Il n'y a aucune certitude que les crédits créés soient effectivement achetés. Si tel n'est pas le cas, l'argent utilisé pour créer la banque serait alors perdu. Il en serait de même si la banque ne parvenait pas à fonctionner de manière adéquate, ce qui nous mène de nouveau à l'incertitude scientifique pesant sur la restauration, l'amélioration et la création de zones humides dont le taux de succès reste inconnu.

Coûts réglementaires : le gouvernement devra dépenser un temps significatif pour construire, administrer, opérer et vérifier chaque nouvelle banque de compensation. Les fonds

alloués à la surveillance et à la conformité des sites sont insuffisants (tout est concentré sur la mise en œuvre des permis), il n'y a donc pas assez de visites sur site pour vérifier que tout a bien été entrepris.

De nombreuses études empiriques avaient pour objectif de déterminer si le système de banking constitue globalement une réussite ou un échec. Hallwood [74] s'interroge sur les raisons qui font que, malgré toutes les mesures mises en œuvre, les pertes nettes en zones humides se poursuivent dans certaines régions. Les études de suivi indiquent que le taux moyen de conformité aux permis n'est que de 50%. Les problèmes les plus cités incluent la construction inadaptée, l'échec dans la mise en œuvre, le manque de supervision, l'infestation des sites par des espèces exotiques, l'échec à maintenir les niveaux d'eau adéquats, et l'échec à protéger les projets des impacts in et ex situ tels que les sédiments, les toxiques et le passage des véhicules. Hollywood cite ainsi plusieurs études : d'après Harrison [81], les banques de compensation ne mettent que peu d'efforts dans les projets de restauration; selon Redmond [121], parmi les 1262 permis délivrés par le Florida Department of Environmental Régulation, seul un projet sur quatre était un succès écologique (est ou deviendra une zone humide fonctionnelle). Au contraire, le banking a contribué à un surdéveloppement sur des habitats de zones humides naturelles sans remplacement adéquat par une restauration des fonctions chimiques, biologiques ou hydrologiques ou par les zones humides de compensation. De même, Sheahan [133] trouve un taux important d'échec sur les compensations in situ effectuées par des non-spécialistes.

Il est à noter que plusieurs de ces études prennent pour exemple la Californie où le banking semble mieux fonctionner. Ainsi, la plupart des projets étudiés par Breaux et al. [22] ont effectivement donné lieu à la création de fonctions écologiques de zones humides²² et étaient en conformité avec leurs permis. Les augmentations dans le gain net en zones humides provenaient principalement des projets les plus importants. Dans l'ensemble, les projets étudiés suggèrent que, contrairement à d'autres zones étudiées où l'objectif de perte nette nulle en zone humide n'est pas atteint, la Région de la Baie de San Francisco voit sa quantité de zones humides augmenter.

²²Voir également Shafer et Roberts (2008) [132].

Cela est dû, selon eux, à l'emphase mise sur l'évitement et à la possibilité de mettre en place des projets de restauration de zones humides plus importants. Le véritable test sera de voir si la surveillance et l'évaluation de ces projets au cours des 10 prochaines années détermineront que les zones humides créées constituent toujours des systèmes viables et écologiquement diversifiés.

Pour Matthews et Endress [103], une distinction doit être faite entre le succès du point de vue de la conformité (problème réglementaire) et le succès du point de vue écologique ou fonctionnel. Les échecs fonctionnels des sites ont le plus souvent été attribués à un manque de connaissance concernant l'écologie des zones humides parmi les régulateurs et les praticiens de la restauration. Certains des sites étudiés ici étaient clairement des échecs fonctionnels, largement dus à une hydrologie inappropriée et à une dominance des espèces exotiques. Ces échecs fonctionnels résultent généralement en une incapacité à atteindre la conformité des permis. Toutefois, cette étude démontre qu'un jugement de succès ou d'échec de conformité est également fonction des standards choisis pour mesurer les performances du site.

Globalement, Gilman [72] considère que les guides fédéraux ne devraient pas encourager l'établissement de banques de compensation de façon inconditionnelle. Le contexte réglementaire, économique et environnemental local rend le banking de zones humides approprié pour certains endroits mais pas pour d'autres. Le banking n'est pas une panacée permettant de rationaliser le cadre réglementaire concernant les zones humides et de maximiser leur protection, et peut tout aussi bien aggraver le problème que le résoudre en fonction du contexte local. Par exemple, l'établissement et l'usage d'une banque peut conduire à l'extinction d'espèces reposant sur des petites zones humides isolées et saisonnières si on autorise leur remplissage via une compensation par l'achat de crédits à la banque pour une zone humide plus importante inondée continuellement. En outre, les autorités locales ne disposent pas toujours des informations élémentaires concernant les fonctions écologiques et n'ont pas développé une méthode d'estimation des zones humides permettant de s'assurer qu'il n'y a pas de perte nette dans la qualité totale de la zone humide. Du fait d'un manque d'informations techniques, l'utilisation d'une banque peut ainsi exacerber la perte de fonctions spécifiques aux sites.

Les points sensibles identifiés par Weems et Canter [146] en s'adressant directement aux banques de compensation sont : l'identification et la sélection du site de compensation (il

faut que celui-ci contienne le même type d'habitat que celui que l'on cherche à compenser), l'opérateur bancaire, les politiques relatives à la devise de la banque et à l'utilisation des crédits, les options pour le développement des zones humides (la restauration et l'amélioration, dont l'évolution est moins incertaine, devraient être favorisées), les critères pour l'utilisation de la banque (la hiérarchie d'atténuation doit être suivie), le plan de gestion à long terme (pour garantir la pérennité des sites de compensation) et enfin les contraintes liées à la construction, la maintenance et la surveillance du site. Les résultats obtenus par le système de marché des zones humides restent donc mitigés. Cependant, les principales causes d'échec sont plus liées à la façon dont sont mises en œuvre les mesures de compensation qu'aux mesures elles-mêmes. Aussi, si l'organisme chargé de surveiller l'adéquation des résultats obtenus aux objectifs fixés au départ s'assure que la hiérarchie d'atténuation a bien été respectée, que les mesures compensatoires sont déterminées puis mises en œuvre par des spécialistes compétents et que le suivi prévu est suffisamment contraignant et efficace, les chances de réussite restent raisonnables. Le spécialiste en question aura ensuite la lourde tâche de choisir la zone de compensation la plus adaptée et les actions à mener sur cette zone de façon à optimiser les résultats.

En ce qui concerne notre méthode HEP adaptée, la plupart de ces problèmes ne se posent pas car, comme nous le verrons, les mesures compensatoires utilisées restent hypothétiques. Du moment que ces mesures existent et qu'elles peuvent être identifiées par des experts, la méthode peut fonctionner. Elle n'est pas liée à certaines contraintes techniques comme l'identification d'une zone de compensation adaptée. Toutefois, nous tenons compte du fait que tous les écosystèmes ne peuvent être reproduits à l'identique en posant l'objectif de recréer, non pas un écosystème identique, mais un écosystème le plus proche possible de celui détruit rendant les mêmes services éco systémiques. Enfin, notre méthode n'étant pas utilisée dans le cadre d'un marché, les questions relatives au fonctionnement de celui-ci ne se posent pas non plus. Nous pouvons néanmoins étudier l'état actuel des mécanismes de marché relatifs à la biodiversité en Europe car la création d'un système similaire, inspiré du modèle américain, n'est pas à exclure.

2.3. Les mécanismes de marché en Europe

L'utilisation des instruments fondés sur le marché pour protéger la biodiversité est de mieux en mieux acceptée en Europe. Ils constituent un moyen d'intégrer la conservation dans la prise de décisions des acteurs économiques et d'atteindre de manière rentable des objectifs de conservation et d'exploitation durable des ressources (Commission Européenne, 2007, [45]). Les trois principaux types d'instruments (taxes/redevances/droits, subventions et permis négociables) sont utilisés, essentiellement pour la conservation des habitats et des écosystèmes, mais aussi pour la protection de certaines espèces. Les instruments fondés sur le marché peuvent être des instruments efficaces pour encourager les propriétaires fonciers à entretenir les forêts ou les zones humides ou pour compenser les dégâts inévitables que les projets d'aménagement causent à la biodiversité, en créant des habitats similaires ailleurs afin d'éviter toute perte nette de biodiversité (compensations de biodiversité).

Afin de développer les expériences des relations contractuelles locales, un groupe de réflexion dans la commission européenne de l'environnement présidé par Landau [92] a dégagé les recommandations suivantes :

- Mécanismes de paiement pour services environnementaux : mécanismes de compensation entre les utilisateurs directs de la ressource et ceux qui peuvent contribuer à sa conservation tout en partageant le coût, ce système reconnaît la contribution des acteurs privés en matière de conservation des biens et services de la biodiversité (par exemple, la conservation de la ressource "eau" dans les bassins d'eau).

- Servitudes écologiques : constituent un outil juridique permettant à tout propriétaire privé de céder une partie ou la totalité de ses droits d'usage d'une partie de son terrain ayant une valeur écologique importante, au profit d'une personne publique ou privée, association ou gestionnaire de l'environnement. Le contrat de servitude écologique engage le propriétaire à certaines modalités d'usage ou de non-usage du terrain, en contrepartie d'avantages fiscaux.

Ainsi, et à titre d'illustration (en France) la Caisse des Dépôts et Consignations [CDC], établissement public placé sous l'autorité d'un comité de surveillance d'une dizaine de parlementaires de l'Assemblée Nationale et dont le directeur général est directement nommé

par le Président de la République, est une institution indépendante chargée de la gestion de l'argent des ménages (elle gère encore aujourd'hui la retraite de 2 à 3 millions de personnes ainsi que l'argent placé sur les livrets A). La CDC, ayant le droit de faire fructifier l'argent placé sous sa garde et de conserver une partie des bénéfices ainsi gagnés, a toujours disposé d'une somme d'argent à investir.

Ces investissements sont généralement effectués dans des activités situées à la croisée de l'économie et de l'intérêt général. C'est ainsi qu'en 1966, face au problème de pertes importantes en zones forestières et terrains boisés, la Direction Finance et Stratégie de la CDC a décidé de créer une nouvelle filiale ayant pour rôle de gérer les forêts achetées par la CDC : la Société Forestière. Dans les années 1990, la Société Forestière a également ouvert ses activités à la gestion forestière de grandes entreprises, notamment des banques et assurances ayant fait des placements dans le bois, ainsi que de grands propriétaires privés. 250 000 hectares de forêts sont ainsi gérés par la CDC via la Société Forestière, faisant de cette dernière le premier gestionnaire des forêts privées (l'Office National des Forêts étant le premier gestionnaire des forêts publiques).

Suite au Sommet de Rio puis à la mise en place du Protocole de Kyoto, une plus grande attention a été portée à l'environnement et aux différents problèmes rencontrés. S'est alors mise en place une gestion forestière durable, notamment en relation avec des associations de protection de l'environnement. En 1998, à l'initiative de la Société Forestière, une Mission Climat a été financée par la CDC afin d'étudier comment celle-ci pourrait intervenir sur ce problème épineux. La création subséquente du logiciel SERINGAS, logiciel de gestion informatique des quotas de permis d'émission, et de l'European Carbon Fund, fonds d'investissement dans des projets propres permettant de générer des crédits carbone pouvant être échangés sur les marchés, la CDC a pu contribuer à l'atteinte de 2% des objectifs imposés par le Protocole de Kyoto au niveau mondial²³.

²³Propos du président du Protocole de Kyoto, le 13.10.2008.

La question qui se posait en 2004 était la suivante : existe-t-il une base d'intervention de la CDC sur le problème de la biodiversité ? L'intérêt était alors porté sur l'implication de mécanismes de marché. Une étude, la Mission Biodiversité, pilotée par la Société Forestière, a été menée pendant 4 ans afin de mettre en relief les besoins ainsi que la légitimité de l'intervention de la CDC tout en étudiant les actions menées à l'étranger. C'est alors qu'est apparu en France le concept de compensation, observé notamment aux États-Unis (Mitigation Banking) et en Australie (Bush broker, Bush tender, Biobanks). Fin 2007, une nouvelle filiale de premier rang est créée : la CDC-Biodiversité.

L'objectif de cette nouvelle filiale est l'accompagnement de tout acteur public ou privé dans ses actions en faveur de la biodiversité d'une façon générale. La compensation constitue donc une première activité et correspond actuellement au cœur de métier de la CDC-Biodiversité. Toutefois, d'autres développements sont également prévus (travail sur les trames vertes et bleues, cofinancements etc.,...). Un comité scientifique a été constitué afin de permettre à la CDC-Biodiversité de discuter de ses activités, des projets en cours et d'obtenir une validation scientifique de ses actions. Deux formes d'intervention sont actuellement envisagées : l'approche par la demande et l'approche par l'offre.

L'approche par la demande : il s'agit de répondre à une demande issue d'un maître d'ouvrage confiant la réalisation complète de la mise en œuvre du projet à la CDC-Biodiversité. Le projet en lui-même est entièrement monté par le maître d'ouvrage qui travaille en collaboration avec la Direction de l'urbanisme à l'élaboration de l'étude d'impact (généralement confiée à un bureau d'études) et doit parfois soumettre également son projet au Conseil National de la Protection de la Nature, notamment lorsque celui-ci impacte des espèces protégées. L'autorisation du projet peut parfois contenir des prescriptions relatives à la mise en œuvre de mesures de compensation qui sont déterminées avant que la CDC-Biodiversité ne soit contactée. Ainsi, une fois les mesures de compensation déterminées, le maître d'ouvrage peut s'adresser à la CDC-Biodiversité pour les mettre en œuvre. Un contrat de droit privé est alors passé entre le maître d'ouvrage, toujours responsable au regard de la loi de la bonne mise en œuvre de ces mesures, et la CDC-Biodiversité, contre qui le maître d'ouvrage pourra se retourner si les mesures de compensation ne sont pas suffisantes.

La CDC-Biodiversité va alors se lancer dans une recherche foncière, en utilisant ses réseaux de connaissance, notamment dans le milieu associatif. Elle peut, lorsque le maître d'ouvrage ne souhaite pas se porter acquéreur des terrains de compensation, se porter elle-même acquéreur. Elle peut également passer des conventions avec les propriétaires terriens pouvant modifier l'utilisation des terrains contre financement. Si, d'un point de vue financier, il peut être plus intéressant d'acheter les terrains, le mode du conventionnement permet de sensibiliser un plus grand nombre d'acteurs à la protection de la biodiversité. Les demandes adressées à la CDC-Biodiversité étant généralement très précises (telle taille de terrain de tel type), l'identification des terrains est également précise car les recherches portent sur un type d'habitat donné. La conception de l'action va ensuite se faire via la détermination d'indicateurs écologiques avant que ces actions ne soient mises en œuvre sur la durée prévue. La CDC-Biodiversité joue alors un rôle de pilote, elle passe des contrats avec des spécialistes (associations, bureaux d'études, universités, scientifiques etc,...).

Un protocole de suivi déterminant le cadre du suivi (combien de rapports par an etc,...) est déterminé. Il dépend de l'administration et du maître d'ouvrage. Des objectifs sont indiqués dans un cahier des charges et des indicateurs sont déterminés. Les études sur le terrain sont menées par des spécialistes qui remettent ensuite un rapport à la CDC-Biodiversité qui remet à son tour un rapport à l'administration ainsi qu'au maître d'ouvrage de sorte à suivre le bon déroulement des opérations. Cela permet de détecter toute défaillance et, si nécessaire, de rompre un contrat pour changer d'opérateur et obtenir les résultats escomptés. La durée d'engagement est déterminée par l'administration et va dépendre du projet et de la durée de ses impacts. Cette approche par la demande correspond à un manque observé, notamment par les (DU), d'outils pratiques et de guides de mise en œuvre des mesures de compensation.

L'approche par l'offre : les demandes sont ici anticipées par la génération d'offres.

En effet, les terrains sont peu humides et peu perméables sur le dessus avec la présence de nappes phréatiques en dessous. Ces types de terrain sont liés à l'histoire de la zone, dominée par le pastoralisme. L'habitat typique de la plaine. La flore est certes peu diversifiée mais unique en Algérie, voire en Afrique, c'est pourquoi la zone est en grande

partie classée Natura 2000. L'intérêt de celle-ci est principalement due à la présence d'une faune, et plus précisément d'une avifaune particulière contenant, notamment, des espèces endémiques. La plaine était peu à peu grignotée par l'agriculture. Du fait de la présence de nappes phréatiques, la mise en place de vergers ou de maraîchers était relativement aisée. La présence de zones steppiques au sein de la plaine constitue un frein à la continuité de la zone. Ainsi le manque d'attention des institutions concernées (office des forêts, services des domaines, direction de l'urbanisme, les services de la réglementation locale), ces zones sont devenues des dépotoirs de toutes sortes de résidus. C'est alors qu'est intervenu le ministère de l'environnement, en étroite collaboration avec le fond de garantie, afin d'aider les services impliqués (wilaya) et ses partenaires à investir sous la condition que le terrain soit valorisé de manière à pouvoir constituer une zone de compensation.

Aujourd'hui, la zone attire de plus en plus d'attention pour les expériences scientifiques qui doivent être menées prochainement afin d'étudier les opportunités de réhabilitation. L'idée est de créer un habitat pour la faune de cette zone. Parallèlement, un travail de reconnaissance, notamment juridique, est mené afin que ces mesures compensatoires puissent être reconnues comme telles et que des unités de biodiversité puissent être générées. Les unités de biodiversité ne dépendent pas a priori d'un facteur de qualité, l'équivalence étant d'une unité pour un hectare. Il n'existe pas actuellement de méthode d'évaluation ou d'équivalence ni de grille d'équivalence ou de quantification. L'Office des forêts et le Ministère de l'environnement devraient théoriquement se pencher sur la question. L'unité de biodiversité n'existe donc pas encore, mais on anticipe déjà le fait qu'il sera nécessaire d'éviter les effets pervers comme le non-respect de la hiérarchie d'atténuation. L'intérêt de cette intervention par l'offre est qu'elle permet une intervention rapide sur des enjeux écologiques majeurs.

2.4. Conclusion sur l'évaluation des écosystèmes et de la biodiversité

Au niveau international, la réparation des dommages environnementaux en nature, qu'elle soit ex post ou ex ante, semble de plus en plus privilégiée. Les méthodes d'évaluation dites par équivalence se focalisent sur la compensation en nature, la plus proche possible (aussi bien géographiquement qu'écologiquement) des écosystèmes détruits. Cette approche, qui consiste à utiliser les coûts de mise en œuvre des mesures compensatoires comme approximation du dommage, est préférée aux méthodes de valorisation environnementale visant à estimer la valeur accordée par le public en fonction de marchés associés ou d'enquêtes. Les méthodes d'évaluation par équivalence semblent offrir une alternative plus neutre et plus à même de limiter les pertes nettes en biodiversité et en services écosystémiques, notamment en ce qui concerne les valeurs écologiques non-marchandes. Ces méthodes sont plus flexibles dans leur utilisation et leur mise en place, et plus aisées en termes de réalisation et de communication.

La méthode HEP, en particulier, a pour but d'estimer le dimensionnement des projets de compensation nécessaires pour réparer entièrement le dommage causé. Croisée avec les réflexions menées à l'échelle macroéconomique, préconisant notamment l'orientation des évaluations sur les services d'origine écosystémiques, la méthode HEP d'origine peut, selon nous, être adaptée puis utilisée comme outil d'évaluation du coût environnemental d'un projet d'aménagement. Comme nous le verrons, son utilisation hors marché, dans un cadre hypothétique et avec l'aide d'experts écologues, évite certains écueils rencontrés par la méthode d'origine.

Deuxième partie

Adaptation de la méthode Habitat

Evaluation Procédure : cas d'étude

L'objectif global de notre étude est d'identifier une méthode d'évaluation permettant une meilleure intégration de l'environnement dans les projets d'aménagement. Pour ce faire, il est nécessaire de donner aux écosystèmes un poids à la mesure de leur influence "réelle" sur le bien-être humain, et ainsi de répondre à la question de recherche posée : comment améliorer l'évaluation économique des milieux naturels de sorte qu'ils puissent être intégrés aux processus décisionnels associés aux projets d'aménagement ?

Il ne s'agit pas ici de révolutionner les pratiques en vigueur, mais plutôt de combler les lacunes identifiées dans l'évaluation du coût environnemental des projets d'aménagement. Ces lacunes, présentées dans les chapitres précédents, touchent à l'évaluation de certains écosystèmes méconnus des agents et ne disposant pas de marchés liés. Les méthodes traditionnelles, peu adaptées à l'évaluation de ces écosystèmes, tendent à sous-estimer leur valeur et, de ce fait, à sous-estimer le coût environnemental attribuable à leur destruction ou dégradation.

Notre idée consiste, dans le cadre de l'analyse coûts-bénéfices classique d'un projet d'aménagement en milieu sensible, à utiliser une méthode d'évaluation par équivalence permettant d'estimer le coût environnemental du projet dans son ensemble. Cette méthode d'évaluation est donc destinée à être employée, dans les cas où les méthodes traditionnelles ne s'avèrent pas appropriées, en remplacement de ces méthodes. Le principe est d'adapter la méthode HEP d'origine et d'utiliser les mesures compensatoires "idéales", c'est-à-dire celles qu'il faudrait mettre en œuvre pour rendre l'impact environnemental net du projet égal à zéro

(identifiées par la méthode HEP), pour estimer le coût environnemental du projet d'aménagement. Comme nous l'avons vu, les recherches actuelles en matière d'évaluation des écosystèmes s'orientent, depuis les travaux du MEA [154] et avec ceux menés par le TEEB (Sukhdev [138]), vers l'évaluation des services éco systémiques. C'est pourquoi les services éco systémiques sont au centre de notre méthode HEP "adaptée", modifiant ainsi l'utilisation de la méthode par rapport aux applications américaines pour en faire un outil d'évaluation.

Notre recherche méthodologique ayant été initiée dans le cadre d'une étude compensatoire, le développement de la méthode HEP "adaptée" s'est effectué via un cas d'application portant sur les opportunités d'extension et d'aménagement des zones humides d'Oran. Une zone pilote, la zone de la sebkha, a été sélectionnée du fait de l'état d'avancement hésitants des travaux de recherches tous projets confondus (études du sol et constituants chimiques des eaux d'aménagement, extension urbanisation, etc,...) et des données environnementales fournies par les études d'impact et d'incidence que nous nous sommes procurées des services de l'urbanisme (POS et PDAU d'Oran). Notre objectif étant davantage orienté sur le déroulement et la validation de la méthodologie plutôt que sur le résultat, les étapes de la méthode sont ici simplifiées au maximum, mais pourront être complexifiées par la suite afin d'en optimiser les résultats.

Après avoir présenté le terrain d'étude et le site pilote utilisé pour développer la méthode "adaptée", nous étudierons les différentes étapes de cette méthode en soulignant les modifications apportées à la méthode d'origine et les raisons de ces modifications. Nous illustrerons ensuite, à partir des résultats obtenus sur le site de la sebkha et son voisinage, la méthode d'estimation du coût environnemental du projet.

Chapitre 3

Présentation du terrain d'étude

3.1. La Sebkha, bassin étudié

L'aménagement, objet de notre étude (grande Sebkha d'Oran) a été (et il est) au centre des préoccupations et discussions au sein de l'hémicycle de la wilaya d'Oran. Ainsi le projet, qui s'actualise le plus souvent, est celui de l'aspiration des eaux souterraines, notamment le déchessèment du grand lac (sebkha d'Oran), le bureau d'étude français SOGREA, qui a été retenu dans le cadre d'un avis d'appel d'offres lancé en 2002 pour une étude d'aménagement Intégré de la grande sebkha, devait présenter sa stratégie de travail et de méthodologie avec laquelle devait être menée son action (Fig. 1). Il faut dire que la sebkha d'Oran préoccupe les pouvoirs publics à telle enseigne que le débat autour de cette question dure depuis plus d'un siècle. "L'aménagement de la grande sebkha de l'ouest suscite un intérêt particulier avec l'engagement de réflexions 1890, 1940, 1945, mais qui n'ont pas les qualifications d'études", et d'ajouter qu'"il s'agit d'une opération inscrite à l'indicatif de l'état pour l'engagement d'une étude générale d'assainissement de la sebkha".

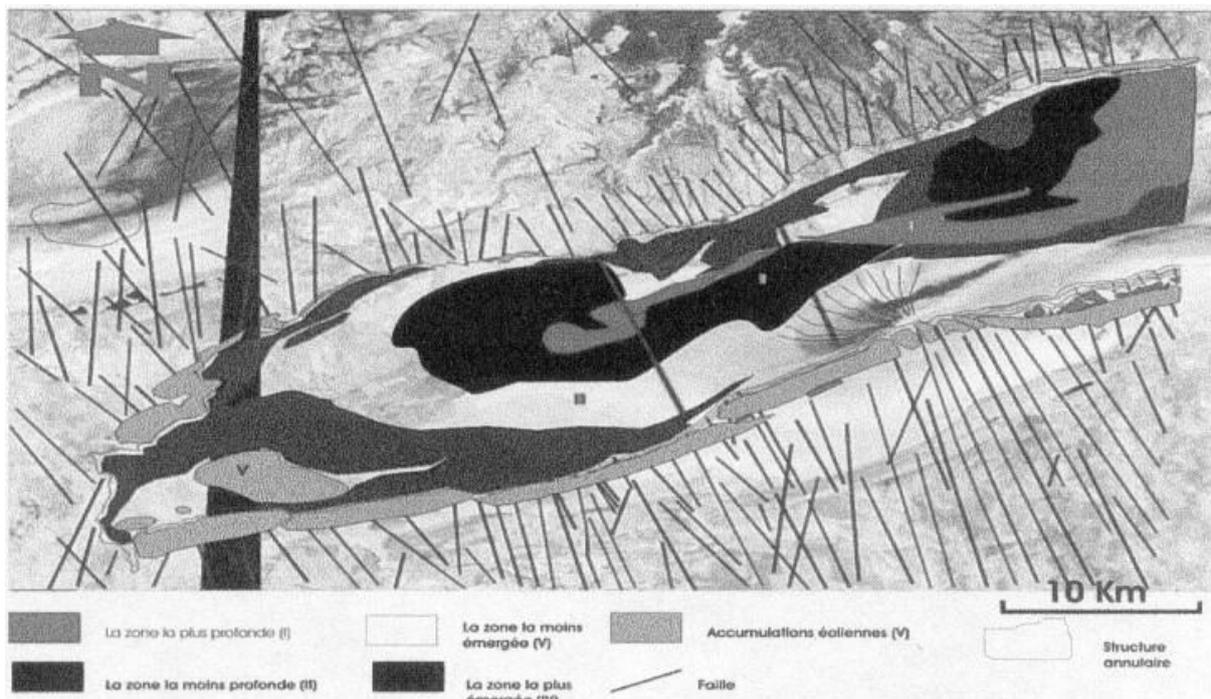


Fig.3.1. Carte structurale du bassin de la Grande Sebkha d'Oran

Source : schéma inspiré des cartes anciennes de la sebkha fournie par voies terrestre.

Ainsi, selon des estimations avancées par le Wali d'Oran, l'étude engagée par la SOGREAH devra aboutir dans une durée de deux ans au plus²⁴ afin de permettre l'engagement des travaux de traitement des eaux et l'utilisation de la sebkha. Avec l'option de la présentation des axes de travail prenant en compte comme base une étude des mécanismes d'évolution des eaux, l'élaboration d'un diagnostic exhaustif de la situation ainsi qu'un programme d'études complémentaires et la mise en place d'une banque de données opérationnelles. L'étude vise également d'établir un choix de stratégies optimales pour l'élaboration d'un dossier d'appel d'offres concernant ledit programme d'aménagement.

de mettre en place une politique de gestion à même de répondre aux exigences du développement économique, agricole et urbain et la préservation de ce site naturel par le biais Durant le siècle dernier, la Sebkha a fait l'objet de nombreuses études et recherches qui devaient envisager diverses solutions pour sa protection et sa valorisation. En 2006, sous la supervision du ministère des ressources hydriques, un bureau d'étude canadien a réalisé une étude d'aménagement intégrée de la grande Sebkha. Il a été question d'une gestion de ses eaux et la préservation de sa qualité, a indiqué le directeur de l'environnement. Sur la base de ces objectifs, 19 projets ont été proposés au niveau des trois wilayas concernées par le devenir de la Sebkha. Il s'agit, entre autres, de la réalisation d'un plan régional d'aménagement territorial, la création d'une zone industrielle à Tafraoui, d'une station d'épuration d'eau à El-Kerma, d'un réseau d'irrigation dans la plaine de M'leta au sud d'Oran et la réalisation de retenues collinaires dans plusieurs communes situées à proximité de la Sebkha. D'autres projets concernant les deux autres wilayas ont été également préconisés dans ce sens. L'ensemble de ces projets ayant fait l'objet d'étude ont été également supervisés par l'Agence du bassin hydrographique Chott Echerki, prenant en considération le développement urbain et la relance économique et agricole en plus de la protection de l'environnement. En matière de lutte contre la pollution, qui menace cette zone humide, la wilaya d'Oran a procédé à la réalisation d'une station d'épuration des eaux usées à El Kerma, opérationnelle depuis quelques années.

²⁴ Communication de MR : le Wali d'Oran, le 11/05/2005.

²⁵ Interview donnée par le Directeur d'hydraulique d'Oran le 12/082009.

Cette station prend en charge l'épuration des eaux usées du groupement urbain composé d'Oran, de Bir El Djir, d'Es Senia et de Sidi Chami pour une capacité de 270000 mètres cubes par jour. Les eaux traitées sont destinées à renforcer le réseau d'irrigation de la plaine de M'leta, conformément aux propositions émises par l'étude la concernant et afférente à l'irrigation d'une superficie de 8100 hectares. La mise en application des recommandations avancées par l'étude de protection de la grande Sebkha a donné lieu à la réalisation, par la Direction de l'hydraulique²⁵, de huit retenues collinaires au niveau de la wilaya. Huit études portant sur la réalisation de 8 autres ouvrages similaires à travers cette zone humide ont été également achevées.

3.2. Le bassin hydrographique de la sebkha

Le bassin hydrographique dans lequel se situe notre étude est le bassin de la sebkha, représenté dans la figure 3.2.

Le bassin hydrographique dans lequel se situe notre zone d'étude est le bassin de la sebkha, représenté dans la figure 3.2. Selon la Directive Cadre sur l'Eau, d'une superficie d'environ 43.000km², le bassin est constitué d'un grand espace aquatique naturel et brut parallèles qui est déterminée successivement du nord au sud par des zones steppiques suivi d'un enchainement de ferme et par des plaines parallèlement au réseau routier (autoroute est ouest). Il s'étend sur la totalité de la région oranaise, sur la majeure partie de la périphérie de Misserghin.

Ainsi La prise en charge de la grande Sebkha d'Oran par les pouvoirs publics est devenue un problème épineux à résoudre, soucieux de faire de cet espace naturel un lieu protégé et viable, selon le directeur de l'environnement. Cette vaste étendue d'eau saline, classée par la convention Ramsar²⁶ des zones humides, 43.000 voir 46.000 hectares sur trois wilayas, ce qui lui confère une dimension régionale. Dans sa partie oranaise, elle borde la commune de Misserghin, au sud, avant de s'étirer jusqu'à Hassi El-Guella, au nord d'Ain T'émouchent et plonger en direction de Sidi Bel Abbés.

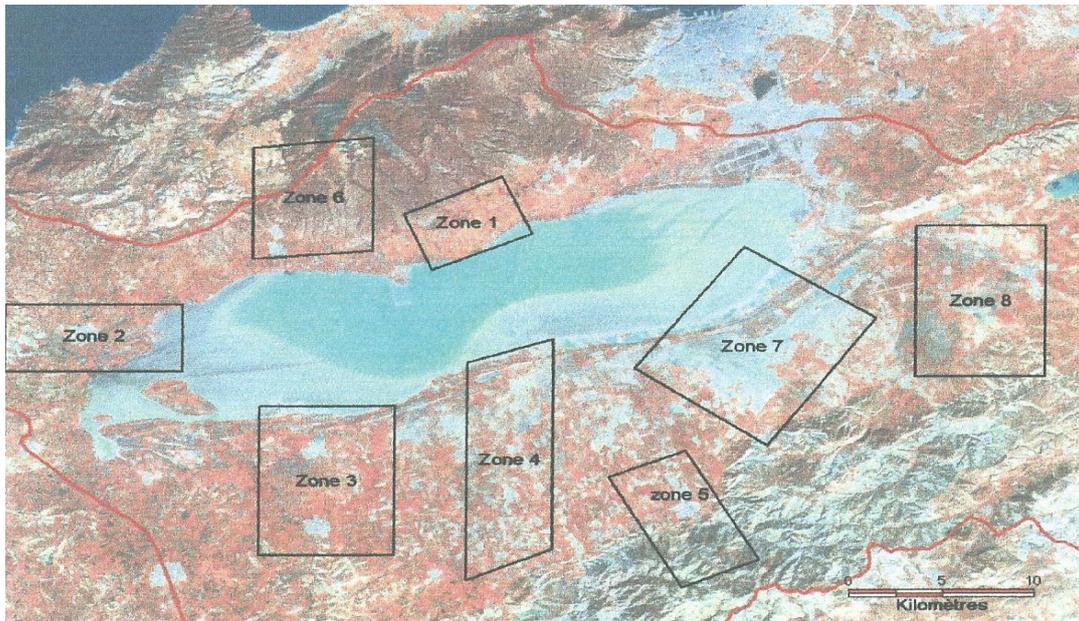


Fig. 3.2. La Zone retenue

Source : SOGREAHA : 16344/DMIN/BCN/23400202A-Février2004

3.3. Localisation et description de la banlieue d'Oran via la zone pilote

La localisation (Fig. 3.3.), ainsi qu'une première analyse des zones citées plus haut, a été effectuée par un bureau d'étude italien (dénommé SENPROGETI 1978). La sebkha d'Oran est devenue par ces premières analyses une entité qui se répartit sur divers zones communales qui n'arrive pas à faire immersion. Et pourtant, à l'écoute des études menées dans le sens de sa considération comme étendue non négligeable à promouvoir l'espace écosystémique, d'en assurer l'entretien et l'exploitation environnemental, en exécutant les travaux d'extension et d'amélioration dudit site, et pourquoi pas rechercher les moyens permettant de développer l'activité agricole. Sur la circonscription supposé gérée par le lac, les possibilités d'accueil de projet agricole ou touristique restent une opportunité de choix puisque la réserve foncière est vierge et disponibles (46.000 km²). Pour cette raison, l'établissement d'une station de pompages des eaux souterraines souhaite étudier les possibilités d'extension sur les parties prenantes de Misserghin, d'El-Amria et d'Elmaleh.

²⁶document sur conservation des forêts de la wilaya d'Oran (fiche N^o 18, du 2010)



Fig. 3.3. Bassin hydrographique
 Source : SOGREA.H.16344/DMIN/234002A-Février 2004

Misserghin

L'espace exploitable de la sebkha est constituée d'une centaine d'hectares à l'extrémité Sud de wilaya d'Oran, à 50 km au Nord-ouest d'Elmaleh. Le projet envisagé est celui du prolongement au Nord de cette zone et concerne donc principalement les communes d'El-Amria et Bouillis. Cela représente une surface d'environ 220 ha dont la commune de Bouillis est le principal propriétaire (sauf une petite surface qui appartient au à la sebkha de Misserghin). Longée à l'Est par la steppe et les plaines qui, elles-même, avoisinent le dit lac, cette zone ne possède pas de desserte ferroviaire ni de route et se révèle donc peu accessible. La zone est actuellement majoritairement occupée par un espace libre appartenant plus largement au domaine de Bouillis.

El-Amria

Il n'existe pas, à l'heure actuelle, de zone d'irrigation industrielle ou d'activité sur le site. Il possède cependant une darse en rive droite de la voie d'eau du Chott Chergui. Elle est alimentée par un réseau hydrographique complexe venant du Murdjajo au nord et du Tassala au sud. Ce réseau hydrographique fait l'objet de tractations entre les partisans du développement des riches plaines agricoles environnantes d'une part, et les défenseurs de l'écosystème d'autre part. La partie septentrionale de la Sebkha a tiré profit de l'expansion et du développement de la ville d'Oran et de son activité industrielle. Celle-ci est maintenant la source d'une pollution importante qui accentue la salinisation de la Sebkha. La partie méridionale est au contraire faiblement exploitée et les infrastructures y sont peu développées. Par contre, elle est susceptible de constituer une zone utile d'aménagement de l'ordre de 120 ha. Abandonnée depuis de nombreuses années, cette zone est en grande partie occupée par la steppe et résidus d'ordures de tous bords. La surface disponible est très importante, mais il n'existe pas encore de plan d'aménagement précis et tout projet reste donc encore à définir. Cependant, nous pouvons d'ores et déjà noter que la zone n'est pas à "bord voie d'eau" et que la faisabilité d'un dessèchement ou d'aspiration de ses eaux reste à démontrer.

Partant de ce constat, nous envisageons la faisabilité d'un système de grosses pompes travaillant en photovoltaïque, dans un système basique, ayant la fonction principale de pomper les eaux souterraines et les éjecter sur des grosses dunes de sables artificielles appelés remblais (filtrant), dont la tâche est de filtrer justement les eaux salées, d'où par gravitation en retour, déversent sur le lac. Cette action permet le remplissage de la sebkha en eaux plus ou moins convenables aux irrigations des terres avoisinantes ainsi qu'à l'enrichissement de la zone.

Le projet envisagé est d'abord celui de l'aménagement dans le sens de la valorisation de la zone étudiée puis celui du prolongement au Nord de cette zone et concerne donc principalement les communes de sidi- chahmi, Oran, Misserghin, El Amria. Cela représente une surface d'environ 46000 ha dont la commune d'Oran est le principal propriétaire (sauf une petite surface qui appartient à la commune de Ain T'émouchent). Longée à l'Est par des garrigues, tout au long de la sebkha, cette zone ne possède pas de desserte routière et se révèle donc peu accessible. L'espace est actuellement majoritairement occupé par un boisement de steppe et autres plantes que nous définissons par la suite. Aussi, on note aux

proximités, de friches herbeuses (fermes) appartenant plus largement à l'espace communale de al-Amria, voir Ain Temouchent.

De même, il est important de décrire les parties environnantes de la grande Sebkha qui se situe en plein dans le bassin hydrographique de l'oranie, au sud de la wilaya d'Oran. À ses abords immédiats, l'Aïdour présentant une faune et une flore méditerranéenne caractéristique. Les flancs de l'Aïdour sont plantés en pin d'Alep sur une surface de 668 hectares²⁶. On y rencontre également des figuiers de Barbarie et des Agaves notamment aux abords immédiats du fort de Santa Cruz.

Ainsi, ce lac est constitué d'eau d'une salinité moyenne dépourvue de végétation apparente. Cependant, ses environs immédiats développent une végétation adaptée au climat sec et à la terre salée de la zone. On y trouve des Sueda maritime, des juncus et de petites touffes de chamaerops humilis, quelque rares Tamaris poussent sur la rive. En revanche, la végétation dominante trouve sa place dans les Unula rethamoides, les Tamarix, Coctus, Salicorina, et les Fruticosa.

Dans la région oranaise, la Sebkha semble être le lieu privilégié des espèces migratrices venant de Gibraltar à l'Ouest. C'est notamment le cas des Limicoles, Goélands argentés, Avocettes, les Grues cendré, les Chevaliers Arlequin, Gravelot à collier interrompu, des petits et grands Gravelot et enfin les Flamands roses qui affectionnent particulièrement les zones humides et de très faible profondeur. La présence de flamants Roses et de Gravelot à collier interrompu et Belon est particulièrement développée sur la Sebkha²⁶.

²⁶document sur conservation des forets de la wilaya d'Oran (fiche N° 18, du 2010)

Chapitre 4

La méthode HEP "adaptée"

La méthode HEP qui sera présentée au chapitre 5, est une méthode d'évaluation par équivalence développée par l'USFWS au début des années 80. Utilisée dans le cadre du Mitigation Banking, elle cherche à déterminer, grâce à une unité de mesure non-monétaire (l'unité d'habitat), la taille des mesures compensatoires à mettre en œuvre afin de compenser entièrement les impacts causés à une zone humide par un projet d'aménagement. Si l'échange marchand des unités d'habitat permet une estimation du coût environnemental du projet en question, cette estimation n'était pas, à l'origine, le but recherché. Il s'agit par contre précisément de l'objectif de notre adaptation de la méthode HEP d'origine.

La méthode HEP "adaptée" suit tant que possible les étapes recommandées pour une utilisation classique de la méthode HEP. Comme préconisé par l'USFWS [143], la même méthode d'évaluation par équivalence est utilisée deux fois : une première fois afin de déterminer l'impact environnemental net du projet, puis une seconde fois dans le but d'identifier les mesures compensatoires "idéales" permettant de créer des services éco systémiques équivalents à ceux perdus du fait du projet. Les divergences apparaissant à ce stade proviennent principalement de l'orientation de l'évaluation sur les services éco systémiques, totalement absents de la méthode d'origine. L'évolution principale, en dehors de cette première adaptation, provient de l'utilisation des résultats obtenus (la détermination des mesures compensatoires idéales) pour estimer le coût environnemental du projet, sur la base d'une estimation du coût de mise en œuvre des actions de compensation identifiées.

¹Éléments identifiés notamment suite aux entretiens suivants :

Entretien mené à Oran à la direction de l'Environnement, le 18.06.09.

Entretien mené à Alger au Centre d'Écologie, le 23.06.09.

Entretien mené à Béni-Saf au bureau d'étude de l'Environnement et Milieux Aquatiques, le 16.06.09.

Entretien mené à la wilaya d'Oran au Centre de l'environnement et d'Écologie, le 23.06.09.

Les sections suivantes suivent le déroulement de la méthode "adaptée" avec, tout d'abord, l'estimation de l'impact environnemental net du projet en termes d'unités d'habitat; puis l'identification des mesures de compensation "idéales", permettant la création d'une quantité équivalente d'unités d'habitat. Notre objectif étant orienté sur le déroulement de la méthodologie plus que sur le résultat en lui-même, les étapes sont ici simplifiées au maximum. Un paragraphe appelé "optimisation de la démarche" indiquera néanmoins, pour plusieurs étapes clés, les éléments à prendre en compte afin d'améliorer les résultats obtenus¹.

4.1. L'impact environnemental net du projet

Comme nous l'avons vu, notre objectif ne consiste pas simplement à appliquer la méthode HEP à notre site pilote, mais plutôt à déterminer de quelle façon la méthode doit être adaptée afin de répondre à la problématique. Ainsi, à chaque étape, nous partons des recommandations de l'USFWS [143] avant de souligner les modifications apportées à la méthode d'origine en précisant les raisons de ces adaptations.

Rappelons les étapes préconisées par l'USFWS :

1. Définir les limites de l'étude : délimiter la zone d'étude, délimiter les types de couverture et sélectionner les espèces d'évaluation.
2. Décrire les conditions de base en termes d'unités d'habitat.
3. Projeter les conditions futures en termes d'unités d'habitat.
4. Calculer l'impact net du projet.

Les délimitations de la zone d'étude et des types de couverture n'ont nécessité aucune adaptation par rapport à la méthode d'origine. Ce n'est qu'à partir de l'étape de sélection des espèces d'évaluation qu'apparaissent les premières modifications, se répercutant ensuite sur le reste de la méthodologie.

4.1.1. Les limite de l'étude

Les limites de l'étude sont définies par trois éléments : les limites de la zone d'étude, c'est-à-dire l'ensemble des terrains impactés par le projet, la délimitation des types de couverture terrestre présents sur cette zone et la sélection des espèces d'évaluation représentatives des milieux identifiés.

La délimitation de la zone d'étude

Doivent être incluses toutes les zones où les changements biologiques liés à l'utilisation de la terre ou de l'eau sont attendus, qu'il s'agisse des zones affectées directement ou indirectement par le projet, ainsi que les zones contiguës possédant des liens biologiques significatifs avec la zone d'origine.

Données utilisées : la délimitation de la zone d'étude est fixée ici sur une carte, illustrée par la figure 4.1, issue de l'étude d'impact (Ingénierie, ministère de l'environnement : 2006). Celle-ci présente l'occupation des sols et les milieux naturels du site pilote, la délimitation du projet y est précisée en bleu.

Hypothèse : nous considérons que toute la zone située à l'intérieur de ce cadre sera, soit détruite soit perturbée par l'aménagement.

Optimisation de la démarche : lors d'une application réelle, il conviendra de vérifier si la zone sélectionnée contient effectivement toutes les zones touchées par l'aménagement. Dans le cas contraire, celle-ci devra être élargie aux terrains avoisinants.



Fig. 4.1. Délimitation de la zone d'étude.
Source : étude d'impact de (PDAU) (OTE-Ingénierie, 2006).

La délimitation des types de couverture

Le niveau de délimitation dépend des contraintes de cartographie et du détail demandé dans l'analyse. Il faut également s'accorder avec les ressources disponibles. Heureusement, l'étude des couvertures terrestres s'est beaucoup développée ces dernières années.

²Pour plus d'informations sur les bases de données et l'utilisation de l'imagerie aérienne et satellite aux États-Unis et en Europe pour identifier les couvertures terrestres, se référer aux annexes A, B et C.

Elle se fonde avant tout sur l'imagerie aérienne ou satellite avant d'être complétée par des relevés de terrain. Plusieurs bases de données sont disponibles permettant d'obtenir les informations d'imagerie et de cartographie, nécessaires aussi bien en Europe qu'en Afrique.

Données utilisées : en Europe, la base de données Corine Land Cover nous permet d'identifier les types de couvertures présents sur notre zone pilote, ensuite placés dans une classification développée spécifiquement pour notre étude. Celle-ci est inspirée à la fois de la classification américaine d'Anderson et al. [2] et de la nomenclature en vigueur au sein du programme européen CORINE. Afin d'être cohérente avec l'échelle plus locale de notre étude, un croisement a également été effectué avec une base de données locale, BD (office national des forêts "Région Oran")².

La typologie des couvertures terrestres³ du site de la sebkha présentée dans l'étude d'impact liste les éléments suivants :

- Groupes aquatiques
- Plantation arboricole
- Forêts zonales
- Agrumes
- Eucalyptus
- Forêts alluviales
- Champs cultivés
- Garrigues
- Sols nus / ou peu vitalisés
- Parcelle herbacée

- Agaves
- Fructifères
- Pin d'Alep
- Pin d'Alep et Eucalyptus
- Végétation halophile zonée
- Non caractérisé
- Z aménagée

Résultats : les couvertures terrestres identifiées ont été placées dans notre classification mixte (Figures D.1, D.2, D.3 et D.4 en annexe D).

La sélection des espèces d'évaluation

Les espèces d'évaluation sont au cœur de l'analyse. Il peut s'agir d'une espèce ou d'un groupe d'espèces, du niveau de développement d'une espèce ou d'un élément nécessaire à la survie d'une espèce. Une fois sélectionnées parmi les espèces représentées sur le site, les espèces d'évaluation sont utilisées dans la méthode HEP afin de quantifier **l'indice de viabilité de l'habitat** appelé indice HSI. L'étape de sélection des espèces constitue la première modification apportée à la méthode d'origine. La méthode HEP d'origine lie les espèces aux milieux, puis utilise les espèces afin d'estimer la qualité des milieux. La méthode HEP "adaptée" utilise également les espèces comme proxy pour estimer la qualité des milieux, mais fait reposer la sélection des espèces d'évaluation sur les services éco systémiques qu'elles fournissent.

Données utilisées : nous devons nous assurer que l'on choisisse bien des espèces représentatives des services éco systémiques rendus par les milieux présents sur la zone pilote. Pour ce faire, nous disposons comme point de départ des inventaires faunistiques et floristiques fournis dans l'étude d'impact (office des forêts, 2006) et présentés dans l'annexe E.

³Pour plus d'informations sur l'utilisation des couvertures terrestres en lien avec les services éco systémiques, se référer à : de Groot et al. [56]; Kona ska et al. [89]; Zhao et al. [153]; Eichner et Pethig [62]; Golding [43]; McIntyre et Lavorel [106]; Ingraham et Foster [85]; De Fries [57]; Tianhong et al. [139] et Verburg et al. [145].

Association des milieux à la liste des services éco systémiques : l'étude des couvertures terrestres effectuée dans l'étude d'impact ayant distingué différents milieux, nous avons, avant toute chose, fait correspondre la typologie des couvertures terrestres utilisée dans la classification aux milieux étudiés dans l'étude d'impact, figure 4.2. Puis, les différents milieux identifiés ont été associés à un ensemble de services éco systémiques, figure 4.3.

La liste des services éco systémiques créée par le MEA [154] distingue les services d'auto-entretien, de prélèvement, de régulation et les services culturels; mais le cadre du MEA n'a pas été développé comme un exercice d'évaluation et ne constitue pas un cadre pertinent pour cet objet. Partant de la liste fournie par le MEA, la classification proposée dans le document du TEEB "Scoping the Science" (Balmford et al. [6]) présente une autre liste spécifiquement adaptée à l'évaluation économique des services éco systémiques. Les 17 thèmes obtenus sont utilisés dans notre méthode "adaptée" :

1. Pollinisation des cultures sauvages
2. Contrôle biologique des cultures
3. Diversité biologique des cultures et élevages
4. Qualité des sols pour la production agricole
5. Approvisionnement en pâturage par la nature
6. Pêches marines
7. Pêches en eaux douces
8. Production issue d'animaux sauvages
9. Régulation et approvisionnement en eau
10. Fibres issues de plantes sauvages
11. Espèces médicinales sauvages
12. Activités de loisir extérieures liées à la nature
13. Régulation des catastrophes naturelles
14. Valeur d'usage liée à la biodiversité
15. Valeur de non-usage liée à la biodiversité
16. Régulation du climat
17. Bénéfices et processus inconnus.

Optimisation de la démarche : la liste des services éco systémiques proposée par le TEEB ayant été déterminée à l'échelle macroéconomique, il est possible qu'une liste plus adaptée à l'échelle locale puisse être obtenue par des experts en écologie. Une telle liste n'existant pas à l'heure actuelle, nous conservons la liste du TEEB. Cependant, les recherches relatives aux services rendus par les écosystèmes se poursuivant, il sera toujours possible, si une liste plus appropriée venait à être créée, de remplacer la liste du TEEB par cette nouvelle liste plus pertinente.

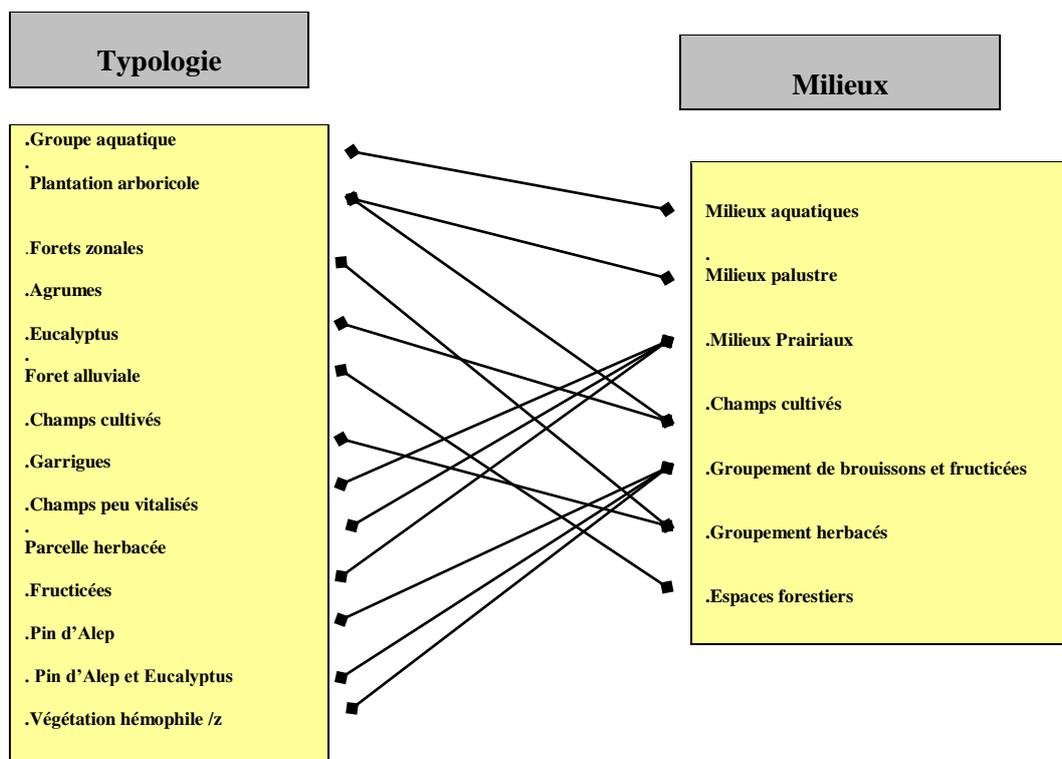


Fig.4.2. Association des milieux à la typologie utilisée dans la classification

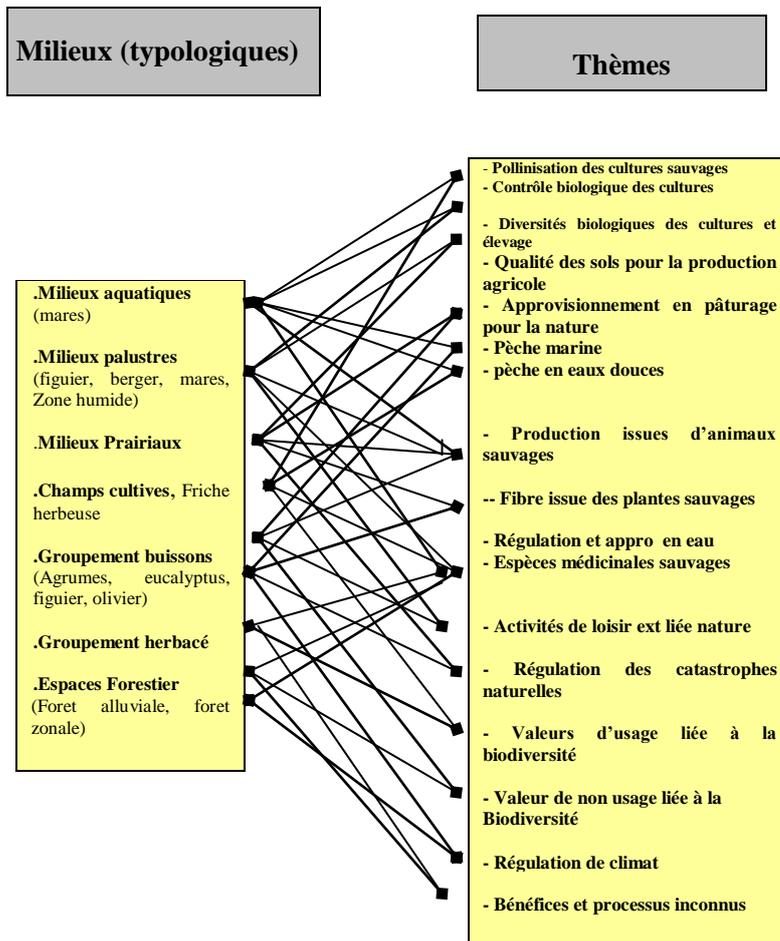


Fig.4.3. Association des milieux à la liste des services éco systémiques

Association des espèces aux milieux puis aux services : notre objectif est de choisir les espèces représentatives des différents milieux en fonction des services éco systémiques rendus, c'est-à-dire d'identifier les espèces qui, si elles venaient à disparaître, ne permettraient plus aux milieux de fournir les services éco systémiques qui leurs sont associés. Une première étape permet d'établir les liens existant entre les milieux et les espèces citées dans les inventaires. Pour plus de clarté, les inventaires ont été divisés en trois classes : reptiles/insectes, oiseaux et flore.

Dans une seconde étape, nous établissons les liens reliant les espèces listées aux 17 services éco systémiques. Enfin, une troisième étape transpose les liens identifiés au sein d'une matrice unique liant les milieux aux services éco systémiques en indiquant, pour chaque milieu, quelles sont les espèces à l'origine de chacun des services éco systémiques rendu par le milieu en question.

Données utilisées : les informations utilisées pour associer les espèces aux milieux puis aux services éco systémiques font l'objet des annexes F et G. Ces liens sont représentés dans une série de huit schémas (figures H.1 à H.8 de l'annexe H) avant d'être repris au sein d'une matrice, illustrée par les tableaux 4.4 et 4.5.

Thèmes	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Milieux Aquatiques		Grenouilles vertes Flamands roses, Géolant argentés, Salicornia arabica, Limonium, Caex elata, Scil maritime Canard siffleur, Tadorne de belon, Goéland argenté		Scil maritime Flamand rose Tadorne de belon, Goéland argenté				Flamand roses Tadorne de belon	Chamaerops humilis Carex elata
Milieux Palustres	Renard Lièvre Lapin	Rat de Champs, Renard Grenouille de champs Lézard, brin, Chat sauvage Asphodel, Lavandes Carex elata, Tadorne de belon			Cactus Salicornia Fruticosa			Lièvre Grenouille verte Furet	Carex elata Menta pulegium Salicornia Fruticosa
Milieux Prairiaux	Renard Lièvre Lapin Rat de champs	Renard, Lapin, Couleuvre Lézard des souches Malva Alcea, Grenouille rousse Saul, Muscari comusum Hérisson,	Lapin Hérisson	Unula rethamoides				Hérisson Lièvre Grenouille brune	Malva alcea Polygonum lapathifolium
Champs Cultivés	Lièvre, Lapin Hérisson,	Lepidium rudérale, Lathyrusaphaca Chevalier aboyeur, Hérisson, osier vigne	Lapin Hérisson					Lièvre	Stelarieea Veronica tryphyllos
Groupements de buissons et fruticées	Renard Lièvre Rat de champs Hérisson	Renard, Rat de champs Couleuvre, Lézard, Olivier Oranger, Pechier Citronnier,						Lièvre	Olivier Lepidium rudérale Veronica rudérale
Groupements Herbacés	Renard Lièvre Rat de champs Hérisson	Rat de champs, Renard Lézard, Couleuvre, Saule Malva alcea,	Lapin Hérisson	Malva alcea	Malva Alcea,			Lièvre	Malva alcea Galio-Ulticetea
Espaces Forestiers	Sanglier, Renard Chacal, lièvre Chat sauvage Rat de champs	Chat sauvage, Renard, Lézard, Couleuvre verte Serin, Verdier, Alouette Perdrix gamba, Palmier Grenouille verte, Chacal Grenouille brune, Rat de champs, Eucalyptus, Pin d'Alep, Oléastre		Ranuculus auricomus Oléastre	Chacal Cistes Lentisque			Sanglier Hérisson Lièvre Grenouille verte Grenouille brune	Eucalyptus Oléastre Palmier Vigne Thuya Corydalis solida

Tab. 4.4. Matrice associant les milieux aux services éco systémiques en passant par les espèce (page 1).

Thèmes	10	11	12	13	14	15	16	17
Milieux								
Milieux Aquatiques		Scil maritime		Carex elata		Grenouille verte Grenouille brune Carex elata Menta pulegium Carex phragmitetalla Flamand rose Tadome de belon	Carex elata Menta pulegium Carex phragmitetalla Corydalis solida	Rat de champs Grenouille verte Grenouille brune Carex elata Corydalis solida Menta pulegium Carex Phragmitetalia
Milieux Palustre				Carex elata	Lièvre	Renard, Rat de champs, Lièvre Couleuvre, Grenouille des champs, Carex elata, Grenouille verte Corydalis solida, Menta pulegium Carex Phragmitetalia	Carex elata, Corydalis Solida, Menta pulegium, Carex Phragmitetalia	Renard, Lièvre, Couleuvre Grenouille verte, Grenouille de champs, Carex elata Corydalis solida Polygonum lapathifollum
Milieux Prairiaux			Lapin		Lièvre	Hérisson, Renard, Rat de champs, Lièvre, Couleuvre, Lézard, Lapin, Malva alcea, Polygonum lapathifollum	Malva-alcea, Polygonum Lapathifollum Unula rethamoides	Hérisson, Renard, Lièvre, Lapin, Couleuvre, Grenouille verte, Grenouille de champs, Malva alcea Polygonum lapathifollum
Champs Cultivés					Lièvre	Lièvre, Lapin, Couleuvre Rat des champs, Lézard, Lepidium rudéral, Veronica tryphyllos, Chamaerops humilis	Consolida regalis Lepidium rudéral Veronica tryphyllos Stelarietea	Lièvre, Lapin, Couleuvre, Lézard Consolida regalis Lepidium rudéral Veronica tryphyllos Stelarietea
Groupements de buissons et fructicées		Veronica rudérale		Lepidium rudérale Olivier, Agrumes		Renard, Rat de champs, Lièvre, Couleuvre, Lézard, Grenouille verte, Olivier, Oranger, Vigne		Renard, Rat de champs, Lièvre, Couleuvre, Lézard, Olivier, Oranger
Groupements Herbacés		Galio-Ulticetea			Lièvre Tamarix	Renard, Rat de champs, Lièvre, Couleuvre, Lézard, Grenouille verte, Malva alcea, Ramuculis auricomus Galio-Ulticetea	Corydalis solida Ranuculus auricomus	Renard, Hérisson, Rat Lièvre, Lapin, Gren-champs Couleuvre, Malva-alcea
Espaces Forestiers		Corydalis solida	Sanglier Lapin	Lepidium rudérale Eucalyptus	Lièvre Sanglier Corydalis solida Olivier	Sanglier, Lièvre, Rat de champs, Grenouille brune, Grenouille verte, Lézard, Ranuculus auricomus.	Corydalis solida Ramuculis auricomus Vcta dumetorum Olivier	Sanglier, Lièvre, Rat de champs, Grenouille verte Eucalyptus, serin, Verdier Perdrîx, Corydalis solida, Vcta dumetorum

Tab. 4.5: Matrice associant les milieux aux services éco systémiques en passant par les espèces (page 2).

Résultats : les espèces sont sélectionnées à partir de la matrice de façon à être les plus représentatives possible des services rendus sur chaque type de terrain. Elles sont composées d'espèces floristiques et faunistiques. Pour ces dernières, le régime alimentaire a été pris en compte afin de garantir une ébauche de stabilité fonctionnelle dans notre choix. L'intégration d'espèces floristiques constitue une autre divergence par rapport à la méthode HEP d'origine. Elle tient au fait que les espèces sélectionnées doivent être représentatives de l'approvisionnement en services éco systémiques. Les espèces floristiques rendent en effet de nombreux services et, à ce titre, doivent être intégrées à la liste.

La liste des espèces sélectionnées est la suivante :

- Agrumes
- Chamaerops humilis
- Phragmitetalia
- Juncus
- Cocutus-Sacorina
- Tamarix
- Unula rethamoides
- Limicole et Flamand rose
- Sanglier
- Rats de champs
- Hérisson
- Renard
- Lièvre
- Grues

Les espèces d'évaluation à présent déterminées, nous pouvons calculer les unités d'habitat représentant les conditions de base sur le site d'étude.

Optimisation de la démarche : comme nous l'avons vu, le choix des espèces d'évaluation est important car elles doivent être représentatives de la capacité du milieu à approvisionner les services éco systémiques. Les liens entre les espèces, les milieux et les services éco systémiques furent ici croisés avec le régime alimentaire afin de prendre en compte la stabilité des milieux. Les autres éléments garantissant la stabilité du milieu devraient également être

pris en compte. Par ailleurs, notons que les recherches se poursuivent quant aux services écosystémiques rendus par les espèces, les connaissances à cet égard et, de ce fait, la précision de ces données devrait donc croître avec le temps.

4.1.2. Les conditions de base en termes d'unités d'habitat

Pour chaque espèce d'évaluation, les unités d'habitat sont mesurées par le produit de la taille de son habitat disponible (représentée par toutes les zones apportant un support à l'espèce) par l'indice de sa qualité (indice HSI). Cet indice est calculé par le biais d'un modèle appelé modèle HSI. L'USFWS [144] nous indique qu'il est possible, soit d'utiliser un modèle existant, soit de créer un modèle spécifique à l'espèce étudiée.

Qu'il soit préexistant ou créé, le modèle HSI va permettre d'obtenir un indice HSI pour l'habitat disponible de chaque espèce. Celui-ci est fonction de la viabilité de tous les types de couverture utilisés par les espèces d'évaluation. L'indice HSI peut être calculé de plusieurs façons en fonction de la structure du modèle. La méthode appropriée est déterminée en répondant à trois questions :

1. Le modèle produit-il des indices de viabilité pour l'habitat disponible à partir d'indices de viabilité des types de couverture individuels ?

Si non : indice HSI calculé = indice HSI pour l'habitat disponible,

Si oui : passer à la seconde question.

2. L'habitat disponible inclut-il plus d'un type de couverture ?

Si non : indice HSI pour l'habitat disponible = indice HSI pour le type de couverture,

Si oui : passer à la troisième question.

3. L'interspersion⁴ entre types de couverture est-elle importante pour l'espèce ?

Si non : agréger les indices HSI des types de couverture avec une moyenne pondérée (par la taille de chaque zone),

Si oui : agréger les indices de viabilité des types de couverture en fonction des règles du modèle d'interspersion.

Si le modèle HSI ne produit pas d'indice de viabilité par type de couverture alors toutes les variables pertinentes seront combinées en une seule relation. Dans le cas contraire, un indice de viabilité est assigné à chaque type de couverture au sein de l'habitat disponible, uniquement pour les ressources fournies par cette couverture. Ainsi, tous les modèles ont des besoins spécifiques en données influençant leur collecte.

Tailles totales des habitats disponibles : la taille totale de l'habitat disponible pour une espèce donnée correspond à la somme de toutes les couvertures terrestres utilisées par cette espèce.

Données utilisées : la matrice indiquant dans quels milieux les espèces sont représentées (figures 4.4 et 4.5) est croisée avec les données contenues dans un graphique issu de l'étude d'impact (figure 4.6) indiquant l'évolution de la répartition des milieux avant et après aménagement. Pour l'instant, seuls les rectangles rouges "avant aménagement" sont pris en compte.

⁴Interspersion : cela décrit la façon dont les éléments sont mixés les uns avec les autres. Une interspersion importante correspond à un mélange non négligeable des espèces sur un milieu donné.

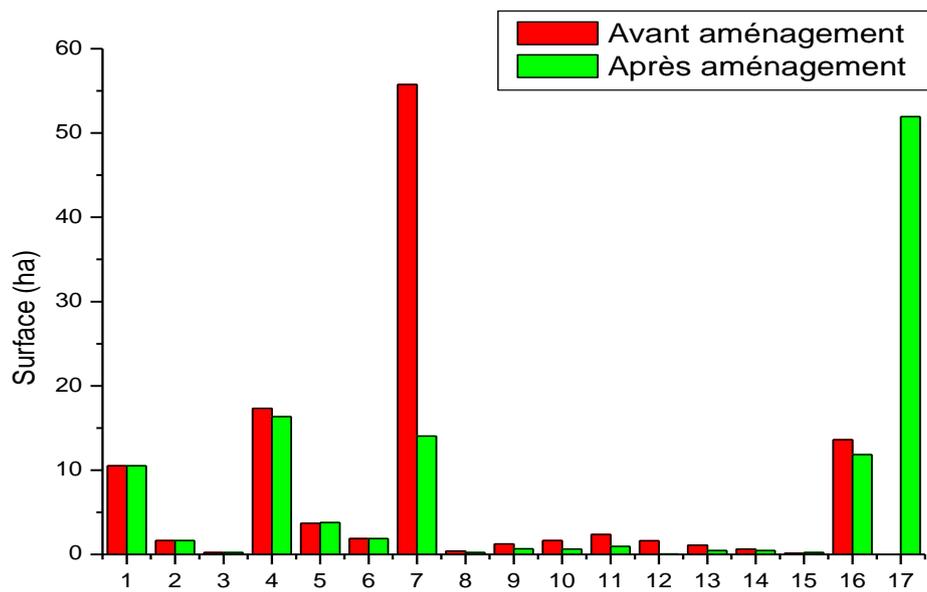


Fig. 4.6. Evolution de la répartition des milieux avant et après aménagement.

1- Groupe Aquatique

2- Plantation arboricole

3-Prairie

4- Champs Cultivés

5- Champs herbacé

6- Figue barbarie

7- Eucalyptus

8- Sol nu/p végétalisé

9- Fructicées

10- Pin D'Alep

11-Pin D'Alep Agave

12- Végétation homophile

13- Garrigues

14- Foret zonale

15- Foret alluvial

16- non aménagée

17-Z aménagée.

Résultat : ces informations ont été regroupées dans le tableau 4.7, nous permettant de déterminer, en fonction des couvertures terrestres utilisées par chaque espèce, la taille de l'habitat de chacune.

	Milieux Aquatiques	Milieux Palustres	Milieux Prairiaux	Champs Cultivés Friches herbeuses		Groupements de buissons et fructifères							Groupements Herbacés et	Espaces Forestiers		Taille de L'habitat
	Groupe Aquatique	Plantation arboricole	Prairie	Champs Cultivés	Champs herbacé	Figue barbarie	Eucalyptus	Sol nu / p végétalisé	Fructifères	Pin D'Alep	P : d'Alep Agaves	Végétation homophile	Garrigue	Foret zonale	Foret alluviale	
	10.503	35.635	3.971	55.74	1.647	17,347	3.792	30.334	0.862	0.642	0.156	3.123	6,40	0.219	1.874	
Agrumes		x		x				x								121,709
Chamaerops humilis			x													3,971
Phragmitetalia										x	x					0,798
Juncus												x	x			9,523
Cocytus-Sacor			x							x						4,613
Tamarix						x	x									21,139
Unula rethamoides										x			x			7,042
Limicole,F-R	x						x					x	x			23,818
Sanglier						x						x		x	x	22,563
Rat de champs						x		x	x			x	x	x	x	60,159
Hérisson			x		x				x					x	x	8,573
Renard		x	x				x		x					x	x	46,353
Lièvre		x	x	x	x				x					x	x	99,948
Grue	x															10,503

Tab. 4.7. Taille de l'habitat disponible avant projet pour chaque espèce d'évaluation.

La taille totale de l'habitat disponible pour chaque espèce est donc :

- Agrumes : 121,709 ha
- Chamaerops humilis : 3,971 ha
- Phragmitetalia : 0,798 ha
- Juncus : 9,523 ha
- Cocutus-Sacorina : 4,613 ha
- Tamarix : 21,139 ha
- Unula rethamoides : 7,042 ha
- Limicoles, et Flamant rose : 23,818 ha
- Sanglier : 22,563 ha
- Rat de champs : 60,159 ha
- Hérisson : 8,573 ha
- Renard : 46,353 ha
- Lièvre : 99,948ha
- Grues : 10,503 ha

Une fois la taille de l'habitat disponible déterminée, elle doit être associée aux indices HSI afin d'estimer les unités d'habitat attribuables à chaque milieu.

Calcul des indices HSI : comme nous l'avons vu, le calcul de l'indice se fait grâce à un modèle HSI pouvant être existant ou créé. La création d'un modèle HSI est complexe et nécessite d'avoir recours à des experts écologues et naturalistes connaissant bien les espèces d'évaluation choisies. Ils permettent généralement d'obtenir des indices HSI plus représentatifs de la qualité effective du site. Toutefois, notre objectif est plus orienté sur l'adaptation de la méthode HEP que sur les résultats obtenus en eux-mêmes. C'est pourquoi, tout en essayant de conserver une certaine validité scientifique, nous optons pour la simplicité avec l'utilisation d'un modèle existant. Les explications relatives à la création de modèles HSI spécifiques ont, d'ores et déjà, été données dans le chapitre 5 traitant notamment du fonctionnement de la méthode HEP d'origine.

Lorsque l'on choisit d'utiliser un modèle existant, l'étape importante pour convertir l'output d'un modèle en indice HSI consiste à définir un standard de comparaison à utiliser dans l'équation :

$$HSI = \frac{\textit{Output d'un modèle pour la zone d'intérêt}}{\textit{Standard de comparaison défini}}$$

Il existe plusieurs sortes de modèles à utiliser en fonction des espèces d'évaluation sélectionnées et des données disponibles pour ces espèces :

- Classement de mots : certains modèles notent les habitats via des mots descriptifs comme "excellent", "bon", "moyen" ou "inférieur à la moyenne".

Si les mots descriptifs sont clairement définis ils peuvent être convertis en classement numérique.

$$HSI = \frac{\textit{Rang correspondant à l'output d'un modèle donné}}{\textit{Rang le plus haut que le modèle puisse donner}}$$

- Modèles avec des unités d'output définies : les modèles avec des outputs comme la productivité ou des mesures de population peuvent être facilement convertis. La tâche consiste à définir un standard de comparaison correspondant à la valeur régionale maximale de la mesure (exemple : densité maximum à long terme).

$$HSI = \frac{\textit{Estimation de la densité de population}}{\textit{Densité de population maximale}}$$

- Modèles avec des unités d'output non définies : l'output d'un modèle peut être sous la forme d'un indice ou classement numérique.

$$HSI = \frac{\text{Rang fourni par le modèle pour la zone étudiée}}{\text{Rang maximum}}$$

Notre première idée fut d'utiliser un modèle avec unités d'output définies tel que celui développé par Russell et al. [130] :

$$HSI = \frac{\text{Densité estimée de la population sur le site}}{\text{Densité de population observée maximale}}$$

Première hypothèse : nous supposons que la qualité de l'approvisionnement ne dépend que d'une seule variable d'habitat, la densité de population. Pour la flore, la densité de population traite du nombre de plantes ou d'arbres par hectare, pour la faune, du nombre d'individus présents par hectare. Soulignons le fait que si la densité optimale des espèces varie en fonction des milieux, ou si la qualité de l'approvisionnement en services éco systémiques pour une même espèce est différente en fonction des milieux, alors il sera nécessaire de calculer un indice de viabilité pour chaque type de milieu. Nous supposons quant à nous que la densité de population est uniforme et que la qualité de l'approvisionnement des services éco systémiques pour une même espèce ne varie pas en fonction des milieux. L'indice est supposé linéaire et nous considérons que plus l'espèce est présente, meilleur est l'approvisionnement des services éco systémiques fournis par ces espèces (relation positive entre la densité de population et l'approvisionnement en services éco systémiques). Malheureusement, les relevés de terrain ont déjà été effectués sur le site pilote et nous savons d'ores et déjà que nous ne disposons pas des données de population nécessaires.

Nous avons alors pensé remplacer les densités de population existant sur le site pilote par des densités de population moyennes observées dans la région. Le calcul des indices HSI pour chaque espèce se fait alors comme suit :

$$HSI = \frac{\text{Densité moyenne de population de l'espèce site dans la région}}{\text{Densité maximale de l'espèce}}$$

Malheureusement, il nous a été impossible de réunir toutes les informations dont nous avons besoin pour notre modèle HSI. En effet, bien que les efforts en matière d'inventaires faunistiques se poursuivent, notamment en Mitidja avec les efforts conjugués de l'Office national des statistiques, de la Ligue pour la Protection des Oiseaux [LPO], il n'existe à l'heure actuelle que peu de données concernant les densités de population moyennes en Oranie pour les espèces étudiées.

Seconde hypothèse : nous avons choisi d'utiliser un autre type de modèle HSI existant. Les modèles avec unités d'output définies étant exclus, puisque les données manquent, nous nous sommes orientés sur un modèle avec unités d'output non définies. Dans ce cas, le guide de l'USFWS [144] indique que l'output du modèle peut se présenter sous la forme d'un indice ou d'un classement numérique. Nous devons utiliser une information dont nous disposons et avons opté pour la classification des espèces sur les différentes listes de protection. L'hypothèse est que plus la densité d'une espèce est faible, plus cette espèce va être protégée. Cela nous semble d'autant plus probable que les listes d'espèces en danger, ainsi que le degré de risque pour ces espèces, varient (selon les listes étudiées) d'une région à l'autre. Ainsi, une espèce peut être jugée "en danger" à Oran mais pas à Tlemcen. Cette divergence de classement est généralement justifiée par le fait que la densité de population de l'espèce en question est inférieure à Oran par rapport à Tlemcen. Nous avons conscience de poser ici une hypothèse forte mais nous rappelons que notre objectif est focalisé sur la méthodologie et non sur le résultat. Ainsi, un classement numérique basé sur le degré de risque accordé à chaque espèce d'évaluation sert ici de modèle HSI. Nous conservons l'hypothèse qu'il existe une relation positive entre la densité de population (représentée ici par le degré de protection de l'espèce) et la capacité d'approvisionnement en services éco systémiques.

Il pourrait nous être opposé que la valeur du site devrait augmenter avec la présence d'espèces rares. Néanmoins, notre but est ici d'estimer la valeur écologique du site d'un point de vue fonctionnel compte tenu des services éco systémiques rendus et non d'un point de vue "éthique". Or, un site présentant une faible densité des espèces reste moins efficace qu'un site avec une densité plus importante, il est donc logique que son indice HSI soit inférieur. L'avantage de cette méthode est qu'elle ne défavorise pas la "nature ordinaire" au bénéfice des espèces en danger. D'un point de vue global, la rareté des espèces n'est toutefois pas à négliger. La méthode ne doit, bien entendu, pas conduire à la destruction d'espèces rares. Nous rejoignons sur ce point les auteurs du document provenant du Conseil d'Analyse Stratégique (Chevassus-au-Louis et al. [39]) indiquant que les espèces rares ne doivent pas être traitées de la même manière que les autres et ne peuvent faire l'objet d'une évaluation économique standard. Rappelons que notre méthode d'évaluation n'est qu'un élément au sein d'une démarche plus vaste. La validation du projet dans son ensemble doit comprendre, en principe, une étude juridique de la zone vérifiant la présence ou non de zones protégées. La législation interdisant généralement la destruction des espèces protégées, et parfois de leurs habitats, nous considérons que l'analyse juridique de la zone devrait conduire d'office à l'élimination de ces zones à risque (présentant des espèces rares). Le modèle HSI retenu est le suivant :

$$HSI = \frac{\textit{Classement de l'espèce les listes de protection}}{\textit{Niveau max imum du classement}}$$

Résultat : les indices HSI obtenus sont représentés dans le tableau 4.8. La plupart des espèces d'évaluation n'étant pas protégées, nous obtenons de nombreux indices HSI égaux à 1, correspondant à une zone de très bonne qualité écologique. Il est fort probable que le site pilote ne présente pas réellement une qualité écologique aussi élevée, mais ce niveau de qualité constitue un bon exemple pour le déroulement de la méthode.

	Classement liste	Classement numérique	Classement maximum	HSI
Agrumes	Non Classé	4	4	1
Chamaerops humilis	L R O (+)	4	4	1
Phragmitetalia	Non Classé	2	4	0,5
Juncus	L R O (+)	4	4	1
Cocutus- Sacorina	LRBW(5)	3	4	0,75
Tamarix	LRBW(1) ;	4	4	1
Unula rethamoides		4	4	1
Limicole, Fla rose	Non Classé	4	4	1
Sanglier	Non Classé	4	4	1
Rat de champs	Non Classé	4	4	1
Hérisson	Non Classé	3	4	0,75
Renard	Non Classé	2	4	0,5
Lièvre	Non Classé	3	4	0,75
Grue	PN(+) LRF(V) : vulnérable	2	4	0,5

Tab. 4.8. Calcul des indices HSI.

1 : très petite quantité / densité (espèce quasiment disparue)

2 : petite quantité / densité

3 : moyenne quantité/densité

4 : grande quantité/densité

Nota : pour la significations des classements ;se référer aux inventaires placés en annexe E.

Optimisation de la démarche : il va de soi que, lors d'une utilisation sur le terrain, le modèle HSI devra être choisi avec le plus grand soin. En fonction des ressources disponibles, il conviendra de travailler avec des spécialistes en sciences de la terre afin de développer un modèle approprié ou, tout du moins, de collecter sur le terrain les données adéquates. Le choix de la densité de population comme indicateur de la qualité des milieux n'a pas été particulièrement contesté par les experts que nous avons rencontrés. Cet indicateur est d'ailleurs proche du principe de l'espèce repère utilisé en gestion piscicole. Il conviendra cependant de s'assurer que l'indicateur sélectionné soit le plus représentatif possible de la bonne santé de l'espèce et du milieu. Notons que la création d'un modèle permet la combinaison de plusieurs indicateurs et, de ce fait, une plus grande précision dans les résultats obtenus. Celui-ci pourrait éventuellement intégrer des indicateurs existant (notamment au niveau européen).

Calcul des unités d'habitat associées aux conditions de base : l'objectif de l'évaluation des conditions de base est de calculer le nombre d'unités d'habitat pouvant être attribuées à chaque espèce d'évaluation en un point du temps donné (avant aménagement). La taille de l'habitat disponible est multipliée par l'indice HSI de chaque espèce d'évaluation pour déterminer les unités d'habitat totales pour cette espèce sur le site pilote.

Données utilisées : les données nécessaires sont représentées dans le tableau 4.9.

Espèces	Habitat disponible	HSI	Unités d'habitat
Agrumes	121,709	1	121,709
Chamaerops humilis	3,971	1	3,971
Phragmitetalia	0,798	0,5	0,400
Juncus	9,523	1	9,523
Cocutus-Sacorina	4,613	0,75	3,459
Tamarix	21,139	1	21,139
Unula rethamoides	7,042	1	7,042
Limicole,Flam rose	23,818	1	23,818
Sanglier	22,563	1	22,563
Rat de champs	60,159	1	60,159
Hérisson	8,573	0,75	6,429
Renard	46,353	0,5	23,176
Lièvre	99,948	0,75	74,963
Grue	10,503	0,5	5,251

Tab. 4.9: Calcul des unités d'habitat correspondant aux conditions de base sur le site pilote.

Résultat : le calcul des unités d'habitat associées aux conditions de base peut être effectué.

$$\begin{aligned}
 \text{Unités d'habitat} &= 121,709 + 3,971 + (0,798 \times 0,5) + 9,523 + (4,613 \times 0,75) + 21,139 + 7,042 \\
 &+ 23,818 + 22,563 + 60,159 + (6,429 \times 0,75) + (46,353 \times 0,5) + (99,948 \times 0,75) + (10,503 \times 0,5) \\
 &= \mathbf{381,776 \text{ unités.}}
 \end{aligned}$$

Pour obtenir l'impact net du projet, les unités d'habitat correspondant aux conditions de base doivent être comparées aux unités d'habitat attribuables au site pilote une fois l'aménagement effectué.

4.1.3. Les conditions futures en termes d'unités d'habitat

Pour l'USFWS [143], les évaluations d'impacts sont conduites en quantifiant les conditions d'habitat en plusieurs points du temps via des périodes d'analyse définies. L'évaluation des impacts découlant des usages de la terre est facilitée par la division de la zone d'étude en segments d'impact (zone au sein de laquelle la nature et l'intensité de l'usage futur de la terre peuvent être considérées comme homogènes). Une fois encore, plusieurs étapes sont recommandées pour obtenir les conditions futures en termes d'unités d'habitat.

1. Déterminer les années cibles : il est possible de faciliter l'évaluation des impacts en sélectionnant des années cibles pour lesquelles les conditions d'habitat peuvent être raisonnablement définies.

2. Prévoir les zones futures d'habitat disponibles : pour chaque action proposée la zone d'habitat disponible doit être estimée pour les années futures. Certaines couvertures vont augmenter quand d'autres vont décroître et parfois de nouvelles couvertures vont apparaître ou certaines disparaître. La méthode recommandée est celle des cartes de couvertures terrestres. Un type de couverture altéré doit avoir un sous-type, un type transformé doit prendre un nouveau nom.

3. Prévoir les indices HSI futurs : le modèle HSI utilisé pour déterminer les valeurs HSI pour les conditions de base doit être employé à nouveau. Cette étape suppose d'effectuer des prévisions concernant les changements dans les variables utilisées pour représenter la qualité de l'habitat.

4. Annualisation des impacts : dans le but d'obtenir des données qui soient directement comparables aux analyses coûts-bénéfices. Les gains ou pertes en unités d'habitat sont annualisés en sommant les unités d'habitat pour toutes les années de la période d'analyse et en divisant le total par le nombre d'années de vie du projet. En résultent des Unités d'Habitat Annuelles Moyennes. En principe, cela suppose que les indices HSI et la surface d'habitat disponible soient connus pour chaque année. Cependant, il existe une formule n'utilisant que les indices HSI des années ciblées ainsi que des estimations des surfaces d'habitat disponibles.

Cette étape consiste à mesurer l'impact du projet en estimant, toujours pour chaque espèce d'évaluation, quelle est la taille projetée de son habitat post aménagement ainsi que son indice de qualité estimé post aménagement. Nous suivons, dans la mesure du possible, les étapes recommandées par l'USFWS. Nous avons choisi, pour notre cas d'étude, de ne pas utiliser d'années cibles mais de faire une simple distinction entre la situation avant projet (correspondant aux conditions de base), et la situation après aménagement (tel que celui-ci est décrit dans l'étude d'impact). Toutefois, des années cibles seront utilisées lors de la détermination des mesures compensatoires "idéales". Ce cas sera donc illustré dans la deuxième application de la méthode HEP "adaptée".

La prévision des zones futures d'habitat disponibles : nous utilisons à nouveau le graphique issu de l'étude d'impact indiquant l'évolution de la répartition des milieux avant et après aménagement (figure 4.10) en observant, cette fois-ci, les rectangles verts "après aménagement".

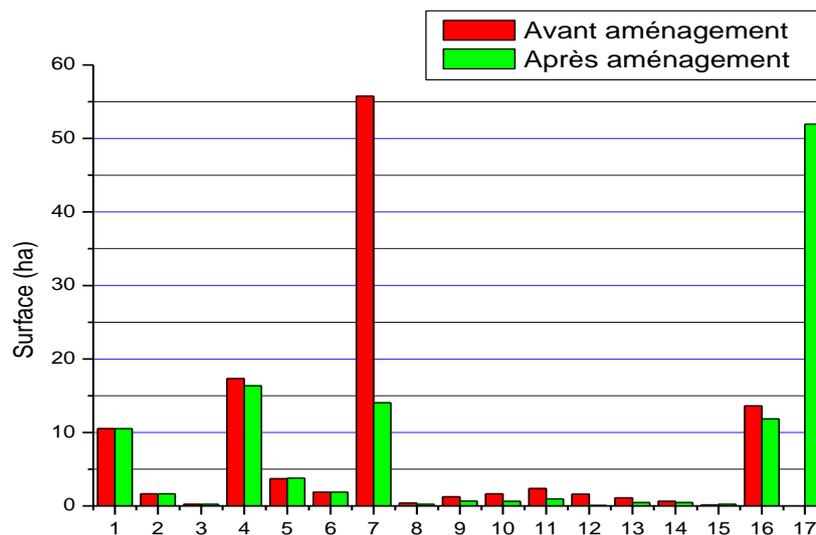


Fig. 4.10: Évolution de la répartition des milieux avant et après aménagement.

- 1- Groupe Aquatique
- 2- Plantation arboricole
- 3-Prairie
- 4- Champs Cultivés
- 5- Champs herbacé
- 6- Figue barbarie
- 7- Eucalyptus
- 8- Sol nu/p végétalisé
- 9- Fructicées
- 10- Pin D'Alep
- 11-Pin D'Alep Agave
- 12- Végétation homophile
- 13- Garrigues
- 14- Foret zonale
- 15- Foret alluvial
- 16- non aménagée
- 17-Z aménagée.

Résultat : nous obtenons le tableau 4.11 déterminant, en fonction des couvertures terrestres utilisées par chaque espèce, la taille estimée de l'habitat de chacune une fois l'aménagement effectué.

	Milieux Aquatiques	Milieux Palustres	Milieux Prairiaux	Champs Cultivés Champs herbacé		Groupements de buissons et fructifères							Groupements Herbacés	Espaces Forestiers		Taille de L'habitat
	Groupe Aquatique	Plantation arboricole	Prairie	Champs Cultivés	Champs herbacé	Figue barbare	Eucalyptus	Sol nu/p végétalisé	Fructifères	Pin D'Alep	Pin d'Alep Agave	Végétation homophile	Garrigues	Forêt zonale	Forêt alluvial	
	10.503	35,635	1,024	20,035	0,628	16,374	3,557	29,160	0.662	0.530	0.146	3.123	6.362	0.219	1.874	
Agrumes		x		x				x								84,830
Chamaerops humilis			x													1,024
Phragmites										x	x					0,676
Juncus												x	x			9,485
Cocotus-Sac			x							x						1,554
Tamarix						x	x									19,931
Unula rethamoides										x			x			6,892
Limicole, flaire	x						x					x	x			23,545
Sanglier						x						x		x	x	21,584
Rat de champs						x		x	x			x	x	x	x	57,774
Hérisson			x		x				x					x	x	4,407
Renard		x	x				x		x					x	x	42,971
Lièvre		x	x	x	x				x			x	x	x	x	69,562
Grue	x															10,503

Tab. 4.11: Taille de l'habitat disponible après projet pour chaque espèce d'évaluation.

La taille totale de l'habitat disponible dans les conditions post aménagement pour chaque espèce est :

- Agrumes : 84,830ha.
- Chamaerops humilis : 1,024 ha.
- Phragmitetalia : 0,676 ha.
- Juncus : 9,485 ha.
- Cocutus -Sacorina : 1,554 ha.
- Tamarix : 19,931 ha.
- Unula rethamoides : 6,892 ha.
- Limicoles : 23,545 ha.
- Sanglier : 21,584 ha.
- Rat de champs : 57,774 ha.
- Hérisson : 4, 407 ha.
- Renard : 42,971 ha.
- Lièvre : 69,562ha.
- Grues : 10,503 ha.

La taille future des habitats disponibles à présent déterminée, reste à prévoir la qualité future des milieux représentée par leurs indices HSI.

La prévision des HSI futurs : l'USFWS [143] insiste sur le fait que le même modèle HSI doit être utilisé pour le calcul des indices HSI correspondant aux conditions de base et aux conditions post aménagement. Il s'agit, pour nous, des densités de population des espèces d'évaluation représentées par leur degré de protection.

Hypothèses : dans notre cas d'application, la majeure partie des terrains détruits sont, soit des champs cultivés, soit des champs labourés principalement utilisés comme zones de passage et de nourriture mais pas d'habitation à proprement dit. Les impacts sur les autres types de terrains sont jugés suffisamment faibles pour que les espèces soient à même de continuer à vivre normalement sur les terrains environnants sans que cela n'influe sur leur densité de population. Il en est de même concernant les espèces floristiques car si certaines espèces sont détruites au cours de l'aménagement ce n'est pas leur densité qui est modifiée (nombre de plantes par hectare) mais plutôt la taille de la zone disponible qui diminue. Ainsi, les indices HSI représentant la qualité des milieux ne sont pas modifiés et correspondent aux indices HSI estimés pour les conditions de base (Tableau 4.8). Nous nous plaçons dans une situation binaire où les habitats sont soit détruits, soit conservés à un même niveau de qualité.

L'annualisation des impacts : les pertes en unités d'habitat sont annualisées en sommant les unités d'habitat pour toutes les années de la période d'analyse et en divisant le total par le nombre d'années de vie du projet.

Hypothèses : pour plus de simplicité, et dans la continuité des hypothèses posées à l'étape précédente, nous supposons les impacts indirects suffisamment faibles pour être négligés. Seuls sont pris en compte les impacts provenant directement de l'aménagement, conduisant généralement à la destruction de certains milieux. Nous écartons les éventuels impacts indirects engendrés par les travaux d'aménagement qui viendraient dégrader les milieux conservés. Il n'y a donc pas d'évolution des impacts au cours du temps, l'aménagement de la Sebkhah est considéré comme portant une atteinte unique en un point du temps fixé.

Il n'y a alors pas lieu d'annualiser les impacts. Toutefois, de même que pour la sélection d'années cible, une illustration de l'utilisation des annualisations sera faite lors de la deuxième application de la méthode HEP "adaptée" où les bénéfices générés par les mesures de compensation seront annualisés.

Le calcul des conditions futures en termes d'unités d'habitat : de la même manière que pour la détermination des conditions de base, le nombre d'unités d'habitat pouvant être attribuées à chaque espèce d'évaluation, après aménagement correspond au produit de la taille estimée des habitats disponibles futurs par l'indice HSI de chaque espèce d'évaluation.

Hypothèse : pour notre étude, nous considérons que la situation qui existerait si l'aménagement n'était pas mis en œuvre serait identique à la situation présente (conditions de base). La date de l'aménagement est jugée suffisamment proche pour supposer que les milieux ne seraient que peu modifiés.

Données utilisées : le tableau 4.12, similaire à celui utilisé pour les conditions de base regroupe ici les informations nécessaires.

Résultat : le calcul des unités d'habitat associées aux conditions futures peut, à son tour, être effectué.

$$\begin{aligned}\text{Unités d'habitat} &= 84,830 + 1,024 + (0,676 \times 0,5) + 9,485 + (1,554 \times 0,75) \\ &+ 19,931 + 6,892 + 23,545 + 21,584 + 57,774 + (3,383 \times 0,75) \\ &+ (42,971 \times 0,5) + 69,562 + (10,503 \times 0,5) = \mathbf{322,901 \text{ unités.}}\end{aligned}$$

Optimisation de la démarche : une application sur le terrain devra tenir compte de tous les impacts potentiellement générés par l'aménagement proposé. La dégradation de certains milieux conduira sans doute à des impacts qui évolueront au cours du temps. Une estimation de la durée de ces impacts constituera la durée de vie du projet. Quant aux impacts eux-mêmes, leur évolution temporelle devra être estimée et les pertes en unités d'habitat qui en découlent annualisées.

Calcul de l'impact net : une fois les conditions futures mesurées en termes d'unités d'habitat, nous pouvons en déduire l'impact net du projet en soustrayant les unités d'habitat restant après l'aménagement aux unités d'habitat correspondant à l'état de base de la zone pilote.

Résultat : l'impact net du projet est de : $380,624 - 324,659 = 55,965$, donc environ **56 Unités**. Ainsi, les mesures de compensation "équivalentes" devront permettre la création de **56 unités d'habitat**.

Espèces	Habitat disponible	HSI	Unités d'habitat
Agrumes	84,830	1	84,830
Chamaerops humilis	1,024	1	1,024
Phragmitetalia	0,676	0,5	0,338
Juncus	9,485	1	9,485
Cocutus-Sacorina	1,554	0,75	1,166
Tamarix	19,931	1	19,931
Unula rethamoides	6,892	1	6,892
Limicole Fla rose	27,077	1	27,077
Sanglier	21,584	1	21,584
Rat de champs	57,774	1	57,774
Hérisson	4,407	0,75	3,305
Renard	42,971	0,5	21,485
Lièvre	69,517	1	63,517
Grue	10,503	0,5	5,251

Tab. 4.12: Calcul des unités d'habitat correspondant aux conditions post aménagement sur le site pilote.

4.2. Les mesures compensatoires "idéales"

Les mesures de compensation sont les mesures de gestion permettant de compenser les pertes non évitables en unités d'habitat provenant de la mise en œuvre de projets d'aménagement. Nous les appelons "idéales" car, dans le cadre de notre étude, il s'agit de mesures hypothétiques qui permettraient, si elles étaient effectivement appliquées, de recréer les services éco systémiques perdus lors de l'aménagement. La compensation est obtenue en appliquant des mesures de gestion spécifiées à un habitat donné afin d'obtenir une hausse nette en unités d'habitat égale à la perte nette mesurée lors de la première application de la méthode d'évaluation. L'USFWS [143] insiste sur le fait qu'il est important que la même méthode d'évaluation soit utilisée aussi bien pour mesurer les pertes que les gains nets en unités d'habitat. C'est à cette condition qu'une équivalence peut être obtenue entre les unités d'habitat détruites d'un côté et celles créées de l'autre.

Dans la démarche d'origine, la méthode HEP est utilisée une seconde fois afin d'estimer la taille des mesures de compensation à mettre en place afin d'obtenir la hausse souhaitée en unités d'habitat en fonction du terrain choisi. Nous utilisons également notre méthode HEP "adaptée" une nouvelle fois afin de déterminer la taille des mesures de compensation "idéales" pour le projet étudié. Toutefois, dans notre cas, les mesures de compensation "idéales" étant utilisées uniquement dans le but de mesurer le coût environnemental du projet, les mesures de gestion et les zones de compensation proposées restent hypothétiques. Elles ne sont pas contraintes par d'éventuelles difficultés associées au terrain ou à son contexte et la faisabilité de leur mise en œuvre n'est donc aucunement garantie.

Comme nous l'avons fait lors de la première application de notre méthode HEP "adaptée", nous suivons tant que possible les étapes préconisées par l'USFWS tout en soulignant les modifications apportées à la méthode d'origine ainsi que les raisons de ces modifications. Les étapes recommandées par l'USFWS [143] sont les suivantes :

1. Identifier les pertes pour lesquelles la compensation est souhaitée.
2. Identifier les espèces "cibles" potentielles d'évaluation.
3. Définir l'objectif de compensation.
4. Sélectionner une zone de compensation candidate.
5. Calculer les unités d'habitat correspondant aux espèces d'évaluation cibles dans les conditions de base.
6. Calculer les unités d'habitat correspondant aux conditions futures de la zone de compensation dans le cas "hors intervention".
7. Sélectionner les actions de gestion alternatives.
8. Calculer les unités d'habitat correspondant aux conditions futures de la zone de compensation dans le cas "avec intervention".

9. Annualiser les bénéfices produits par la mise en œuvre de ces actions de gestion.

10. Déterminer les efforts de compensation effectivement nécessaires pour approcher l'objectif de compensation fixé au départ.

11. Faire des recommandations en conséquence.

Les sections suivantes reprennent pas à pas chacune de ces étapes, à commencer par l'identification des pertes pour lesquelles les mesures compensatoires sont requises.

4.2.1. Identification des pertes à compenser

Les pertes devant faire l'objet d'une compensation correspondent à l'impact environnemental net du projet calculé grâce à la première utilisation de la méthode HEP "adaptée", soit 56 unités d'habitat.

Données utilisées : cet impact net provient de la perte de 50,906 ha soit 51 ha d'habitat répartis sur plusieurs milieux.

Milieux Prairiaux : - 2,947 ha.

Champs cultivés et champs herbacés : - 42,725ha.

Champs cultivés : - 41,706 ha.

Champs herbacés : - 1,019 ha.

Groupements d'Agave et Fructicées : - 2,494ha.

Figue barbarie: - 0,971 ha.

Eucalyptus: - 0,235 ha.

Sols nu/peu végétalisé : - 1,174 ha.

Fructicées: - 0,200 ha.

Pin-d'Alep : - 0,112 ha.

Pin-d'Alep et Agave : - 0,010 ha.

Végétation homophile zonée : 0,00 ha.

Groupements herbacés Garrigues : - 0,038 ha.

L'impact peut également être représenté en fonction des variations dans la taille des habitats disponibles pour chacune des espèces et de la perte concomitante en unités d'habitat (Tableau 4.13).

Espèces	Variation de l'habitat disponible	HSI	Variation en unités d'habitat
Agrumes	36,876	1	-36,876
Chamaerops humilis	2,947	1	-2,947
Phragmitetalia	0,122	0,5	-0,061
Juncus	0,038	1	-0,038
Cocutus-Sacorina	3,059	0,75	-2,294
Eucalyptus	1,208	1	-1,208
Unula rethamoides	0,150	1	-0,150
Limicole, et Flam roses	0,263	1	-0,263
Sanglier	0,979	1	-0,979
Rat de champs	2,385	1	-2,385
Hérisson	4,166	0,75	-3,124
Renard	3 , 382	0,5	-1,690
Lièvre	9,886	1	-9,886
Grue	0ha	0,5	0

Tab. 4.13. Variations, en unité d'habitat, générées par l'aménagement sur la zone pilote pour chaque espèce d'évaluation.

4.2.2. L'identification des espèces cibles et objectifs de compensation

La liste des espèces d'évaluation cibles n'est pas nécessairement identique à la liste des espèces d'évaluation sélectionnées pour mesurer l'impact net du projet. Le choix des éléments de cette liste est guidé par les objectifs de compensation posés. L'USFWS [143] distingue trois objectifs possibles que nous rappelons ici :

1. De même nature, sans arbitrage : cet objectif consiste à compenser précisément les pertes en unités d'habitat pour chaque espèce d'évaluation. Dans ce cas, la liste des espèces cibles est identique à la liste des espèces d'évaluation. La compensation fournit, pour chaque espèce, une augmentation en unités d'habitat égale en magnitude à la perte subie en unités d'habitat.

2. Remplacement égal, arbitrage égal : cet objectif consiste à compenser précisément une perte en unités d'habitat par un gain en un nombre identique d'unités d'habitat. Dans ce cas, une unité d'habitat provenant d'une espèce cible est égale à une unité d'habitat perdue par une espèce d'évaluation. Néanmoins, les espèces peuvent être différentes.

3. Remplacement relatif, arbitrage relatif : avec cet objectif, un gain d'une unité d'habitat pour une espèce "cible" est utilisé pour compenser la perte d'une unité d'habitat pour une espèce d'évaluation à un taux différentiel (c'est-à-dire pas nécessairement avec un rapport de 1 pour 1). Les taux d'arbitrage peuvent être définis en déterminant des indices de valeur relative entre deux espèces. Ils s'utilisent comme moyen de pondération afin d'obtenir une équivalence entre deux espèces.

Compte tenu des hypothèses posées et du cadre conceptuel (fondé sur les services écosystémiques) utilisé par notre méthode "adaptée", nous disposons également de ces trois options. Nous pouvons utiliser des espèces cibles différentes des espèces d'évaluation, à la condition qu'elles rendent les mêmes services dans les mêmes proportions (remplacement égal), ou les mêmes services dans des proportions différentes via l'utilisation d'un taux différentiel prenant en compte ce décalage (remplacement relatif).

Bien que les mesures de compensation restent, dans notre cas, hypothétiques et que notre but est d'identifier les mesures "optimales", il nous faut tenir compte du fait qu'il est très difficile de reproduire un milieu à l'identique. Notre objectif est donc le remplacement égal. Nous conservons cependant la liste des espèces d'évaluation utilisée pour la première application de la méthode "adaptée" : Agrumes, Chamaerops humilis, Tamarix, Unula Rethamoides, Cocytus Sacorina, Agave, Juncus, Limicoles, Sanglier, Rat de champs, Limicole et Flamands roses, Renard, Lièvre, Grues.

4.2.3. La sélection d'une zone de compensation candidate

La zone peut être de n'importe quelle taille mais doit être au moins assez large pour constituer une unité gérable de l'espèce cible. L'USFWS [143] conseille de développer une carte des couvertures terrestres présentes sur le site candidat, puis de déterminer la zone de chaque type de couverture. Pour que la création d'unités d'habitat soit possible, il est préférable que la zone de compensation soit de faible valeur écologique. En outre, si tel n'était pas le cas, il serait alors nécessaire de compenser les mesures compensatoires.

Dans la pratique, les terrains candidats doivent être les plus proches possible des terrains impactés, tant du point de vue géographique qu'écologique, de manière à optimiser l'équivalence ainsi que les chances de réussite des actions de compensation. Dans le cas de la sebkha, il est important de souligner qu'il est particulièrement difficile de trouver des zones appropriées pour mettre en œuvre des mesures compensatoires. La pression foncière est telle que les terrains disponibles sont très peu nombreuse du fait de l'exode très important de construction. Sachant que les terrains disponibles ne présentent pas toujours les conditions écologiques optimales. S'agissant de notre cas d'étude "sebkha", et compte tenu de l'absence d'espèce rare, la région d'Arzew ou celle du prolongement de Ain-Temouchent constitue une zone candidate potentielle. Nous choisissons donc une zone de compensation candidate composée de prairies, de champs cultivés "fermes" et de friches herbeuses.

4.2.4. Les unités d'habitat de la zone de compensation hors intervention

L'USFWS [143] autorise l'utilisation des données de base relatives aux espèces récoltées sur la zone impactée, à condition que la zone de compensation candidate soit similaire en termes de valeur des indices HSI. Dans le cas contraire, un travail de terrain supplémentaire est nécessaire pour déterminer les indices HSI pouvant être attribués à la zone de compensation.

Hypothèses : nos mesures de compensation étant hypothétiques, aucune contrainte ne s'oppose à l'utilisation des données de terrain fournies pour le site impacté par l'aménagement. Nous posons l'hypothèse que la zone de compensation candidate est de même qualité, sinon meilleure que la zone impactée et présente de ce fait des indices HSI identiques. À ce stade, la

taille de la zone candidate est choisie de façon arbitraire. Ce n'est qu'à la dernière étape que nous serons à même d'estimer la taille optimale des mesures de compensation. La taille choisie ici n'aura aucun impact sur l'estimation de la taille optimale. Nous optons pour une zone candidate de taille similaire à la zone impactée soit 70 ha répartis ainsi : 30 ha de champs cultivés (fermes), 20 ha de champs de broussaille et plantes sauvages et 20 ha de zone semi-immersée.

Données utilisées : la zone candidate ayant été déterminée et la liste des espèces d'évaluation ayant été conservée comme liste d'espèces cibles, nous pouvons en déduire les espèces cibles présentes sur la zone candidate et mesurer, pour chacune d'elle, la taille totale d'habitat disponible. Nous conservons les indices HSI obtenus lors de la première application de la méthode "adaptée" et disposons donc de toutes les informations nécessaires au calcul des unités d'habitat correspondant à la zone de compensation candidate hors intervention, données présentées dans le tableau 4.14. Les seules espèces présentes dans les champs cultivés, les friches herbeuses et les prairies sont le *Chamaerops humilis*, l'Hérisson, le renard et le lièvre.

Espèces	Habitat disponible	HSI	Unités D'habitat
Chamaerops humilis	20	0,75	15
Hérisson	20	1	20
Renard	20	1	20
Lièvre	70	0,75	52,5

Tab. 4.14. Calcul des unités d'habitat correspondant à la zone de compensation candidate hors intervention.

Résultat : la somme des unités d'habitat correspondant à la zone de compensation candidate dans le cas "hors intervention" peut être calculée.

$$\text{Unités d'habitat} = (0,75 \times 20) + 20 + 20 + (0,75 \times 70) = \mathbf{107,5 \text{ unités.}}$$

4.2.5. La sélection des actions de gestion alternatives

Il s'agit de spécifier les mesures de gestion utilisées pour augmenter les unités d'habitat des espèces cibles dans la zone de compensation candidate. Ces mesures de gestion doivent permettre la création de 56 unités d'habitat. Notre objectif étant d'obtenir une équivalence entre les mesures de compensation et l'impact environnemental du projet, ces mesures de gestion doivent conduire à la recréation de services éco systémiques similaires à ceux perdus à cause du projet. Il existe trois sortes de mesures compensatoires :

1 - Les mesures techniques : leur but est de réhabiliter ou de créer des milieux et espaces fonctionnels. Les plus courantes sont la création ou la reconstitution de milieux naturels.

2 - Les mesures à caractère juridique ou de gestion : les arrêtés de protection de biotope, la création de réserves naturelles et les mesures agro-environnementales sont considérés comme des mesures compensatoires. Toutefois, ils n'aboutissent pas ou peu à la création de services éco systémiques et conduisent donc à un bilan négatif pour l'environnement au terme de l'aménagement.

3 - Les mesures à caractère financier : il s'agit ici pour l'aménageur de verser une somme d'argent supposée destinée à la mise en œuvre de mesures favorables à l'environnement. Cette approche ne permet pas de garantir l'adéquation entre les zones détruites et les mesures environnementales ainsi financées.

Données utilisées : des mesures de compensation "idéales" devant nécessairement conduire à la création d'unités d'habitat en nombre suffisant pour compenser entièrement l'impact

environnemental net du projet, seules les mesures techniques sont envisageables au sein de notre méthodologie. Ces mesures ont été identifiées dans deux documents traitant des mesures d'insertion et de compensation (Bloch et al. [12], Cox [48]) ainsi à l'état brut nous retiendrons les mesures suivantes :

1. Restauration de cours d'eau et protection des berges :

- (a) Nettoyage du lit mineur : enlèvement des embâcles végétaux.
- (b) Protection de berge par tressage, fascinage, gabions ou enrochement.
- (c) Reconstitution des alentours : plantation d'espèces hydrophiles, destinées à accélérer la recolonisation végétale des berges.
- (d) Réalisation complète d'un lit : pour les lacs ou petites rivières.

2. Aménagement des ouvrages hydrauliques pour le passage des êtres aquatiques susceptibles de vivre dans le lac.

3. Clôtures et obstacles au franchissement :

- (a) Clôture standard renforcée de 1,80 m à 2,80 m de haut pour grande faune.
- (b) Clôture de 1,40 m à 1,80 m de haut pour petite faune.
- (c) Clôture à maille fine pour amphibiens et micromammifères.
- (d) Muret en béton pour amphibiens.

4. Ouvrages grande faune (franchissement d'obstacles) :

- (a) Passage supérieur.
- (b) Ouvrage de type pont-vert sur autoroute.
- (c) Tranchée couverte.
- (d) Passage inférieur.
- (e) Buse.
- (f) Viaduc.

5. Ouvrages petite faune (passage d'obstacles) :

- (a) Passage busé.
- (b) Dalot.
- (c) Ouvrage hydraulique aménagé.
- (e) Passage aménagé pour poisson dans l'avenir.
- (f) Ensemencement d'espèces rustiques et locales.

6. Engazonnement :

- (a) Engazonnement standard ou par Hydroseed.
- (b) Ensemencement d'espèces rustiques et locales.

7. Plantations :

- (a) Haie buissonnante.
- (b) Massif buissonnant.
- (c) Haie arborée.
- (d) Alignement d'arbres d'ornement.
- (e) Arbre fruitier.
- (f) Arbre de haute-tige.
- (h) Massif fleuri.
- (i) Replantation de jeunes plants forestiers.

8. Défrichage :

- (a) Débroussaillage.

9. Autres mesures compensatoires :

- (a) Création d'une mare : mare avec berges en pente douce.
- (b) Transplantation d'espèces : recueil de plants ou de graines, déplacement et replantation.
- (c) Remembrement : suite à la destruction de champs cultivés.

Résultat : les actions de gestion doivent être sélectionnées de façon à recréer, sur le site de compensation candidat, des habitats favorables pour l'ensemble des espèces cibles. Le site candidat étant constitué de champs cultivés, parcelles herbacées et prairies, les actions les plus appropriées devraient conduire à la création de groupements de buissons et Fructicées ainsi qu'à l'augmentation du milieu prairial. Il s'agit en effet des zones les plus fortement touchées par l'aménagement en dehors des champs cultivés et elles servent d'habitat pour la plupart des espèces atteintes. Les actions de gestion sélectionnées sont :

- Plantation de haies.
- Plantation de massifs buissonnants (Rosiers).
- Plantation d'arbres (dont des arbres fruitiers) : de préférence les mêmes essences que celles détruites sur le site aménagé (Agrumes, Eucalyptus).
- Transplantation d'espèces : notamment pour le milieu prairial.
- Remembrement.

Optimisation de la démarche : à ce stade, il serait souhaitable de déterminer plus précisément, avec l'aide de spécialistes en la matière, un ensemble de mesures compensatoires les plus adaptées possible compte tenu de l'impact environnemental du projet. De plus, les mesures identifiées ici mélangent mesures compensatoires et mesures de réduction (passages pour la faune). Distinguer ces mesures serait préférable, mais il n'existe malheureusement pas de liste exhaustive des mesures de compensation, chaque pays « bureau d'études » utilisant ses méthodes et connaissances propres.

4.2.6. Les unités d'habitat de la zone de compensation après intervention

Hypothèses : supposons que l'on intervienne uniquement sur les milieux de champs herbeux en créant 10 ha de prairie supplémentaires et 10 ha de groupements de buissons et Fructicées. Les 30 ha de champs cultivés sont alors conservés en passant éventuellement des accords avec les riverains et les agriculteurs (mesures agro-environnementales) par lesquels ces derniers s'engagent à choisir, parmi plusieurs, deux mesures agricoles permettant d'améliorer l'habitat pour les espèces cibles. L'objectif est, à terme, d'atteindre la même qualité de milieux que sur

les zones aménagées (compensation idéale). Toutefois, dans la pratique, la réussite des actions de compensation entreprises est toujours incertaine. De plus, quelles que soient les actions choisies, un temps de latence sera toujours nécessaire avant que le milieu ne soit à même de fournir les services éco systémiques à hauteur de ce qui a été perdu. Pour tenir compte du temps de latence, les bénéfices sont supposés se répercuter sur plusieurs années, ce qui nécessite leur annualisation. Dans ce cas, l'USFWS [143] conseille, pour simplifier les calculs, de sélectionner des années cibles pour lesquelles les conditions de l'habitat peuvent être raisonnablement définies. Au minimum, les années cibles devraient être sélectionnées pour les points du temps où les taux de perte ou de gain en taille ou en HSI sont susceptibles de changer (ceux-ci étant supposés linéaires entre deux années cibles).

Il y a plusieurs conditions à respecter pour la sélection des années cibles. Tout d'abord, l'analyse doit commencer à l'année de référence AC-0. Une année de référence est définie à un point du temps situé avant que les interventions proposées ne viennent modifier les conditions actuelles. En sus de l'année de référence, une année cible 1 et une année cible finale définissant la période future de l'analyse doivent toujours être déterminées. L'AC-1 est la première année pour laquelle les conditions sont supposées dévier des conditions de base. Les conditions de l'habitat (taille et indice HSI) décrites pour chaque année cible sont les conditions espérées à la fin de chaque année cible.

Hypothèse : nous supposons que 10 ans seront nécessaires aux mesures de compensation pour permettre aux milieux créés de fournir des services éco systémiques équivalents à ceux perdus. Les années cibles choisies sont :

- L'année de référence 0 (AC-0) : correspondant à la situation existant avant intervention.
- La première année suivant la mise en œuvre des mesures compensatoires (AC-1), tel que recommandé par l'USFWS.
- Une année intermédiaire (pour laquelle nous posons l'hypothèse d'une augmentation dans la vitesse de récupération des milieux) posée arbitrairement à l'année 5 (AC-5).
- L'année finale posée également de façon arbitraire à l'année 10 (AC-10). La taille des différents habitats étant déjà connue, seuls les indices HSI vont varier. Les conditions de l'année AC-0 correspondent aux conditions actuelles de la zone de compensation candidate. Les unités d'habitat pour cette zone ont été calculées à l'étape précédente et sont égales à 107,5 unités. Nous supposons que sans intervention, le site candidat conserverait ce niveau de

qualité. Par conséquent, il n'est pas utile d'annualiser le calcul des unités d'habitat pour le site de compensation hors intervention. Nous supposons également qu'à la fin de la première année, la qualité des milieux créés ne sera égale qu'à la moitié de la qualité des milieux détruits, mais que cette qualité croîtra de façon continue jusqu'à l'année 5, puis plus rapidement entre l'année 5 et l'année 10 où elle atteindra le niveau d'approvisionnement maximum en services éco systémiques. Ces hypothèses sont représentées sur la figure 4.15 (inspiré des graphiques utilisés par l'USFWS).

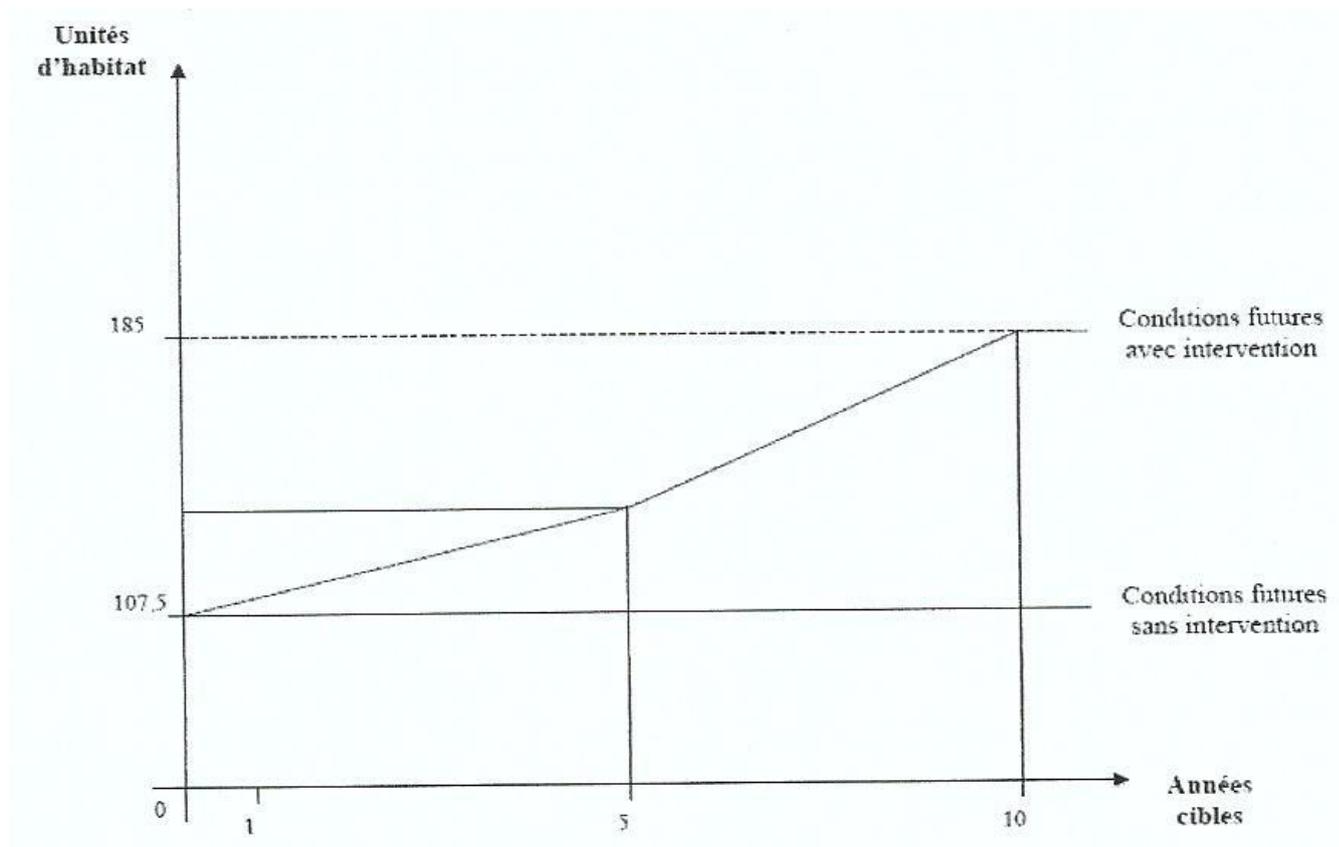


Fig. 4.15. Variation dans les unités d'habitat correspondant à la zone de compensation candidate pour les situations avec ou sans intervention.

Les gains en unités d'habitat varient en fonction des années cibles. Selon l'USFWS [143], il convient alors de les annualiser en sommant les unités d'habitat à travers les ans pour toute la période de l'analyse, et en divisant le total (unités d'habitat cumulées) par le nombre d'années dans la vie du projet (ici égale à la durée de récupération estimée de la zone de compensation candidate, soit 10 ans). Lorsque les indices HSI sont connus pour chaque année, l'équation permettant de calculer les unités d'habitat cumulées est la suivante :

$$HUC = \sum_{i=1}^p H_i (A_i)$$

Avec

H_i = indice HSI de l'année i ,

A_i = taille de l'habitat disponible à l'année i , et p = période d'analyse.

Une autre formule existe pour les cas où des années cibles sont utilisées :

$$HUC = (T_2 - T_1) \left[\frac{A_1 \cdot H_1 + A_2 \cdot H_2}{3} + \frac{A_2 \cdot H_1 + A_1 \cdot H_2}{6} \right]$$

Avec

T_1 = première année cible de l'intervalle,

T_2 = dernière année cible de l'intervalle,

A_1 = taille de l'habitat disponible au début de l'intervalle,

A_2 = taille de l'habitat disponible à la fin de l'intervalle,

H_1 = indice HSI au début de l'intervalle,

H_2 = indice HSI à la fin de l'intervalle,

3 et 6 = constantes dérivées de l'intégration de l'indice HSI avec la taille pour l'intervalle entre deux années cibles.

Cette formule doit être utilisée pour les intervalles de temps entre deux années cibles. Pour obtenir le bénéfice net des actions proposées il faut comparer les conditions futures avec intervention (mesures compensatoires) et les conditions futures sans intervention, tel qu'indiqué sur la figure 4.15.

Données utilisées : les conditions futures avec et sans interventions doivent être comparées en utilisant la même période d'analyse et la même année de référence. Nous avons posé l'hypothèse que, sans intervention, les conditions actuelles seraient maintenues. Le nombre d'unités d'habitat correspondant aux conditions futures sans intervention restent constantes à 107,5 unités. Le tableau 4.16 regroupe l'ensemble des données (taille de l'habitat disponible pour chaque espèce sur la zone de compensation candidate avant et après intervention, évolution des HSI pour chaque année cible) à utiliser dans le calcul des unités d'habitat cumulées (HUC) et des unités d'habitat cumulées totales (HUCT) pour chaque espèce ainsi que le résultat des calculs. Le détail des calculs est fourni en annexe I.

Espèces	Habitat avant aménagement	HSI AC-0	Habitat après aménagement	HSI AC-1	HUC 0-1	HSI AC-5	HUC 1-5	HSI AC-10	HUC 5-10	HUCT
Agrumes	0 ha	1	10	0,5	3,33	0,7	24	1	42,5	6,98
Chamaerops humilis	20 ha	0,75	30	0,75	18,75	0,75	90	0,75	112,5	22,125
Tamarix	0 ha	1	10	0,5	3,33	0,7	24	1	42,5	6,98
Eucalyptus	0 ha	1	10	0,5	3,33	0,7	24	1	42,5	6,98
Rat de champs	0 ha	1	10	0,5	3,33	0,7	24	1	42,5	6,98
Hérisson	20 ha	1	30	1	25	1	120	1	150	29,5
Renard	20 ha	1	30	1	25	1	160	1	200	39
Lièvres	70 ha	0,75	70	0,75	52,5	0,75	210	0,75	262,5	52,5

Tab. 4.16. Calcul des unités d'habitat créées grâce aux actions de compensation sélectionnées.

Résultat : la valeur totale de la zone de compensation candidate correspond à la somme des unités d'habitat cumulées pour chaque espèce, soit :

$$(4 \times 6,98) + 22,125 + 29,5 + 39 + 52,5 = 171,045 \text{ unités.}$$

Ce qui constitue un gain net en unités d'habitat égale à $171,045 - 107,5 = 63,545$ unités.

Optimisation de la démarche : l'idéal serait, pour cette étape, de collaborer avec des écologues et des naturalistes afin d'estimer le chemin de récupération du milieu. La première étape consiste à déterminer combien d'années seraient nécessaires au milieu pour atteindre l'approvisionnement maximum en services éco systémiques. Ensuite, la qualité espérée de la zone de compensation doit être estimée pour chaque année via des indices HSI. La taille de la zone étant connue, les unités d'habitat correspondantes peuvent être calculées pour chaque année. Dans la méthode d'origine, le chemin de récupération est représenté sur un graphique, semblable à la figure 4.15, indiquant le nombre d'unités d'habitat pour chaque année de récupération. Enfin, les bénéfices issus des mesures compensatoires peuvent être annualisés et le bénéfice global calculé.

4.2.7. L'estimation de la taille appropriée des mesures de compensation "idéales"

Jusqu'ici, nous ne raisonnions que dans le cadre d'une zone de compensation candidate dont la taille avait été choisie de façon arbitraire. La dernière étape de la méthodologie a pour but, sur la base des résultats obtenus, de déterminer la taille optimale de notre zone de compensation "idéale". Ainsi, l'USFWS [143] indique que : si les objectifs de compensation peuvent être raisonnablement obtenus, s'il n'existe pas d'alternatives potentiellement plus efficaces permettant d'obtenir les mêmes objectifs de gestion (dans le cas contraire, retourner à l'étape de sélection des actions de gestion) et s'il n'y a pas d'autres zones candidates pour lesquelles des alternatives de gestion compensatoires peuvent être développées (dans le cas contraire, retourner à l'étape de sélection de la zone candidate); alors la taille nécessaire de la zone de gestion pour compenser entièrement les pertes peut être calculée. Trois formules permettent de calculer la taille optimale des mesures de compensation en fonction des objectifs de compensation choisis à l'étape 3 :

1. Zone de compensation pour un remplacement de même nature :

$$ZC = - A \left[\frac{\sum_{i=1}^n M_1 \cdot I_1}{\sum_{i=1}^n M_1^2} \right]$$

où :

A = taille de la zone de compensation candidate,

M_i = unités d'habitat générées par les actions de compensation pour l'espèce cible i ,
 I_i = unités d'habitat perdues du fait de l'aménagement pour l'espèce d'évaluation i ,
 n = nombre total d'espèces étudiées.

2. Zone de compensation pour un remplacement égal :

$$ZC = - A \left[\frac{\sum_{i=1}^n I_i}{\sum_{i=1}^n M_i} \right]$$

3. Zone de compensation pour un remplacement relatif :

$$ZC = - A \left[\frac{\sum_{i=1}^n I_i (RVI_i)}{\sum_{i=1}^n M_i (RVI_i)} \right]$$

où :

RVI = représente le rapport de compensation relatif.

Nous avons opté pour un remplacement égal au lendemain de la Gacilly et utilisons donc la deuxième équation.

Données utilisées : les données nécessaires sont regroupées dans le tableau 4.17.

Espèces	Unités d'habitat créées (M _i)	Unités d'habitat Perdues (I _i)
Agrume	6,98	-36,876
Chamérops humilis	2,125	-2,947
Tamarix	8,98	-1,208
Unula rethamoides	0	-0,150
Eucalyptus	6,98	-0,263
Rats de champs	6,98	-2,385
Hérisson	12,5	-3,124
Renard	19	-1,690
Lièvre	0	-9,886
Total	63,545	-58,529

Tab. 4.17. Calcul des unités d'habitat créées et perdues pour chaque espèce cible.

Résultat : ces données sont introduites dans la deuxième équation.

$$ZC = -70 \left[\frac{-58,529}{63,545} \right]$$

ZC = 62,646 ha .

La taille optimale des mesures de compensation "idéales" est d'environ 63 ha, ce qui note que pour une fois la compensation est optimale, qu'on ne peut pas espérer mieux.

En conservant les pourcentages de couverture que nous avons choisis pour la zone candidate sur une zone de compensation de 63 ha, la zone de compensation "idéale" serait composée, à l'origine, de 27 ha de champs cultivés, 18 ha de friches herbeuses et 18 ha de prairie. La mise en œuvre des actions de compensation identifiées sur cette zone (plantation de haies, plantation de massifs buissonnants, plantation d'arbres, transplantation d'espèces et remembrement) conduira à la création de 56 unités d'habitat (tableau 4.18) via la création de 8 ha de groupements de buissons et fructifères associée à l'augmentation du milieu prairial de 18 ha à 27 ha. Il resterait alors 28 ha de champs cultivés. À titre de comparaison, en utilisant la

première équation, correspondant à un remplacement de même nature, la taille optimale de la zone serait d'un peu plus de 23 ha seulement.

Espèces	Unités d'habitat	Unités d'habitat
	Avant compensation Site sélectionné de 70 ha	Après compensation Site sélectionné de 70 ha
Agrume	0	8
Polygonum lapathifollum	13,5	20,25
Tamarix	0	8
Eucalyptus	0	8
Rat de champs	0	8
Hérisson	18	27
Renard	18	27
Lièvre	47,25	47,25
Total	96,75	153,5

Tab. 4.18. Calcul des unités d'habitat correspondant à la zone de compensation avant et après intervention.

4.3. Conclusion sur la méthode HEP "adaptée"

La méthode HEP "adaptée" respecte nettement les étapes préconisées dans la méthode d'origine. Les principales variations proviennent de l'orientation de l'estimation vers les services éco systémiques sur lesquels sont axées de nombreuses recherches en cours, tant du point de vue de l'évaluation économique que de celui d'une amélioration des connaissances scientifiques. Les principales limitations que nous pouvons associer à notre méthode "adaptée" découlent justement des limites actuelles concernant la connaissance écologique des milieux et, de ce fait, des résultats espérés d'une intervention sur ces milieux. Ainsi, si l'évaluation de la qualité des milieux avant intervention requiert déjà l'intervention de spécialistes pour garantir sa validité scientifique, elle reste relativement aisée à effectuer lorsque les moyens nécessaires sont mis en place.

Cela s'avère plus difficile lorsqu'il s'agit de prévoir l'évolution de la qualité des milieux faisant suite à une intervention humaine dans le cadre de la mise en œuvre de mesures compensatoires. Tous les milieux ne sont pas égaux à ce niveau, que ce soit en termes de connaissances écologiques ou de réussite des interventions. Des recherches sont actuellement en cours, notamment aux centres de recherches en Europe, sur l'évolution des mesures compensatoires et sur la transplantation d'espèces.

Une autre limite de la méthode "adaptée" est qu'elle ne permet pas de tenir compte, par exemple, de l'impact du projet en termes de fragmentation des milieux. Cela est dû à son échelle locale et au fait qu'elle soit destinée à servir d'outil d'aide à la décision aux aménageurs et non aux gestionnaires. A priori, cette méthode d'évaluation est donc plutôt adaptée aux projets de petite taille générant des impacts localisés. Il n'est pas garanti qu'elle fonctionne de la même manière pour des grands projets comme, par exemple, les lignes ferroviaires, construction de grandes autoroutes. Dans ce cas, des adaptations additionnelles seraient peut-être nécessaires.

Le deuxième élément de divergence considérable par rapport à la méthode HEP d'origine, concerne l'objectif même de l'utilisation de cette méthode. En effet, une fois la méthode HEP d'origine utilisée successivement pour déterminer l'impact environnemental du projet puis la taille des mesures de compensation à mettre en place, l'objectif est considéré comme atteint. Les aménageurs n'ont plus qu'à s'adresser à une banque de compensation ou à mettre en œuvre eux mêmes les mesures de compensation pour créer effectivement les unités d'habitat nécessaires et compenser, de préférence a priori, les effets négatifs de leur projet sur l'environnement. Notre objectif étant d'estimer le coût environnemental d'un projet d'aménagement, la double utilisation de la méthode HEP "adaptée" n'est pas suffisant et une dernière étape est nécessaire pour obtenir une estimation du coût environnemental du projet.

Chapitre 5

La méthode d'estimation du coût environnemental

Dans la méthode HEP d'origine, une fois celle-ci utilisée pour mesurer l'impact du projet, puis pour déterminer la taille des mesures de compensation permettant la création de milieux équivalents (dans leur rapport taille/qualité) aux milieux perdus, la monétarisation peut être effectuée directement en utilisant les prix en cours sur le marché. En effet, il suffit aux aménageurs souhaitant compenser les impacts générés par leur projet de s'adresser à une banque de compensation pour y acheter le nombre d'unités d'habitat jugé équivalent à la perte suscitée. Le coût environnemental net de leur projet est alors égal au prix de l'unité d'habitat fixé sur le marché multiplié par le nombre d'unités d'habitat à acquérir, déterminé par la méthode HEP d'origine.

Il n'existe pas, à l'heure actuelle en Afrique, voir même en Europe, de marché équivalent à celui créé aux Etats-Unis et encore moins en Algérie. Nous ne pouvons donc nous appuyer sur un éventuel prix de marché de l'unité d'habitat. Par conséquent, nous utilisons, dans notre méthode "adaptée", le coût de mise en œuvre des mesures de compensation "idéales" estimée précédemment pour déterminer le coût environnemental du projet d'aménagement. Celui-ci sera basé sur les connaissances actuelles en ingénierie écologique ainsi que sur les prix marchands nationaux, voire locaux (sans omettre de tenir compte des prix réels du marché parallèle).

Pour permettre le calcul des coûts générés par la mise en pratique des mesures de compensation choisies, il nous faut être plus précis quant à la répartition des terrains avant et après projet ainsi qu'au regard des interventions exactes devant être menées sur le site de compensation. Comme nous l'avons souligné lors de l'application de la méthodologie, le choix

des mesures de compensation dans le cadre d'une application réelle de la méthode, même si elles restent hypothétiques, devra être effectué avec l'aide de spécialistes en écologie connaissant parfaitement les techniques d'ingénierie écologique. Dans notre cas, les hypothèses posées et les simplifications faites lors de l'application de notre méthode HEP "adaptée" ne permettent pas une monétarisation réaliste des mesures. Les résultats chiffrés obtenus sont utilisés uniquement à titre d'illustration de notre méthode de monétarisation. En générale les données de coût sont issues d'un document du Service d'Études regroupant ainsi plusieurs paramètres ayant pour objectif de donner un premier ordre de prix indicatif des principaux dispositifs et aménagements de réduction et de compensation. L'étude pourra être menée par les services concernés de la Wilaya d'Oran à même de faire associer les parties concernées de l'environnement.

5.1. Le coût environnemental du projet

Les prix utilisés pour la monétarisation sont indiqués au mètre linéaire, au mètre carré ou à l'hectare. Le calcul du coût de mise en œuvre des mesures de compensation sélectionnées nécessite donc un détail plus fin de ces actions. Un exemple de répartition des terrains sur la zone de compensation avant et après intervention est donné pour faciliter le calcul.

5.1.1. La répartition des milieux et le détail des interventions

La taille des mesures compensatoires optimales est de 63 ha composés, avant intervention, de 27 ha de champs cultivés, de 18 ha de friches herbeuses et de 18 ha de prairie. Les mesures de compensation choisies ont pour but de transformer ces terrains de sorte à obtenir 28 ha de champs cultivés (grâce à un remembrement), 27 ha de prairies et 8 ha de groupements de buissons et fructicées par le biais de plantations (de haies, de massifs buissonnants et d'arbres, notamment fruitiers) et de transplantations d'espèces (afin d'agrandir la prairie et d'y introduire les espèces présentes sur le site détruit par l'aménagement). La répartition des milieux avant et après projet est illustrée dans la figure 5.1.

Ainsi, le terrain constitué de champs cultivés s'accroît de 1 ha (28 ha) tandis que la prairie empiète largement sur la zone de friches herbeuses pour s'étendre sur une surface de 27 ha. Les 8 ha de groupements de buissons et fructicées sont créés sur le restant de la zone de

champs herbacé. Une bande de 9 m au nord du groupement de buissons et fruticées séparant cette zone de la prairie est conservée pour la plantation d'arbres. Le détail des actions à entreprendre pour réaliser les mesures de compensation est :

- Plantation de 50 m x 1360 m soit 68 000 m² de massifs buissonnants.

- Plantation de 340 arbres : nous supposons qu'environ 8 m doivent être conservés entre 2 arbres, ce qui permet de planter 2 rangées d'arbres sur la zone dédiée à cet effet.

- Transplantation de 9 ha de prairie, soit 90 000 m².

- Remembrement d'1 ha de terrains cultivés.

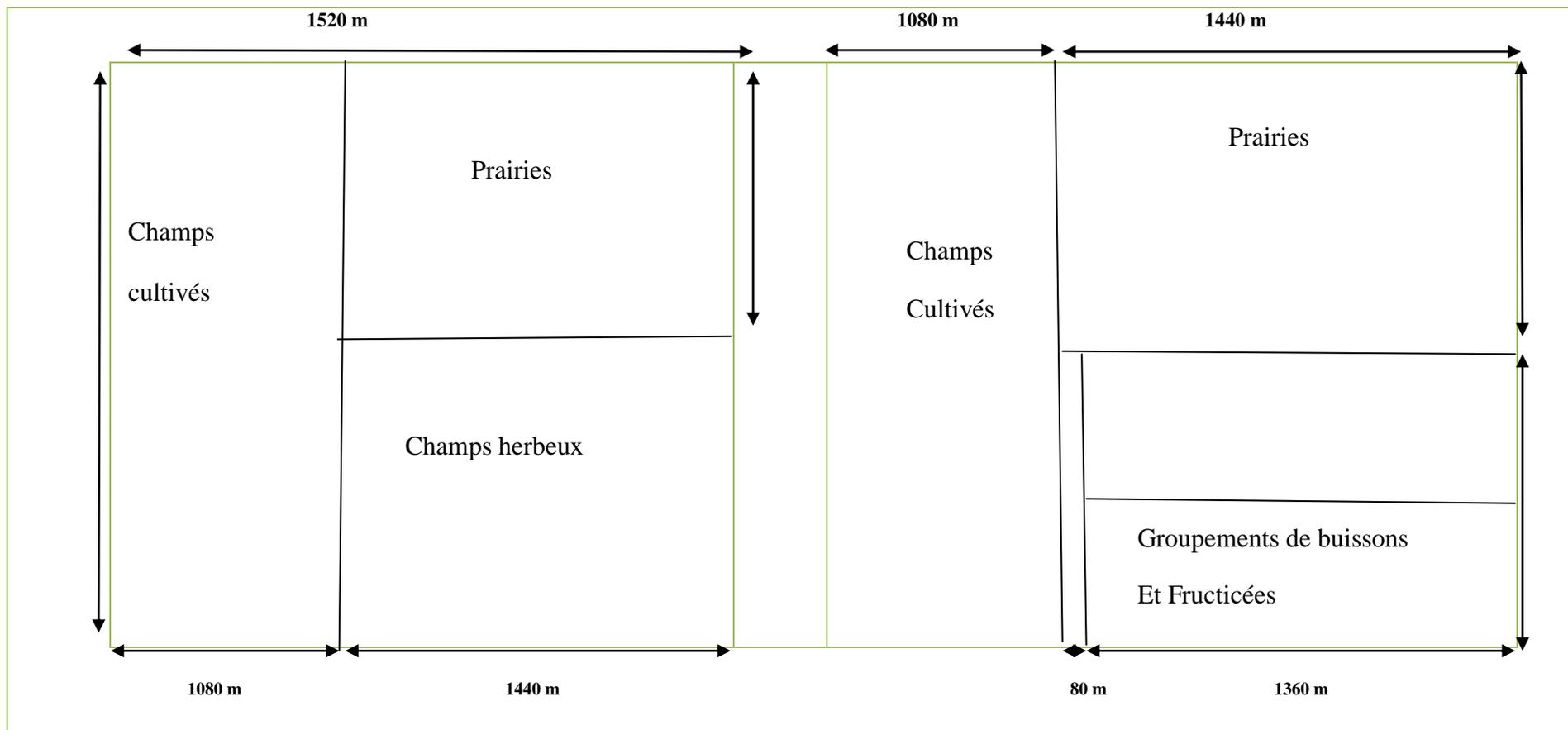


Fig. 5.1. Répartition des milieux avant et après intervention sur le site de compensation.

Le détail des interventions et de leur répartition sur le site de compensation nous permet de calculer le coût de l'intervention.

5.1.2. Le calcul du coût de l'intervention

Nous utilisons les coûts d'acquisition de terrains à bâtir établit par zone (faute de l'inexistence de couts pour ce genre de transaction) indiquant, pour chaque action, un prix ainsi qu'une fourchette de variation. Le premier élément de coût à prendre en compte est bien sûr l'acquisition foncière, car la mise en pratique de mesures compensatoires ne peut être garantie sans sécurisation préalable des éléments fonciers nécessaires. Les autres éléments sont les prix relatifs aux plantations et à la transplantation d'espèces :

1. Acquisition foncière : 63 ha.

- 36 ha de terrains en herbe et de prairie¹ : le prix est estimé à environ 43 000 DA par hectare ce qui fait un total de 1 548 000 DA. La fourchette de variation est comprise entre 35 000 et 55 000 DA par hectare soit un prix pouvant varier de 1 188 000 DA à 1 908 000 DA.

- 27 ha de terrains cultivés : le prix estimé à 65 000 DA par hectare, soit un total de 1 755 000 DA. La fourchette de variation est située entre 40 000 et 90 000 DA par hectare donnant une fourchette de prix entre 1 080 000 DA et 2 430 000 DA.

2. Plantations : 8 ha.

- 680 000 m² de massifs buissonnants² estimés à 8 euros par mètre carré soit 5 440 000DA. La fourchette est comprise entre 60 et 100 DA le mètre carré soit un prix variant de 4080 000 DA à 6 800 000 DA.

¹Le prix d'acquisition d'une prairie, zone non cultivée, est considéré identique à celui des terrains enherbés.

²Le prix comprend la fourniture, le transport et la plantation.

³Le prix comprend la fourniture, le transport, la plantation et le tuteurage ou haubanage ainsi que la protection contre la faune.

- 340 arbres³ estimés à 400 DA par arbre soit 136 000 DA. La fourchette varie de 370 à 430 DA par arbre soit un prix pouvant aller de 125 800 DA à 146 200 DA.

3. Transplantation d'espèce : 9 ha.

Le prix indiqué de 55 000DA, dans une fourchette comprise entre 52 500 DA et 57 500 DA, comprend le recueil de plants ou de graines, les déplacements et replantations. Il est indiqué au forfait pour une surface de 100 m² environ. Pour une zone de 9 ha, le prix serait de 49 500 000 DA avec une fourchette de 47 250 000 DA à 51 750 000 DA.

4. Remembrement : 1 ha.

Le prix indiqué est de 23 000 DA par hectare et comprend le coût global du remembrement tous travaux compris, la fourchette est comprise entre 21 000 et 24 500 DA.

Le coût total de mise en œuvre des mesures de compensation, correspondant au coût environnemental du projet, s'élèverait donc à 58 402 000 compris dans une fourchette de 53 744 800 à 63 058 700 DA. Comme nous l'avons précisé, ces chiffres ne sont pas réellement représentatifs du coût environnemental du projet en cours sur le site étudié. Obtenir les résultats réels nécessiterait de retourner sur le site pour mesurer les densités de population des espèces d'évaluation sélectionnées et ainsi déterminer des indices HSI illustrant leur niveau de qualité. L'intervention d'experts naturalistes et écologues pour effectuer ces relevés et pour déterminer les actions de compensation appropriées serait également souhaitable.

Afin de tenir compte des incertitudes pesant sur la réussite des mesures compensatoires, il est possible, outre le coût de mise en œuvre des mesures, d'introduire une somme supplémentaire dédiée à d'éventuelles mesures correctrices pouvant être nécessaires. Le coût de gestion et de suivi du site à long terme peut également être comptabilisé afin de garantir la pérennité des mesures compensatoires.

⁴Ce taux d'actualisation de 4%, bien qu'encre sujet à de nombreux débats, reste globalement recommandé et employé dans les évaluations économiques, notamment pour les collectivités et les institutions publiques (Lebègue et al., 2005).

Enfin, pour prendre tout son sens, le coût total est bien sûr à comparer aux résultats éventuellement obtenus avec d'autres méthodes d'évaluation, ainsi qu'aux bénéfices attendus d'une extension ou d'aménagement de la Sebka.

5.2. Discussion des valeurs obtenues

Bien que nos résultats chiffrés ne soient qu'indicatifs, ils peuvent être comparés aux résultats obtenus dans des études similaires. Celle-ci avait notamment pour objet : "la détermination de la valeur économique totale des fonctionnalités des zones humides de l'estuaire de la Seine (région parisienne en France) par la méthode d'évaluation contingente". La valorisation monétaire des fonctionnalités des zones humides effectuée par les habitants correspondait à près de 520 unités monétaires par hectare et par an. Afin d'être comparée au coût environnemental mesuré par notre méthode "adaptée", cette valeur doit être calculée pour une zone de 70 ha, puis estimée pour une durée de vie infinie.

La valeur d'une zone humide de 70 ha, estimée à partir d'une application de la méthode d'évaluation contingente, correspond à $520 \times 70 = 36\,400$ unités monétaires par an. En utilisant un taux d'actualisation de 4%⁴, la valeur totale attribuable à une zone humide de 70 ha est de 946 400 unités monétaires. Elle reste donc très inférieure à la somme obtenue grâce à notre méthode d'évaluation "adaptée" qui permet, a priori, d'obtenir des valeurs plus importantes pour les actifs environnementaux. Cette dernière remarque doit cependant être tempérée par le fait que nous comparons ici des chiffres obtenus dans des contextes géographiques, économiques et écologiques différents.

Nous pouvons également comparer notre coût environnemental aux résultats générés par une application de la méthode d'analyse conjointe. Cette méthode a été utilisée afin d'étayer l'évaluation économique du programme Natura 2000 visant à protéger la biodiversité. À la demande de plusieurs associations et organisation à caractère non politique, désireux de quantifier la valeur associée à la préservation de la biodiversité, le Centre de Recherche pour l'Étude et l'Observation des Conditions de Vie [CRÉDOC] a conduit une enquête sur le site des Marais et zones humides en Europe. Sur 2 500 ha, le site Natura 2000 des Marais est un ensemble de tourbières, de prairies humides, de plans d'eau et de canaux, qui concentre une

grande diversité de milieux et d'espèces. Le programme Natura 2000, décliné selon quatre axes principaux, est destiné à sauvegarder la biodiversité du site.

L'application de l'analyse conjointe au site Natura 2000 des Marais européennes a permis d'extraire la valeur (consentement à payer) accordée par les personnes interrogées à chacun des axes d'action du programme; puis d'estimer le taux d'acceptation d'un programme par la population. Notre objectif étant de comparer les résultats obtenus par l'analyse conjointe à ceux résultant de notre méthode "adaptée", nous n'effectuons cette comparaison que pour le programme 3. Ce dernier correspond au programme le plus ambitieux et se rapproche donc de notre concept de compensation "idéale". Les résultats indiquent que 75% des foyers interrogés (22 500 foyers) seraient prêts à payer 27 unités monétaires par an pour le programme 3, tandis que 50% seraient prêts à payer jusqu'à 56 unités monétaires par an. Par extrapolation linéaire, les consentements à payer sont donc compris **entre 525 487, 5 et 1 256 850 unités monétaires par an.**

En conservant le taux d'actualisation de 4%, cela correspond à une valeur totale comprise **entre 13 137 187,5 et 31 421 250** unités monétaires pour une zone de **2 500 ha**. En posant l'hypothèse que nous pouvons rapporter ces résultats de façon linéaire à une zone de 70 ha, les consentements à payer seraient compris **entre 367 841,25 et 879 795** unités monétaires, soit des chiffres en-deçà de ceux obtenus par notre méthode HEP "adaptée" ainsi que par la méthode d'évaluation contingente utilisée par Laroutis [93].

Par ailleurs, nous ne disposons malheureusement pas des évaluations économiques nécessaires pour comparer notre coût environnemental aux bénéfices attendus d'une extension des zones portuaires sur le site de la Sebkha. Toutefois, nous pouvons utiliser, à titre de comparaison, les bénéfices attendus d'un développement industrialo-portuaire évalués dans la thèse de Laroutis [93]. Ces bénéfices ont été estimés uniquement sur la base des emplois directs générés par l'industrialisation et des salaires versés. Les flux salariaux annuels obtenus dans le contexte de l'étude de Laroutis étaient de 182 360 euros par hectare. Pour une zone de 70 ha et une durée de vie infinie avec un taux d'actualisation de 4%, les bénéfices découlant uniquement de la création d'emplois supplémentaires atteindraient environ 320 millions deuros. Dans notre exemple, la valeur attribuée aux actifs environnementaux ne permet donc pas de contrebalancer les bénéfices considérables associés au développement économique de la zone portuaire. Les conclusions seraient de ce fait favorables à une extension du port.

Cependant, la zone d'étude sélectionnée, majoritairement composée de terres non agricoles, ne constituait pas une zone particulièrement sensible. Il est donc normal que l'évaluation soit favorable au projet d'extension. Nous pensons qu'une application de notre méthode HEP "adaptée" à une zone écologiquement peu sensible n'augmenterait pas le coût environnemental du projet, et le choix d'aménagement de ce site ne peut être que bénéfique sur tous les plans.

5.3. Conclusion sur la méthode d'estimation du coût environnemental

L'estimation du coût environnemental du projet d'aménagement, telle qu'elle est effectuée ici, part des résultats générés par la double application de la méthode HEP "adaptée" indiquant, en fonction de l'impact environnemental estimé du projet, les mesures de compensation "idéales" devant être mises en place pour compenser entièrement cet impact. Le détail des mesures compensatoires, nécessaire pour établir le coût du projet, peut être établi plus tôt, directement dans l'application de la méthode HEP, avec l'aide d'experts. Lorsque ces experts travaillent pour des bureaux d'études spécialisés en environnement, ils sont généralement à même d'estimer également le coût de mise en œuvre de ces mesures en fonction des prix en cours sur le marché local ou de la littérature spécialisée (ratios, coûts au m² etc,...). Pour certains aspects, les coûts peuvent être estimés directement par le maître d'ouvrage.

Par ailleurs, ces mesures hypothétiques ne sont pas contraintes par le contexte écologique de la zone de compensation et les limites techniques qui en découlent. Toutefois, si le projet venait à être accepté, il serait alors souhaitable de mettre effectivement en œuvre ces mesures de compensation. Il est fort probable que le contexte du projet et les contraintes existantes, notamment foncières et économiques, empêchent la mise en œuvre des mesures "idéales". Dans ce cas, le coût effectif de mise en œuvre sera différent du coût environnemental estimé du projet et il semble évident que des questions techniques et juridiques additionnelles seront soulevées. Cette dernière question pourrait faire d'ailleurs l'objet de différentes recherches, notamment de thèses en droit de l'environnement.

Conclusion générale

Après le réchauffement climatique, longtemps jugé comme constituant le principal problème environnemental du XXI^e siècle, les experts s'alarment à présent du taux d'extinction particulièrement élevé de la biodiversité et des écosystèmes, à tel point que cet enjeu environnemental est désormais estimé tout aussi critique que celui du réchauffement global de la planète. En effet, les taux d'extinction n'ont jamais été aussi élevés, des espèces disparaissent avant même d'avoir été découvertes, d'autres n'existent plus à l'état sauvage quand certaines atteignent des seuils probablement critiques en deçà desquels elles ne seront plus à même de se multiplier à nouveau. Les principales causes de ces pertes découlent des activités humaines, gourmandes en espace et sources de pollutions multiples. Les espèces voient ainsi leurs habitats se raréfier, se morceler et parfois disparaître. Plus qu'un enjeu environnemental, le réchauffement climatique constitue également un facteur de perte pour certains écosystèmes et les espèces qui y vivent.

Face à ce constat fortement préoccupant, les États se sont réunis à Johannesburg lors d'un sommet mondial dédié aux questions environnementales, et se sont mis d'accord pour freiner l'érosion de la biodiversité pour l'année 2010. La question qui se posait alors était celle des actions à mener pour atteindre cet objectif, ces actions devant conduire, comme toujours, au meilleur résultat possible pour l'environnement au moindre coût économique. Des groupes de travail réunissant des spécialistes de plusieurs disciplines se sont succédés pour réfléchir ensemble à ces questions. Globalement, l'objectif de ces groupes de travail était focalisé sur l'identification des actions à mener à l'échelle macroéconomique ainsi que sur les moyens disponibles pour estimer leur coût économique et leur impact probable sur l'environnement. Si certains des concepts retenus, telle l'orientation de ces estimations sur les services écosystémiques, peuvent être conservés au niveau microéconomique, ce n'est pas le cas des actions identifiées, spécifiques à l'échelle macro. Or, la lutte contre l'érosion de la biodiversité doit se faire à tous les niveaux, y compris au niveau local des projets d'aménagement. D'autant plus que, bien souvent, les décideurs locaux doivent faire face à un arbitrage constant entre les orientations nationales visant à atteindre les objectifs environnementaux globaux et l'impact de ces orientations sur l'environnement et l'économie locale, parfois contradictoires. Des outils économiques d'aide à la décision sont alors nécessaires pour aider les décideurs locaux à prendre la meilleure décision.

Malheureusement, lorsque l'on traite de questions environnementales, les outils d'évaluation économique classiques ne sont pas pertinents. Cela est dû au caractère de bien public de la plupart des actifs environnementaux et à la défaillance des marchés associés à ce type de biens, conduisant à une mauvaise allocation des ressources environnementales. Aussi, des outils spécifiques ont-ils été créés afin de pallier ces défaillances et d'attribuer une valeur à ces actifs. Ces méthodes, qu'il s'agisse de méthodes par préférences déclarées ou révélées, fonctionnent plutôt bien lorsqu'il est question d'évaluer des actifs environnementaux que les agents connaissent bien comme l'eau ou des actifs touchant à leur santé. Elles atteignent cependant leurs limites lorsqu'il s'agit de traiter de biens et services environnementaux complexes, comme par exemple une zone humide, que les agents connaissent mal et qu'ils ne sont pas capables d'appréhender dans leur ensemble en tenant compte de tous les services rendus. La question de recherche posée est alors : comment améliorer l'évaluation économique des milieux et des impacts supportés par ces milieux de sorte à les intégrer aux processus décisionnels ?

Pour répondre à cette question, nous nous sommes inspirés d'une méthode d'évaluation par équivalence, la méthode HEP, développée aux États-Unis dans le cadre du Mitigation Banking. L'objectif initial de cette méthode consiste à déterminer la taille des mesures compensatoires nécessaires pour compenser entièrement l'impact d'un projet. L'intérêt de cette méthode réside, selon nous, dans l'utilisation d'une unité non monétaire, l'unité d'habitat, permettant d'obtenir une équivalence en nature entre les dommages causés et les mesures de compensation mises en œuvre. Les principales limites de la méthode HEP et du Mitigation Banking résident dans l'application effective des mesures compensatoires, qui n'ont pas toujours été une réussite, ou dans certains problèmes posés par le système de marché. Le principe d'évaluation en lui-même n'est pas directement remis en cause. Or, c'est justement ce principe que nous reprenons dans notre méthode HEP "adaptée".

L'idée de la méthode "adaptée" consiste à utiliser le coût de mise en œuvre des mesures compensatoires "idéales", c'est-à-dire celles permettant de compenser entièrement les impacts d'un projet, comme mesure du coût environnemental du projet. Le développement de la méthode "adaptée" a été envisagée à partir d'un cas d'application sur une zone pilote, la Sebkhia d'Oran, choisie du fait de l'existence de certaines données éco systémiques du terrain nécessaires. La méthode "adaptée" reprend tout d'abord les étapes suivies par la méthode d'origine, une première fois pour estimer l'impact environnemental du projet, puis une

seconde fois pour déterminer la taille des mesures compensatoires à mettre en œuvre pour compenser cet impact. La divergence principale à ce stade est l'intégration des services éco systémiques au cœur de la méthode, telle que recommandée par les groupes de travail internationaux. Le coût de mise en œuvre de ces mesures compensatoires "idéales" est ensuite estimé et correspond au coût environnemental du projet d'aménagement.

Contrairement à la méthode d'origine, notre méthode "adaptée" a vocation à évaluer le coût environnemental d'un projet, de façon à intégrer ce coût dans l'analyse coûts-bénéfices. Les mesures compensatoires restent donc hypothétiques, évitant de ce fait la plupart des écueils rencontrés par la méthode d'origine apparaissant principalement lors de la mise en œuvre de ces mesures. La plupart des critiques pouvant être faites sur la méthode "adaptée", telle qu'elle est présentée ici, concernent la validité écologique de certaines hypothèses. En effet, le manque de certaines données environnementales et les limites de nos connaissances relatives aux espèces et aux milieux naturels, ne nous ont pas permis d'obtenir des résultats chiffrés valides. Les résultats obtenus sont donnés uniquement à titre d'illustration de la méthode. Ces limites ne remettent toutefois pas en cause la validité économique de la méthode et le principe d'utiliser une unité non monétaire pour estimer l'impact environnemental du projet sur la base de l'impact effectivement supporté par les milieux. Il n'en reste pas moins que celle-ci peut être améliorée à plusieurs titres pour conduire à de meilleurs résultats.

Tout d'abord, la méthode telle qu'elle est conçue peut évoluer à mesure que les connaissances se développent au gré des recherches, tant au niveau de la liste des services éco systémiques que de la sélection des espèces d'évaluation (fonction notamment des connaissances touchant aux liens entre les espèces et les services éco systémiques). Ensuite, un recours à des experts écologues et naturalistes permettrait d'améliorer le modèle HSI utilisé (en déterminant les bons indicateurs de qualité à employer), l'estimation des impacts attendus du projet sur les milieux naturels, la prévision des conditions futures sur la zone de compensation (c'est à-dire les bénéfices attendus des mesures de compensation) et l'identification des mesures de compensation adaptées au regard des impacts estimés. Enfin, il serait bon d'approfondir les recherches quant à l'intégration éventuelle de coûts supplémentaires (comme le coût de suivi des mesures ou une somme dédiée aux mesures correctrices potentiellement nécessaires), aux adaptations à apporter à la méthode pour lui permettre d'estimer les impacts générés par de grands projets (comme par exemple les effets

de coupure) et aux questions spécifiques soulevées par la mise en œuvre réelle des mesures de compensation une fois le projet accepté (soit les contraintes techniques, écologiques et juridiques en découlant).

L'évaluation de notre méthode et de sa capacité à atteindre l'objectif fixé à l'origine, à savoir une meilleure estimation du coût environnemental d'un projet d'aménagement, reste à effectuer. Le coût environnemental obtenu grâce à l'application de notre méthode "adaptée" au site de notre étude "sebkha" a été comparé aux résultats obtenus via la mise en œuvre d'une évaluation contingente et d'une analyse conjointe. Ces premières comparaisons semblent, a priori, favorables à notre méthodologie. En effet, celle-ci attribue aux actifs environnementaux une valeur plus importante que celles obtenues par les deux autres méthodes (une fois les résultats rapportés à une durée de vie et à une taille comparables). Toutefois, cette comparaison est loin d'être suffisante pour tester la validité de notre méthode. Comme nous l'avons vu, une telle comparaison nécessiterait, pour être significative, une étude plus approfondie dudit site, intégrant notamment l'aide des écologues, ainsi qu'une application de la méthode d'évaluation contingente (ou d'une autre méthode d'évaluation) à des types de terrain et des populations analogues à ceux étudiés dans notre méthode "adaptée". Quant à savoir si cette meilleure prise en compte des actifs environnementaux dans le processus décisionnel pourrait venir modifier les résultats des analyses coûts-bénéfices, nous ne pouvons le dire. Le coût environnemental ne constitue qu'un élément de l'analyse, d'autres coûts, mais aussi d'autres bénéfices (y compris des bénéfices environnementaux) sont également à prendre en compte. Cela étant dit, la zone de la grande sebkha, constituée principalement de zones humides et semi arides à la fois, n'est pas des plus sensibles. Aussi la sensibilité des résultats aux types de terrain impactés constitue-t-elle un axe de recherche qui reste à explorer.

Annexes

Annexes

Annexe A : Les programmes d'étude, bases de données et classification américaines

Annexe B : Les programmes d'étude, bases de données et classification européennes

Annexe C : La base de données locale (BD-OCS)

Annexe D : La classification des couvertures terrestres présentes sur la zone pilote

Annexe E : Les inventaires faunistiques et floristique

Annexe F : Les liens espèces - milieux

Annexe G : Les liens espèces - services

Annexe H : Les schémas illustrant les liens milieux - espèces puis espèces - services

Annexe I : Les calculs détaillés des unités d'habitat cumulées pour chaque espèce cible

Annexe A

Les programmes d'étude, bases de données et classification américaines

Les premiers programmes d'étude, ainsi que les premières bases de données afférentes, ont été menés aux États-Unis dès les années 1970.

International Géosphère Biosphère Program [IGBP] : initié en 1987 par l'International Council for Science alors qu'émergeait une recherche collaborative internationale, l'IGBP¹ est un programme de recherche dédié au phénomène du changement climatique. Son objectif est de fournir une connaissance scientifique afin d'améliorer la durabilité de la Terre vivante. Il étudie les interactions entre les processus biologiques, physiques et chimiques ainsi que l'interaction avec les systèmes humains et collabore avec d'autres programmes pour développer et améliorer la compréhension nécessaire pour répondre au changement global. Ses recherches se concentrent donc sur l'analyse des processus physiques, chimiques et biologiques interactifs définissant les dynamiques du système Terre, les variations observées sur ces dynamiques et le rôle des activités humaines sur ces changements.

¹<http://www.igbp.kva.se/>, consulté le 08.10.2008.

²USGS : a pour but de fournir des informations scientifiques fiables permettant de décrire et de comprendre la Terre; de minimiser les pertes en vie et en propriété résultant de désastres naturels; de gérer les ressources en eau, biologiques, minérales et l'énergie; et d'améliorer et protéger la qualité de vie (<http://www.usgs.gov>, consulté le 08.10.2008).

L'IGBP a développé une base de données de couvertures terrestres contenant 17 classes de biomes, distribuée par l'U.S. Geological Survey [USGS]² EROS Data Center³. La base de donnée IGBP est dérivée de l'imagerie géo-référencée du NOAA Advanced Very High Résolution Radiometer [NOAA-AVHRR] et classifiée en biomes par des experts (tableau A.1).

Les cartes de couvertures terrestres dérivées de l'imagerie NOAA-AVHRR sont appropriées pour l'analyse de grandes zones à de petites échelles. La base de données IGBP-1km peut être téléchargée à partir du site Internet de l'USGS EROS Data Center.

Classe	Biome
0	Eau
1	Forets résistantes et épines
2	Forets résistantes à grosses feuilles
3	Forets caduques à épines
4	Forets caduque à grosses feuilles
5	Forets mixtes
6	Terres arbustives closes
7	Terres arbustives
8	Savanes boisées
9	Savanes
10	Terres herbacées
11	Zones humides permanentes
12	Terres cultivées
13	Urbanisées et construits
14	Terres cultivées et mosaïques de végétation naturelle
15	Glaces et neiges éternelles
16	Déserts ou terres peu végétalisées
17	Non classé

Tab. A.1. Les 17 biomes de l'IGBP.

Source : IGBP, <http://www.igbp.kva.se/>, consulté le 08.10.2008.

³Le centre EROS (Center for Earth Resources Observation and Science) est un système de gestion des données, de développement de systèmes et de recherche de terrain pour l'USGS qui, pour sa part, fait partie de l'U.S. Département of the Interior (<http://edc.usgs.gov/>, consulté le 08.10.2008).

Eros Data Center : les données disponibles sur le site sont des données aériennes, satellites, topographiques, de couverture terrestre ou des cartes. En ce qui concerne les données satellites⁴, sont disponibles les bases de données AVHRR, Global Land Survey [GLS] et Landsat ETM+, MSS et TM.

AVHRR : cette base de données contient des données multi spectrales 1-km à partir des satellites NOAA (images de 1979 à nos jours). C'est un système de scanner croisé avec cinq bandes spectrales d'une résolution de 1.1-km. Les données obtenues présentent des opportunités pour étudier et surveiller les conditions de végétation dans les écosystèmes tels que les forêts, les toundras et les terres herbacées. Les applications peuvent être l'évaluation de l'agriculture, la cartographie des couvertures terrestres, la production de cartes image de larges zones telles que des pays ou des continents, et la recherche des couvertures neigeuses régionales ou continentales.

Landsat : le programme Landsat est un des plus anciens programmes d'observation de la surface terrestre des États-Unis. Sept satellites Landsat ont été lancés depuis le 23 juillet 1972. Le dernier, Landsat 7, a été lancé le 15 avril 1999. Les images récoltées constituent des ressources uniques pour l'étude des changements climatiques, l'utilisation des sols, la cartographie, la gestion de l'habitat etc,...

Landsat ETM+ (Enhanced Thematic Mapper Plus) : elle contient des données multi spectrales haute résolution (15 à 60 m) à partir de Landsat 7 de 1999 à aujourd'hui.

Landsat MSS (Multi spectral Scanner) : elle contient des données multi spectrales de 80 m issues de Landsat 1 et 2 de 1972 à 1992.

Landsat TM (Thematic Mapper) : elle contient des données multi spectrales de 30 à 120 m à partir de Landsat 4 et 5 de 1982 à nos jours.

⁴<http://edc.usgs.gov/Product/satellite.html>, consulté le 08.10.2008.

GLS : la base de données GLS 2005 correspond à une collection de 9 500 images satellites collectées entre 2004 et 2007 et couvrant les masses de terre. GLS 2005 utilise principalement Landsat 5 et 7. Il s'agit de la dernière base de données de type Landsat. Existent également GLS 75, GLS 90 et GLS 2000 connus sous le nom de Geocover.

En ce qui concerne les couvertures terrestres⁵, la base de données de référence est le National Land Cover Dataset 1992 [NLCD92]⁶, schéma de classification de couvertures terrestres en 21 catégories avec une résolution spatiale de 30 m.

Toutes ces données peuvent être trouvées notamment sur le site Earth Explorer⁷, outil complet de recherche et commande pour des photos aériennes, des données topographiques et des produits satellites distribués par l'USGS. Les données sont mondiales, elles sont payantes mais consultables gratuitement; ou encore sur Glovis⁸, outil de recherche de données satellites.

Land Cover Characterisation Program [LCCP] : l'USGS National Mapping Division a initié le LCCP en réponse aux besoins en données concernant les couvertures terrestres et la végétation pour inventaire, surveillance, modélisation et gestion. L'objectif général du programme est une base de données multi-échelles, multi-objectifs de caractéristiques terrestres. Les composants à petite échelle utilisent des images satellites issues du NOAA-AVHRR. Landsat TM est la source de composants d'échelle intermédiaire et le LCCP s'est construit à partir de l'héritage de l'USGS Land Use and Land Cover Program.

⁵

La résolution plus fine de la base de donnée NLCD a été créée comme faisant partie d'un projet de coopération entre l'USGS et l'EPA. Cet effort conjoint a permis de classifier l'imagerie LANDSAT TM, d'une résolution de 30 m, de sorte à produire une carte de couverture terrestre pour chaque État en utilisant un schéma cohérent de classification usage de la terre / type de couverture. Cette classification, fondée sur la classification d'Anderson, contient 21 classes de couvertures.

⁵<http://edc.usgs.gov/Product/landcover.html>, consulté le 08.10.2008.

⁶<http://edc.usgs.gov/Product/landcover/nlcd.html>, consulté le 09.10.2008.

⁷<http://edcns17.cr.usgs.gov/EarthExplorer>, consulté le 09.10.2008.

⁸<http://glovis.usgs.gov>, consulté le 09.10.2008.

Classification d'Anderson : les besoins provenant des agences fédérales d'une vue d'ensemble des utilisations des sols et de leurs couvertures (ainsi que des tendances) ont conduit à la formation d'une inter-agence Steering Committee on Land Use information and Classification en 1971 (Anderson et al. [2]). Le travail du comité, composé de représentants issus du Geological Survey de l'U.S.DOI, de la NASA, du Soil Conservation Service de l'US Department of Agriculture, de l'Association of American Geographers et de l'International Geographical Union, a été soutenu par la NASA et le DOI et coordonné par l'USGS.

Plusieurs systèmes de classification, conçus pour ou adaptables aux techniques d'imagerie spatiale, ont servi de base à la discussion qui s'est tenue à la Conférence on Land Use Information and Classification à Washington, D.C., du 28 au 30 juin 1971. Deux systèmes de classification initialement proposés par James R. Anderson pour la conférence ont été conçus pour placer une résilience majeure sur l'imagerie spatiale, bien que des sources d'information supplémentaires soient supposées disponibles pour la version la plus élaborée.

Le système de classification pour le New York State Land Use and Natural Resource Inventory, développé principalement au Center for Aerial Photographic Studies à l'Université de Cornell, a été conçu pour des photographies aériennes à l'échelle 1 : 24 000 puis adapté pour être utilisable sur l'ensemble du continent. Ernest E. Hardy et John T. Roach ont été invités à collaborer à la préparation du cadre définitif de la classification proposée. Les définitions des catégories d'utilisation des terres utilisées à New York ont été revues et corrigées de façon à les rendre applicables à tout le territoire. La classification résultante, tableau A.2, a été présentée dans l'U.S. Geological Survey Circular 671.

La taille de la zone minimale pouvant être décrite comme faisant partie de n'importe quelle catégorie d'utilisation des sols dépend en partie de l'échelle et de la résolution des données (tableau A.3) d'imagerie spatiale d'origine, ou des autres sources de données à partir desquelles les usages des sols sont identifiés et interprétés.

Les informations aux niveaux I et II devraient généralement être intéressantes pour les utilisateurs cherchant des données à l'échelle de la nation, inter-état ou de l'État. Des données d'utilisation et de couverture des sols plus détaillées comme celles catégorisées aux niveaux III et IV seront plutôt utilisées par ceux cherchant des informations locales au niveau intra-État, régional, du comté ou municipal. Être capable d'agrégier des catégories plus détaillées

dans celles classées au niveau II, adopté par l'USGS, est souhaitable pour que la classification soit utile.

Depuis les années 1990, l'UE s'est également lancée dans des programmes environnementaux et de protection de la biodiversité dont une partie des activités est dédiée à la surveillance et au reporting de l'état de l'environnement. Des bases de données proches de celles utilisées aux États-Unis, et parfois basées sur des images et cartographies américaines, ont ainsi vu le jour.

Niveau I	Niveau II
1. Terrains urbanisés ou construits	1.1 Résidentiel
	1.2 Services commercial
	1.3 Industriel
	1.4 Transport, communication et facilité .
	1.5 Complexes industriel et commerciaux
	1.6 Terrains mixtes urbanisés ou construits
	1.7 Autres terrains urbanisés ou construits
2. Terrains agricoles	2.1 Cultures pâturages
	2.2 Vergers, bosquets, vignobles, pépinières, zones horticoles ornementales
	2.3 Opération d'alimentation confinée
	2.4 Autres terres agricoles
3. Pâturages	3.1 Pâturages herbacés
	3.2 Pâturages d'arbustes et de buissons
	3.3 Pâturages mixtes
4. Forêts	4.1 Forêts à feuilles caduques
	4.2 Forêts à feuilles persistantes
	4.3 Forêts mixtes
5. Eaux	5.1 Courants et canaux
	5.2 Lacs
	5.3 Réservoirs
	5.4 Baies et estuaires
6. Zone humides	6.1 Zones humides boisées
	6.2 zones humides non boisées
7. Terres désertiques	7.1 Désert de sel
	7.2 Plages
	7.3 Etendues sablonneuses
	7.4 roches nues
	7.5 Carrières gravières
	7.6 Zones de transition
	7.7 Désert mixtes
	8.1 Toundras d'arbustes et de buissons
	8.2 Toundras herbacées
	8.3 Toundras vierges
8.4 Toundras humides	
8.5 Toundras mixtes	
8. Neiges et glaces éternelles	9.1 Champs de neiges éternelles
	9.2 Glaciers

Tab. A.2 Classification d'Anderson.

Source : Anderson et al. [2], (1976).

Niveau classification	Caractéristique des données
I	Données de type LANDSAT
II	Données de haute altitude de 12 400 m ou au-delà (échelle inférieure à 1 : 80 000)
III	Données de moyenne altitude prises entre 3 100 m et 12 400 m (échelle de 1 : 20 000 à 1 : 80 000)
IV	Données de basse altitude, en dessous de 3 100 m (échelle supérieure à 1 : 20 000)

Tab. A.3. Résolution des données spatiales à utiliser dans la classification d'Anderson.

Source : Anderson et al. [2], (1976).

Annexe B

Les programmes d'étude, bases de données et classification européennes

European Topic Center on Biological Diversity [ETC/BD] : anciennement European Topic Center on Nature conservation (1995-2000) puis European Topic Center on Nature Protection and Biodiversity (2001-2004) l'ETC/BD¹ est géré par le Musée National d'Histoire Naturelle à Paris et assiste l'Agence Européenne pour l'Environnement [AEE] dans sa tâche de reporting sur l'environnement européen en étudiant l'état et les tendances de la biodiversité en Europe. Le centre fournit les informations pertinentes afin d'assister la mise en œuvre de politiques environnementales et de développement durable en Europe. Le centre construit ses capacités de reporting principalement sur le réseau Eionet.

Les activités du centre sont organisées selon deux documents produits par l'AEE, les "Actions Stratégiques de l'AEE 2004-2008" et la "Planification de gestion annuelle de l'AEE". Elles consistent à soutenir les directives de l'UE sur la nature (Natura 2000), à développer les indicateurs de biodiversité (EEA Core Set of Indicators² et SEBI 2010 indicators³), à coordonner la base de donnée EUNIS et à préparer et contribuer aux rapports et articles sur le sujet.

European Nature Information System [EUNIS] : EUNIS⁴ a été développé et géré par l'ETC/BD à Paris pour l'AEE et Eionet. L'application Internet de la base de données EUNIS fournit un accès à des données publiques via une base de données consolidée. Les informations disponibles incluent :

¹<http://biodiversity.eionet.europa.eu/activities>, consulté le 09.10.2008.

²L'équipe de direction de l'AEE a approuvé le Core Set of Indicators en mars 2004. Cet ensemble d'indicateurs a été établi pour trois objectifs principaux : fournir une base de reporting gérable et stable fondée sur des indicateurs, prioriser les améliorations dans la qualité et la couverture géographique des flux de données (en particulier les flux issus d'Eionet) et permettre, par les contributions de l'AEE/Eionet, une rationalisation des autres initiatives européennes concernant des indicateurs globaux (<http://themes.eea.europa.eu/IMS/CSI>, consulté le 09.10.2008).

³Une initiative paneuropéenne, Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators, a été lancée en 2004. Son but est de développer un ensemble d'indicateurs de biodiversité permettant d'estimer et d'informer les progrès faits par rapport aux objectifs européens fixés pour 2010 en matière de biodiversité (<http://Biodiversity-chm.eea.europa.eu/information/indicator/F1090245995>, consulté le 10.10.2008).

⁴<http://eunis.eea.europa.eu/>, consulté le 09.10.2008.

- Des données sur les espèces, habitats et sites réunis dans le cadre de Natura 2000 (Directives Européenne Habitat et Oiseaux).
- Des données collectées à partir de cadres, de sources ou de matériaux publiés par l'ETC/BD.
- Des informations concernant les espèces, habitats et sites pris en compte dans les conventions internationales pertinentes et à partir des listes rouges internationales.
- Des données spécifiques collectées dans le cadre des activités de reporting de l'AEE qui constitue un œuvre de données mises à jour de façon périodique.

European Environmental Information Observation Network [Eionet] :

ce réseau de partenariat entre l'AEE et ses membres et les pays coopérants est formé de l'AEE, de cinq European Topic Center, de 900 experts issus de 39 pays dans plus de 300 agences environnementales nationales et autres corps travaillant sur les informations environnementales (National Focal Points et National Reference Centers).

Le réseau Eionet a pour but de fournir des données de bonne qualité et suffisamment récentes ainsi que des informations et une expertise afin d'estimer l'état de l'environnement en Europe ainsi que des pressions qui agissent sur cet environnement. Cela permet aux décideurs publics de choisir les mesures appropriées pour la protection de l'environnement tant au niveau national qu'Européen tout en vérifiant l'efficacité de ces politiques et des mesures mises en œuvre.

Corine Land Cover : la base de données géographiques CORINE Land Cover est produite dans le cadre du programme européen CORINE, de coordination de l'information sur l'environnement. Cet inventaire biophysique de l'occupation des terres fournit une information géographique de référence pour 29 États européens et pour les bandes côtières du Maroc et de la Tunisie. La continuité de ce programme et la diffusion des données sont pilotées par l'AEE. En France, il s'agit d'une base de données qui représente l'occupation du sol européen. Tous les éléments géographiques de plus de 25 ha y sont présents (eau, bois, villes, etc.). Son échelle de travail est le 1 : 100 000 ; les éléments identifiés sont classés grâce à une nomenclature en 3 niveaux et 44 postes. La première version a vu le jour en 1990 avec l'acquisition d'images satellite Landsat MSS et Spot XS.

Principes de base : l'information produite par CORINE Land Cover doit être homogène, strictement comparable pour tous les pays concernés et susceptible d'être mise à jour périodiquement. Trois principes fondamentaux ont donc été définis afin de satisfaire ces conditions : l'échelle de travail, la définition de la superficie minimale des unités cartographiées et la nomenclature d'occupation du sol.

1. L'échelle de travail : le choix de l'échelle au 1 : 100 000 pour la production de CORINE Land Cover a été fait pour répondre à plusieurs critères. Cette échelle est bien adaptée aux besoins nationaux et européens de suivi et de gestion de l'environnement ou d'aménagement de l'espace. Par ailleurs, elle est compatible avec les contraintes de coût de production et d'actualisation ainsi qu'avec celles de délais de réalisation et permet d'envisager une mise à jour régulière. De plus, la plupart des pays de l'Union Européenne disposent d'une cartographie régulière à cette échelle. Cette échelle de 1 :100 000 correspond au niveau I de la classification d'Anderson. Les limites d'usage découlent de ce choix : la gestion locale d'espaces sensibles ou la surveillance de territoires précis relèvent d'échelles plus précises comme le 1 : 50 000 ou le 1 : 25 000, correspondant au niveau III de la classification d'Anderson, et nécessitent la description d'unités de moins de 25 hectares.

2. L'unité spatiale et la superficie de la plus petite unité cartographiée : l'unité spatiale au sens de CORINE Land Cover est une zone dont la couverture peut être considérée comme homogène, ou être perçue comme une combinaison de zones élémentaires qui représente une structure d'occupation. Elle doit présenter une surface significative sur le terrain et se distinguer nettement des unités qui l'entourent. De plus, sa structure doit être suffisamment stable pour servir d'unité de collecte pour des informations plus précises. La surface de la plus petite unité cartographiée (seuil de description) est de 25 hectares. Ce choix a été fait pour faciliter la digitalisation des documents d'auteur et l'impression de cartes lisibles, pour pouvoir représenter les éléments essentiels de la réalité du terrain et conduire à un rapport coût du projet/satisfaction des besoins compatible avec les contraintes financières du projet.

3. La nomenclature : la nomenclature de CORINE Land Cover est une nomenclature hiérarchisée en 3 niveaux qui permet de couvrir l'ensemble du territoire. Elle comprend 5 postes au niveau 1, 15 au niveau 2 et 44 au niveau 3. Le premier niveau (5 postes) correspond aux grandes catégories d'occupation du sol repérables à l'échelle de la planète, le second

niveau (15 postes) est utilisable pour les échelles de 1 : 500 000 et 1 : 1 000 000 et le troisième niveau (44 postes) est utilisé au 1 : 100 000.

L'élaboration de cette nomenclature d'occupation du sol a été conduite en fonction d'objectifs précis (permettre la cartographie de l'ensemble du territoire de l'Union Européenne, connaître l'état de l'environnement et ne pas comporter de postes ambigus). Elle a, par conséquent, été orientée sur l'occupation biophysique du sol et non sur son utilisation ; elle privilégie donc la nature des objets (forêts, cultures, surfaces en eau, roches affleurant es...) plutôt que leur fonction socio-économique (agriculture, habitat...).

L'un des objectifs de l'inventaire CORINE Land Cover est de cartographier l'ensemble des territoires européens (en 1997, 30 pays étaient couverts), sans recourir à un poste "territoire non classé" ou "autre" et, dans un souci de cohérence et d'homogénéité européenne, en définissant le mieux possible chacun des postes de la nomenclature utilisée.

Nomenclature CORINE : le programme CORINE Land Cover repose sur une nomenclature standard hiérarchisée à 3 niveaux et 44 postes répartis selon 5 grands types d'occupation du territoire (tableau B.1) : territoires artificialisés, territoires agricoles, forêts et milieux semi-naturels, zones humides, surfaces en eau.

type	Niveau I	Niveau II
1-Territoires	1.1 zones urbanisées	1.1.1 Tissus urbains continus
		1.1.2 Tissus urbains discontinus
	1.2 Zones Industrielles ou Commerciales et réseaux de communication	1.2.1 Zones industrielles et commerciales
		1.2.2 Réseaux routiers et ferroviaires et Espace associés
		1.2.3 Zones steppiques
		1.2.4 Aéroports
	1.3 Décharges et chantiers	1.3.1 Décharges
		1.3.2 Chantiers
	1.4 Espaces nu non agricoles	1.4.1 Espaces urbain
		1.4.2 parques de loisirs
2- Territoires agricoles	2.1 terres arables	2.1.1 terres arables hors irrigation
		2.1.2 Périmètres irrigués permanents
		2.1.3 zones d'apicultures
	2.2 Cultures quasi perma ^t	2.2.1 vignoble
		2.2.2 figuiers
		2.2.3 oliveraies
	2.3 Prairies	2.3.1 Prairies
	Zones agricoles hétérogènes	2.4.1 Cultures annuelles associées aux culture semi permanentes
		2.4.2 Parcelles complexes
		2.4.3 Surfaces agricoles interrompues par des espaces naturels importants
		2.4.4 Territoires agro forestiers
3- Forêts et milieux semi-naturels	3.1 Forêts	3.1.1 Forêts de feuillus
		3.1.2 Forêts de conifères
		3.1.3 Forêts mixtes
	3.2 Milieux herbacés	3.2.1 Parcelles de pâturages naturels
		3.2.2 Landes et broussailles
		3.2.3 Forêts et végétation en mutation
	3.3 Espaces ouverts ,sans ou avec peu de végétation	3.3.1 Dunes de sable
		3.3.2 Roches nus
		3.3.3 végétation sauvages
		3.3.4 zones rocheuses.
4- Zones humides	4.1Zones humides intérieure	4.1.1 Marais intérieure
5- Surfaces en eau	5.1 Eaux continentales	5.1.1 cours de voies d'eau
		5.1.2 Plan d'eau
		5.1.3 Légumes littorales
		5.1.4 Garrigues

Tab. B.1. Nomenclature Corine.

Source : INSG.

Annexe C

La base de données locale (BD-OCS)

La BD-OCS est une base de données de l'ouest (Oran) d'occupation des sols à partir d'images satellitaires. Les données de référence pour la thématique sont des images IRS fusionnées à 5,8 m. L'échelle calculée ici serait le 1 : 17 000^e plutôt que le 1 : 15 000^e. Cela signifie qu'un objet de 5,8 m par 5,8 m ne peut en aucun cas être détecté. Une taille de 3 x 3 pixels (2 à 3 ares) est un strict minimum pour l'identification d'un élément.

Les données sources sont constituées d'orthophotoplans numériques IGN (référence géométrique de la base de données, 4 m de résolution, et support à la photo-interprétation - zones urbaines), de scènes IRS fusionnées (plan d'information de référence thématique), de deux scènes de Landsat ETM+ datées du 15 mai 2000 (deuxième source multi spectrale récente - thèmes forestiers et zones en eau) des SCAN25 IGN et plans de ville (support à la hiérarchisation des réseaux et donnée exogène pour la détermination des thèmes d'usage du sol). Les données relatives au niveau 3 de la nomenclature (tableaux C.1, C.2 et C.3) sont fiables au 1 : 25 000^e. Les données relatives aux niveaux 4 et 5 sont fiables au 1 : 15 000^e et même en deçà.

Niveau I	Niveau II	Niveau III	Niveau IV	Niveau V
1-Territoires	1.1 Zones urbanisées	1.1.1 Tissu urbain continu	1.1.1.1 Tissu de type centre ville	1.1.1.1.1 niveau très dense ancien et/ou centre ville
				1.1.1.1.2 Faubourg dense
				1.1.1.1.3 Faubourg résidentiel
			1.1.1.2 Tissu de type centré	
		1.1.2 Tissu urbain discontinu	1.1.2.1 Habitat pavillonnaire	1.1.2.1.1 Pavillonnaire dense
				1.1.2.1.2 Pavillonnaire à densité moyenne
			1.1.2.2 Habitat collectif	1.1.2.1.4 Habitat individuel
				1.1.2.2.1 grands barres et tours
				1.1.1.2.2.Petits bâtiments
			1.1.2.3. Habitat mixte	
		1.1.3 Espaces Urbains spécialisés	1.1.3.1 Cimetières	
			1.1.3.2.Emprises scolaires ,universitaires et centres de formation	
			1.1.3.3..Emprises hospitalières	
			1.1.3.4.Emprises culturelles(espaces)	
			1.1.3.5 Autres emprises	
			1.1.3.6 Places publiques	
			1.1.3.7Parkings	
			1.1.3.8 Autres	
	1.2 Grandes emprises	1.2.1 Emprises industrielles, commerciales, tertiaires et militaires	1.2.1.1. Zones industrielles	
			1.2.1.2. Zones commerciales et artisanales	
			1.2.1.3 Zones d'activité tertiaires et logistiques	
			1.2.1.4 Emprises militaires	
		1.2.2. Emprises portuaires		
		1.2.3.Extraction de matériaux	1.2.3.1 Activités minières	1.2.3.1.1. Terrils
				1.2.3.1.2 Bâti-industrielles et espaces associés
				1.2.3.1.3 Fiches minières
			1.2.3.2 Gravières et sabliers	
			1.2.3.3. Carrières	
		1.2.4.Réseaux de communication	1.2.4.1.Réseau routiers principal et espace as.	
			1.2.4.2 Réseau ferroviaire et espace as	

Tab. C.1. Nomenclature BD-OCS, page 1.
Source : Région D'Oran.

Niveau I	Niveau II	Niveau III	Niveau IV	Niveau V	
		1.2.5. Aéroport, aérodromes et aéroclub	1.2.5.1. Aéroport		
			1.2.5.2. Aérodomes, aéroclubs		
		1.2.6 chantiers remblais, décharges			
		1.2.7 Station de traitement de l'eau			
		1.2.8 Exploitation agricoles			
	1.3 Espaces verts		1.3.1 Espaces verts urbains	1.3.1.1. Pelouses et zones arborées	
				1.3.1.2. Jardins et fermes	
			1.3.2. Equipements agricoles		
			1.3.2 Espaces associés		
	1.4. Espaces libres		1.4.1. Sols nus en milieu urbain		
			1.4.2 Friche industrielle		
			1.4.3 Friches urbaines		
	2. Territoires agricoles	2.1. Cultures annuelles			
		2.2. Cultures saisonnières	2.2.1. Vigne sur herbe et labourée		
2.2.2. Verger traditionnels					
2.2.3. Prairies					
2.2.4. Végétation homophile zonée					
2.2.5. Plantation en eucalyptus					
2.2.6. Serres					
2.3 Zones agricoles hétérogènes		2.3.1. Association cultures-végétation			
3 Espaces Forestiers et /ou en dynamique naturelle	3.1. Forêts	3.1.1.. Forêts feuillus			
		3.1.2. Forêt de résineux			
		3.1.3. Forêt mixte			
		3.1.4. Coupes jeunes et régénérations naturelles en milieu forestier			

Tab. C.2. Nomenclature BD-OCS, page 2.

Source : Région Oran.

Niveau I	Niveau II	Niveau III	Niveau IV	Niveau V	
	3.2. Formation pré-forestières	3.2.1. Pelouses et pâturages de montagnes			
			3.2.2. Friche sèche		
			3.2.3. Landes		
			3.2.4. Plantation arboricole		
			3.2.5. Friches humides		
			3.2.6. Ripisylve		
	3.3. Roches nues				
4. hydrographie	4.1. Réseau hydrographique	4.1.1. Cours d'eau 4.1.2. Canaux			
	4.2. Plan d'eau	4.2.1. Etangs et lacs			

Tab. C.3. Nomenclature BD-OCS, page 3.

Source : Région Oran.

Annexe D

La classification des couvertures terrestres présentes sur la zone pilote

Les couvertures terrestres identifiées sur le site de Misserghin, listées dans l'étude d'impact puis introduites dans la classification (tableaux D.1 à D.4) sont les suivantes :

- Groupes aquatiques
- Plantation arboricole
- Forêts zonales
- Agrumes
- Eucalyptus
- Forêts alluviales
- Champs cultivés
- Garrigues
- Sols nus /ou peu vitalisé
- Parcelle herbacée
- Agaves
- Fructicées
- Pin d'Alep
- Pin d'Alep et Eucalyptus
- Végétation halophile zonée
- Non caractérisé
- Z aménagée

Niveau I	Niveau II	Niveau III	Niveau IV	Zones d'études
1.Territoires artificialisés	1.1. Zones urbanisées	1.1.1.Tissu urbain continu	1.1.1.1. Centre ville	
		1.1.2.Tissu urbain discontinu	1.1.2.1.Habitats pavillonnaires	
			1.1.2.2.Habitat collectif	
			1.1.2.3 Habitat mixte	
		1.1.3 Espaces urbains Spécialisés	1.1.3.1 Cimetières	
			1.1.3.2. Emprises scolaires, universitaires et centres de formation	
			1.1.3.4 Emprises culturelles (et associées)	
			1.1.3.5. Places publiques	
			1.1.3.6.aires de stationnements	
			1.1.3.7 Autres	
	1.2 Grandes emprises	1.2.1 Emprises industrielles Commerciales, Tertiaires et militaires	1.2.1.1. Zones industrielles	
			1.2.1.2. Zones commerciales et artisanales	
			1.2.1.3. Zones d'activités tertiaires et logistiques	
			1.2.1.4. Emprises militaires	
		1.2.2. Emprises portuaires (et espaces associés)		Chemin installation des ponts et brèches routières

Tab. D.1. Classification des couvertures terrestres, page 1.

Niveau I	Niveau II	Niveau III	Niveau IV	Zones d'études
		1.2.4 Réseaux de communication	1.2.4.1 Réseaux routiers et principaux espaces associés	
			1.2.4.2 Réseaux ferroviaires et espaces associés	
		1.2.5. Aéroports et aérodromes	1.2.5.1 Aéroports	
			1.2.5 Aéroports et aérodromes	
		1.2.6 Chantiers remblais décharges		Décharges
		1.2.7 Station de traitement de l'eau		Station d'épuration et de relevage
		1.2.8 Exploitations agricoles		
	1.3 Espaces verts disposés	1.3.1 Espaces verts urbain	1.3.1.1 Pelouses et zones arborisées	
		1.3.2 Equipements agricoles		
		1.3.2 Châteaux et espaces associées		
	1.4 Espaces libres	1.4..1 Sols nus en milieu urbain		
		1.4.2 Friches industrielles		
		1.4.3 Friches urbaines		
2.Territoires agricoles	2.1 Cultures annuelles	2.1.1 Terres arables hors périmètres d'irrigation		Champs cultivés
		2.1.2 Périmètres irrigués en permanence		
		2.1.3 Friches		Friches herbeuses
	2.2 Cultures saisonnières	2.2.1 Vignes		

Tab. D.2. Classification des couvertures terrestres, page 2.

Niveau I	Niveau II	Niveau III	Niveau IV	Zones d'études
		2.2.2 Vergers Traditionnels		Prés –vergers, Oliviers, orangers
		2.2.3 Vergers Intensifs		
		2.2.4 Prairies		Agaves
		2.2.5vegetation Homophile zonées		Eucalyptus, autres
		2.2.6Plantation en timbre poste (cyprès)		Eucalyptus ,cyprès
		2.2.7 Serres permanentes		
	2.3. Pâturages	2.3.1 Pâturages herbacés		
		2.3.2 Pâturages d'arbustes et de buissons		
		2.3.3 Pâturages mixte		
	2.4 Zones agricoles hétérogènes	2.4.1 Association culturelle-végétation naturelle		
3. Espaces Forestiers et/ou en dynamique naturelle	3.1 Forets	3.1.1 forets de feuillus		Foret alluviale ,pin d'Alep ,eucalyptus Foret zonale
		3.1.2 Foret résineux		
		3.1.3 Foret mixte		
		3.1.4 Coupes ,jeunes plantations et régénération en milieu forestier		
	3.2 formation pré-forestier	3.2.1 Pelouses et pâturages de montagnes		
		3.2.2 Arbustes buissons et zones herbacées		Fruticées, garrigues
		3.2.3 Friches sèches		
		3.2.4 Broussailles		
		3.2.5 Figues barbaries		Figues barbaries

Tab. D.3. Classification des couvertures terrestres, page 3.

Niveau I	Niveau II	Niveau III	Niveau IV	Zones d'étude
	3.3 Espèces ouvert sans ou peu de végétation	3.3.1.Plages .dunes et sable		
		3.3.2 Roches nues		
		3.3.3 Végétation claire semée		
		3.3.4 Zones incendiées		
		3.3.5 Toundras		
		3.3.6 Zones de transition		
4. Zones humides	4.1 Zones Humides intérieures	4.1.1 Marais intérieures		
		4.1.2 Tourbières		
		4.1.3 Zones Humides boisées		Présence de zones humides remarquables entourant le projet
		4.1.4 Zones Humides non boisées		
	4.2 Zones Humides marécageuses	4.2.1. Marécages		
		4.2.2 Marais salants		
		4.2.3 Zones intertidales		
50 -Hydrographie	501 Réseau hydrographique	5.1.1 Cours d'eau		
		5.1.2 Canaux		
	5.2 Plans d'eau	5.2.1.Etangs et lacs		Darse .mares
		5.2.2 Bassin versant		
	5.3 Eaux Maritimes	5.3.1 Plats littorales		
		5.3.2 Baies et estuaires		
		5.3.3 Mers		

Tab. D.4. Classification des couvertures terrestres, page 4.

Annexe E

Les inventaires faunistiques et floristique

Non français	Non latin	N	H	P	DO	PN	LRL	LRA
Aigrette gazette	Egretta gazetta			R	+	+		V
Autour des palombes	Accipiter gentilis	AR	AR	AR		+		
Avocette élégante	Recurvirostra avocetta			R				L
Canard chapeau	Anas strepera	TR	AC	AC			V	V
Canard colvert	Anas platyrhynchos	AC	C	C				
Canard siffleur	Anas Acetyladius	AC	C	C				
Canars souchet	Anas permeruis	AR	AR	AR		+		
Canard Pilet	Anas galopytnus		C	C		+	E	R
Cigogne blanche	Ciglios amemos	AC	AC		+	+	V	V
Chevalier guignette	Actitis hypoleucos	TR	TR	AC		+	E	R
Chouette hulotte	Strix aluco	AC	AC			+		
Combattant varie	Philomachus pugnax			AR	+			D
Eider à duvet	Somateria mollissima		R	R				V
Echasse blanche	Recurvirostra epdalos	TR	TR			+		L
Foulque macroule	Fulica atra	C	C	C				
Flamant rose	Falko subbututeo	C	C	C				
Fuligule morillon	Aythya futigulai	R	C	C			R	R
Garrot à œil d'or	Bucephale clangula		AC	AC				

Les inventaires faunistiques et floristique utilisés pour la sélection des espèces d'évaluation lors de l'application de la méthode HEP "adaptée" sont issus de l'étude d'impact de la ZAC de la Sebkhah (OTE-Ingénierie [115]) et sont représentés dans les tableaux E.1 à E.3.

Goéland argenté	Larus argentatus	C	C	C		+		
Goéland bourgmestre	Larus hyperboreus			O		+		
Goéland cendré	Larus canus	O	R	R		+		
Grande aigrette	Egretta alba	TR	TR	R	+	+		
Gravelot à coll int	Collicca cengrea	C	C	C		+	V	
Grand gravelot	Egret albo							
Grue cendré	Buephalela camus							
Héron cendré	Ardea cinerea	AC	AC	C		+		
Héron garde bœuf	Ardea terios	C	C	C	+		V	
Hirondelle de fenêtre	Delichon urbica	AC	AC	C		+		
Oedigneme grillard		TR	TR	R		+		D
Sorcelle d'hiver	Nyberites soreca	R	R				X	
Sorcelle d'été	Tiat soreca	TR	TR		+	+	X	
Ta dôme de belon		AC	AC	AC		+		V

Tab. E.1. Inventaire Avifaune.

O : occasionnel	DO : directive oiseaux	L : localisé
N : nicher	AP: à préciser	E : en danger
H : hiverner	PN : espèce protégée niveau national	P : protéger
C : commun	LRL/A : liste rouge local /algérienne	X : éteint
AC : assez commun	+ : protection Partielle	NS : non significatif
R : rare	AR : assez rare	
TR : très rare	V : vulnérable	
AS : à surveiller	D : en déclin	

Nom français	Non latin	DH	PN	PR
Musaraigne	Crocidura			+
Sanglier	Sus scrofa			
Renard	Vulpes vulpes			
Lièvre	Lepus capensis	+	+	
Mulot	Apode mus			

Nom français	Non latin	DH	PN	LRBW
Couleuvre	Natrix		+	3
Vipère				
Grenouille des champs	Rana arvalis	+	+	3
Grenouille brune	Rana temporaria			
Grenouille verte	Rana esculenta			
Lézard des souches	Lcerta fragilis	+	+	
Rainette verte	Hyla arborea			2
Sonneur à ventre jaune	Bombinas varie gâta	+	+	4

Tab. E.2. Inventaires mammifères, insectes et mollusques.

Inventaire incomplet, uniquement les espèces citées dans LBRW

DH : niveau de l'Europe (Directive 97/62/EC du 27 octobre 1997)

PN : niveau national (circulaire de 14 septembre 2005)

PR : niveau régional (directive du 20 juin 2006).

LRBW : liste rouge du Bade-Wurtemberg (0-espèce éteinte ou disparue : 1- espèce menacée de disparition; 2-espèce fortement en danger; 3-espèce en danger; 4-espèce en danger potentiel; 5-espèce hors liste rouge mais à ménager; liste rouge potentielle).

Nom français	Nom latin	DH	PN	PR	LRO	LRBW
Fluteau à feuilles de graminée	Alisma gramineus		+			4
Ail anguleux	Allium angulosum				3	+
Chlorette perfoliée d'été	Blisckstonia perfoliata			+		2
Calamagrotide blanchâtre				+		5
Piet d'alouette	Consolida regalis			+		5
Corydale solide	Corydalis solida					4
Jonc des Alpes	Juncus alpioarticulatus			+		3
Mauve alcée	Malva alcea			+	+	
Menthe pouliot	Mentha pulegium			+		1
Muscari à toupet	Muscari comosum			+		3
Renouée à feuille de patience	Polygonum lapathifollum					
Berle à large feuille	Sium latifolium				+	5
Limoselle aquatique	Limosella aquatica		+	+		2
Véronique aquatique	Veronica catenata			+	+	
Violette naine	Viola pumila			+		3

Tab. E.3. Inventaire floristique.

Annexe F

Les liens espèces – milieux

Tous ces liens ont été identifiés avec l'aide d'un des chercheurs au sein de l'institut national d'agriculture (I N A, Belfort, Alger). Les informations recueillies indiquent les types de milieux fréquentés par chaque espèce ainsi que les raisons pour lesquelles les espèces utilisent ces milieux.

1. Mammifères :

Musaraigne¹ :

- Milieux Prairiaux : habitation, nourriture, reproduction, passage.
- Groupements herbacés et externes: habitation, nourriture, reproduction, passage.

<http://edc.usgs.gov/Product/landcover.html>, consulté le 08.10.2008.

⁶<http://edc.usgs.gov/Product/landover/nlcd.html>, consulté le 09.10.2008.

⁷<http://edcns17.cr.usgs.gov/EarthExplorer>, consulté le 09.10.2008.

⁸<http://glovis.usgs.gov>, consulté le 09.10.2008.

<http://edc.usgs.gov/Product/landcover.html>, consulté le 08.10.2008.

⁶<http://edc.usgs.gov/Product/landover/nlcd.html>, consulté le 09.10.2008.

⁷<http://edcns17.cr.usgs.gov/EarthExplorer>, consulté le 09.10.2008.

⁸<http://glovis.usgs.gov>, consulté le 09.10.2008.

¹Source : "Clé de détermination des principaux micromammifères de Suisse : Insectivores et Rongeurs",

http://www.sta_unibe.ch/airoldi/Cle_Micromammiferes.pdf, consulté le 04 juin 2010.

Sanglier² :

- Espaces forestiers : habitation, nourriture, reproduction (près et dans les terriers), passage.

hérisson³ :

- Milieux Prairiaux : nourriture, passage.
- Espaces forestiers : habitation, nourriture, reproduction, passage.

Renard⁴ :

- Milieux palustres : habitation, nourriture, reproduction, passage.
- Milieux Prairiaux : habitation, nourriture, reproduction, passage.
- Groupements de buissons et fructifères : habitation, nourriture, reproduction, passage.
- Groupements herbacés et externes de lisière : habitation, nourriture, reproduction, passage.
- Espaces forestiers : habitation, nourriture, reproduction, passage.

Lièvre⁵ :

- Milieux palustres : habitation, nourriture, reproduction, passage.
- Milieux Prairiaux (très fréquentés) : habitation, nourriture, reproduction, passage.
- Champs cultivés et friches herbeuses (très fréquentés) : habitation, nourriture, reproduction, passage.
- Groupements de buissons et fructifères : habitation, nourriture, reproduction, passage.
- Groupements herbacés et externes de lisière : habitation, nourriture, reproduction, passage.
- Espaces forestiers : habitation, nourriture, reproduction, passage.

²Source : G.W.T.A. Groot Bruinderink and E. Hazbroek, "Wild boar (*Sus scrofa scrofa* L.) Rooting and forest regeneration on podzolic soils in the Netherlands", *Forest Ecology and Management*, Vol. 88, Issues 1-2, pp.71-80.

³Source : http://alpesoiseaux.free.fr/animaux/chevreuil_capreolus/chevreuil.htm#habitat, consulté le 04 juin 2010.

⁴Source : <http://ecologie.nature.free.fr/pages/mammiferes/renard.htm>, consulté le 04 juin 2010.

⁵Source : <http://www.biodiversite-poitou-charentes.org/Le-lievre-commun.html>, consulté le 04 juin 2010.

Lapin⁶ :

- Milieux Prairiaux : habitation, nourriture, reproduction, passage.
- Champs cultivés et friches herbeuses : habitation, nourriture, reproduction, passage.
- Groupements herbacés et externes de lisière : habitation, nourriture, reproduction, passage.

Rat de champs⁷ :

- Groupements de buissons et fructifères : habitation, nourriture, reproduction, passage.
- Groupements herbacés et externes de lisière : nourriture, passage.
- Espaces forestiers : habitation, nourriture, reproduction, passage.

Fouine⁸ :

- Milieux aquatiques (berges) : nourriture, passage.
- Milieux palustres : nourriture, passage.
- Milieux Prairiaux : nourriture, passage.
- Champs cultivés et friches herbeuses : nourriture, passage.
- Groupements de buissons et fructifères : habitation, passage.
- Groupements herbacés et externes de lisière : nourriture, passage.
- Espaces forestiers : habitation, nourriture, reproduction, passage.

2. Reptiles/amphibiens/insectes :

Couleuvre⁹ :

- Milieux palustres : habitation, nourriture, reproduction, passage.
- Milieux Prairiaux : habitation, nourriture, reproduction, passage.
- Groupements de buissons et fructifères : nourriture, passage.
- Groupements herbacés et externes de lisière : nourriture, passage.

⁶Source : <http://www.biodiversite-poitou-charentes.org/Le-lapin-de-garenne.html>, consulté le 04 juin 2010.

⁷Source : Insectivores et rongeurs de France : le mulot sylvestre, <http://ecobio.univrennes1.fr/Fiches%20perso/AButet/Les%20articles%20en%20Pdf/ARVICOLA%20Le%20mulot.pdf>, consulté le 04 juin 2010.

⁸Source : M. Vallance et J.-P. Poly (Collectif Gerfaut), "Faune sauvage", Editions du Gerfaut, 2007, 416p.

⁹Source : E.A. Arnold et D. Oviden, "Le guide herpéto : 199 amphibiens et reptiles d'Europe", Del chaux et Nestlé, Les guides naturalistes, 2004, 288p. Source identique pour l'Orvet.

Lezard¹⁰ :

- Milieux palustres : habitation, nourriture, reproduction, passage.

Grenouille des champs :

- Milieux palustres : habitation, nourriture, reproduction, passage.

- Milieux Prairiaux : habitation, nourriture, passage.

- Espaces forestiers : habitation, nourriture, passage.

Grenouille brune :

- Milieux aquatiques : habitation, nourriture, reproduction, passage.

- Milieux palustres : habitation, nourriture, passage.

- Groupements herbacés et externes de lisière : habitation, nourriture, passage.

- Espaces forestiers : habitation, nourriture, passage.

Grenouille verte :

- Milieux aquatiques : habitation, nourriture, reproduction, passage.

- Milieux palustres : habitation, nourriture, passage.

- Milieux Prairiaux : habitation, nourriture, passage.

- Espaces forestiers : habitation, nourriture, passage.

¹⁰Source : Noellert, "Guide des amphibiens d'Europe : Biologie, identification, répartition», Del chaux et Nestlé, Les guides naturalistes, 2003, 383p. Source identique pour les grenouilles, le Lézard des souches, le Pélobate brun, la rainette verte et les vipères.

Lézard des souches :

- Milieux Prairiaux : habitation, nourriture, reproduction, passage.
- Champs cultivés et friches herbeuses : habitation, nourriture, reproduction, passage.
- Groupements de buissons et fructifères : habitation, nourriture, reproduction, passage.
- Groupements herbacés: habitation, nourriture, reproduction ,passage.
- Espaces forestiers : habitation, nourriture, reproduction, passage.

Lièvre :

- Milieux Prairiaux : habitation, nourriture, reproduction, passage.

Lézard brun :

- Milieux palustres : habitation, nourriture, reproduction, passage.
- Milieux Prairiaux : habitation, nourriture, passage.

Rainette verte :

- _ Milieux aquatiques : habitation, nourriture, reproduction, passage.
- _ Milieux palustres : habitation, nourriture, reproduction, passage.
- _ Espaces forestiers : habitation, nourriture, passage.

- Milieux palustres : habitation, nourriture, reproduction, passage.
- Espaces forestiers : habitation, nourriture, passage.

Azuré de la sanguisorbe¹¹ :

- Milieux palustres : habitation, nourriture, reproduction, passage.
- Milieux Prairiaux : habitation, nourriture, reproduction, passage.

¹¹Source : <http://www.ceep.asso.fr/azure.htm>, consulté le 04 juin 2010.

3. Oiseaux :

Goéland argenté¹³, Grue¹⁴ :

- Milieux aquatiques : habitation, nourriture, reproduction, passage.
- Espaces forestiers : habitation, reproduction, passage.

4. Flore :

Anthémis arvensis¹⁷ : milieux palustres, milieux Prairiaux et groupements herbacés.

Carex elata¹⁸, Utricularia australis¹⁹ : milieux aquatiques, milieux palustres.

Consolida regalis²⁰, Papaver argemone²¹, Veronica tryphyllos²², Friches herbeuses (Stelarietea, Heracleum sphondylium, Dactylis glomerata, Phleum pratensis, Rubus sp) : champs cultivés et friches herbeuses.

Corydalis solida²³ : milieux palustres, milieux aquatiques (berges), espaces forestiers.

Lathyrus aphaca²⁴ : champs cultivés et friches herbeuses, groupements herbacés et externes de lisière.

¹²Source : <http://www.franche-comte.ecologie.gouv.fr/plugins/fckeditor/UserFiles/File/orgfh/espec/insec/L.%> consulté le 04 juin 2010.

¹³Source : <http://www.oiseaux.net/oiseaux/macreuse.brune.html>, consulté le 04 juin 2010.

¹⁴Source : <http://www.oiseaux.net/oiseaux/harle.huppe.html>, consulté le 04 juin 2010.

¹⁷Source : http://www.techno-science.net/?onglet_glossaire&definition_5667, consulté le 04 juin 2010.

¹⁸Source : http://www._orealpes.com/_che_carexelata.php, consulté le 04 juin 2010.

¹⁹Source : Base de Données Nomenclaturale de la Flore de France par Benoît Bock, http://www.tela-botanica.org/e_ore/BDNFF/4.02/nn/70441/export/pdf, consulté le 04 juin 2010.

²⁰Source : http://www._orealpes.com/_che_piedalouette.php, consulté le 04 juin 2010.

²¹Source : Base de Données Nomenclaturale de la Flore de France par Benoît Bock, http://www.tela-botanica.org/e_ore/BDNFF/4.02/nn/75276/export/pdf, consulté le 04 juin 2010.

²²Source : Base de Données Nomenclaturale de la Flore de France par Benoît Bock, http://www.tela-botanica.org/e_ore/BDNFF/4.02/nn/71411/export/pdf, consulté le 04 juin 2010.

²³Source : <http://www.tela-botanica.org/page:corydalis>, consulté le 04 juin 2010.

²⁴Source : http://crdp2.ac-besancon.fr/_ore/_ore/fabaceae/especes/lathyrus_aphaca.htm, consulté le 04 juin 2010.

*Lepidium rudera*²⁵ : sur décombres, bords des chemins, lieux piétinés.

*Malva alcea*²⁶ : milieux Prairiaux, groupements herbacés.

*Menta pulegium*²⁷ : milieux aquatiques (berges), milieux palustres.

*Muscari comosum*²⁸, *Polygonum lapathifolium*²⁹ : milieux Prairiaux.

*Ranunculus auricomus*³⁰ : milieux Prairiaux, groupements herbacés , espaces forestiers.

*Vicia dumetorum*³¹ : groupements herbacés, espaces forestiers.

Eucalyptus (, *Salix fragilis*, *Salicetum eleagnos*), Peupliers (*Quercu-Ulmetum*) : groupements de buissons et fruticées, espaces forestiers.

Fruticées mésophile (*Prunetalia*, *Cornus sanguinea*, *Clematis vitalba*), figuier.

Merisiers : groupements de buissons et fruticées.

*Solidago*³², *Galio-Urticetea*³³ : groupements herbacés et externes de lisière.

Carex Phragmitetalia : milieux palustres (roselières), milieux aquatiques peu profonds.

²⁵Source : [http://www.u-bourgogne.fr/serres/flore/article.php3?id article=385](http://www.u-bourgogne.fr/serres/flore/article.php3?id%20article=385), consulté le 04 juin 2010.

²⁶Source : [http://plantes.sauvages.free.fr/pages plantes/mauve_alcee_.htm](http://plantes.sauvages.free.fr/pages%20plantes/mauve_alcee_.htm), consulté le 04 juin 2010.

²⁸Source : http://nature.jardin.free.fr/bulbe/mb_muscari_comosum.html, consulté le 04 juin 2010.

²⁹Source : http://www.tela-botanica.org/e_ore/BDNFF/4.02/nn/51526, consulté le 04 juin 2010.

³⁰Source : <http://www.luontoportti.com/suomi/fr/kukkakasvit/renoncule-tete-dor>, consulté le 04 juin 2010.

³²Source : http://www.avogel.ch/fr/encyclopaedie-plantes/solidago_virgaurea.php, consulté le 04 juin 2010.

³³Source : <http://www.ecologie.gouv.fr/IMG/natura2000/habitats/pdf/tome3/6430.pdf>, consulté le 04 juin 2010.

Annexe G

Les liens espèces – services

Pour chaque service sont indiquées les espèces pouvant participer à leur approvisionnement. Pour certains services, une classe entière concourt à son approvisionnement.

Qualité des sols pour la production agricole : toutes les plantes en milieux Prairiaux.

Les plantes qui ne sont pas découpées et utilisées sont capables, à l'aide de bactéries symbiotiques, de fixer l'azote de l'air afin d'en faire des acides aminés. Par le biais de la photosynthèse, elles fabriquent d'autres nutriments (sucres). À la fin de chaque cycle de vie, quand elles ne sont pas coupées, elles retournent dans le sol en l'enrichissant un peu plus à chaque cycle. Ceci n'est valable que pour les plantes à cycle de vie court et a inspiré empiriquement les agriculteurs de tout temps à faire des rotations de cultures, autrement appelées "jachères".

Contrôle biologique des cultures : tous les végétaux.

D'une part, ils fournissent des habitats propices au développement de nombreuses espèces animales, et d'autre part ils sont producteurs de denrées alimentaires pour les consommateurs primaires (rôle essentiel dans la chaîne alimentaire).

Régulation et approvisionnement en eau : toutes les plantes.

Toutes les plantes y participent, cependant beaucoup d'études se sont consacrées au le pouvoir épuratoire des roseaux (*Phragmitetalia*) qui de plus poussent dans des eaux de faible profondeur finissant souvent dans la nappe.

Régulation du climat : tous les végétaux.

Les végétaux en présence d'énergie lumineuse sont capables de pratiquer la photosynthèse. En utilisant du CO₂ et de l'eau, ils fabriquent des hydrates de carbones (comme par exemple l'amidon). Une augmentation de la masse végétale signifie donc une plus grande capture du CO₂ dans la biosphère et, par conséquent, une réduction de la teneur en gaz à effet de serre dans l'air.

Bénéfices et processus inconnus et valeurs de non-usage liées à la biodiversité :

Nous pouvons supposer que toutes les espèces possèdent des bénéfices et processus inconnus et fournissent des valeurs de non-usage liées à la biodiversité de par leur simple existence.

Pollinisation des cultures sauvages¹ : toutes les espèces animales frugivores ou phytophages.

Les animaux jouent un rôle déterminant dans la dispersion et la pollinisation des plantes. Peuvent être distingués l'endozoochorie (lorsqu'un animal mange certaines graines ou fruits, ceux-ci ne sont pas digérés et se retrouvent dans les faeces) qui permet à la plante d'être dispersée et concourt à la création d'un milieu riche en nutriments (facilitant potentiellement sa croissance si les conditions germinatives sont propices dans le nouvel environnement), et l'exozoochorie (transport passif des spores végétaux qui se sont retrouvés sur les poils des animaux).

Valeurs de non-usage liées à la biodiversité et bénéfices et processus inconnus: toutes les espèces aussi bien faunistiques que floristiques sont potentiellement concernées. La recherche se poursuit quant aux bénéfices et processus attribuable à chaque espèce, il est donc possible d'en découvrir de nouvelles pour chacune d'entre elles.

Les services rendus par les différentes espèces sont listées ci-dessous :

1. Mammifères :

Musaraigne :

- _ Pollinisation des cultures sauvages : zoochorie.
- _ Contrôle biologique des cultures : régule les populations d'insectes nuisibles pour les cultures grâce à son régime insectivore.

Sanglier :

- Pollinisation des cultures sauvages : transporte pollen et graines, aère la terre, piétine les graines.
- Productions issues d'animaux sauvages : chasse (nourriture).
- Activités de loisir extérieures liées à la nature : chasse (loisir).
- Valeur d'usage liée à la biodiversité : chasse.

hérisson :

- Pollinisation des cultures sauvages : transport de graine dans les faeces, enfouissement (piétine les plantes avec ses sabots).
- Approvisionnement en pâturage par la nature² : permet, en se nourrissant de jeunes pousses d'arbre, de maintenir des écosystèmes au stade de clairière.
- Productions issues d'animaux sauvages : chasse.
- Activités de loisir extérieures liées à la nature : chasse.

¹Source : P. Charles-Dominique, "Interactions plantes animaux frugivores, conséquences sur la dissémination des graines et la régénération forestière", Revue d'Ecologie, 1995, Vol.50, pp.223-235.

²Sources : <http://ecologie.nature.free.fr/pages/mammifères/sanglier.htm> et <http://fr.wikipedia.org/wiki/sanglier>, consultés le 04 juin 2010.

Renard :

- Pollinisation des cultures sauvages : zoochorie.
- Contrôle biologique des cultures : régule les micromammifères nuisibles.

Lièvre :

- Pollinisation des cultures sauvages : zoochorie.
- Productions issues d'animaux sauvages : chasse.
- Valeur d'usage liée à la biodiversité : chasse.

Lapin :

- Pollinisation des cultures sauvages : zoochorie.
- Contrôle biologique des cultures : phytophage, vit au bord des champs et régule les prédateurs (proies, nutriments) ainsi que les phytophages (concurrence pour les ressources).
- Diversité biologique des cultures et élevages : apport de gènes des populations sauvages.

Rat de champs :

- Pollinisation des cultures sauvages : transport de graines dans les faeces.
- Contrôle biologique des cultures : régule les insectes se nourrissant les cultures.

Fouine :

- Contrôle biologique des cultures : prédateur de micromammifères qui peuvent avoir un impact potentiel sur les cultures.

2. Reptiles/amphibiens/insectes :

Couleuvre :

- Contrôle biologique des cultures : prédateur de micromammifères qui peuvent avoir un impact potentiel sur les cultures.

Lézard, Grenouille des champs, Grenouille rousse, Lézard des souches, Orvet, Pélobate brun, Rainette verte, vipère,

- Contrôle biologique des cultures : prédateur d'invertébrés qui peuvent avoir un impact potentiel sur les cultures.

Grenouille verte :

- Contrôle biologique des cultures : prédateur d'invertébrés qui peuvent avoir un impact potentiel sur les cultures.
- Production issue d'animaux sauvages : nourriture (récolte de grenouille verte, tolérée à une certaine saison).

3. Oiseaux :

Flamant rose :

- Contrôle biologique des cultures : régime partiellement insectivore, réduit les insectes nuisibles, recycle les impuretés.

Harle huppé, Harle piète:

- Contrôle biologique des cultures : régime partiellement insectivore, réduit les insectes nuisibles.
- Qualité des sols pour la production agricole : la harle niche sur les arbres et les falaises, ce qui fait qu'elle est de passage sur la zone. Les guanos sont d'excellents engrais recueillis et utilisés par de nombreuses civilisations et directement assimilables par les plantes. Il font donc office d'engrais naturel.

4. Flore :

Cyprès :

- Contrôle biologique des cultures et régulation du climat : tous les végétaux.
- Approvisionnement en pâturage par la nature : plante comestible de pâturage.
- Régulation et approvisionnement en eau : toutes les plantes.

Carex elata :

- Contrôle biologique des cultures et régulation du climat : tous les végétaux.
- Régulation des catastrophes naturelles³ : cette plante, de type arbustive, possède un fort enracinement et est connue pour renforcer les berges.
- Régulation et approvisionnement en eau : toutes les plantes. *Consolida regalis*, *Corydalis solida*, *Lathyrus aphaca*, *Lepidium rudérale*, *Malva alcea*, *Muscari comosum*, *Papaver argémone*, *Utricularia australis*, *Veronica tryphyllos*, *Vicia dumetorum*, Friches herbeuses (*Stelarietea*, *Heracleum sphondylium*, *Dactylis glomerata*, *Phleum pratensis*, *Rubus sp*), Merisiers.

Carex Phragmitetalia :

- Contrôle biologique des cultures et régulation du climat : tous les végétaux.
- Régulation et approvisionnement en eau : toutes les plantes. *Menta pulegium* :
- Contrôle biologique des cultures et régulation du climat : tous les végétaux.
- Espèces médicinales sauvages⁴.
- Régulation et approvisionnement en eau : toutes les plantes. *Polygonum lapathifolium* :
- Contrôle biologique des cultures et régulation du climat : tous les végétaux.
- Approvisionnement en pâturage par la nature : plante fourragère non cultivée.
- Régulation et approvisionnement en eau : toutes les plantes.

³Source : http://www.espace-riviere.org/site/ens_etag.html, consulté le 04 juin 2010.

⁴Source : <http://www.springerlink.com/content/072366732v0382m8/>, consulté le 04 juin 2010.

Ranunculus auricomus :

- Contrôle biologique des cultures et régulation du climat : tous les végétaux.
- Qualité des sols pour la production agricole : plante prairiale, de même que la jachère le fait de faire pousser des plantes à cycle de vie court enrichit le sol en nutriments pour la génération suivante.
- Approvisionnement en pâturage par la nature : plantes à bon potentiel nutritif.

Animaux (broutée) /

- Contrôle biologique des cultures et régulation du climat : tous les végétaux.
- Espèces médicinales sauvages^s : le précurseur de l'aspirine peut être extrait de l'écorce.

Salix Fragilis :

- Régulation des catastrophes naturelles : stabilisation des berges.
- Régulation et approvisionnement en eau : toutes les plantes.
- Valeur d'usage liée à la biodiversité : médicinale, bois.

Eucalyptus (Querco-Ulmetum) :

- Contrôle biologique des cultures et régulation du climat : tous les végétaux.
- Régulation des catastrophes naturelles : stabilisation des berges.
- Régulation et approvisionnement en eau : toutes les plantes.
- Valeur d'usage liée à la biodiversité : bois.

Fructicées mésophile (Prune alia, Cornus sanguinea, Clematis vit alba) :

- Contrôle biologique des cultures et régulation du climat : tous les végétaux.
- Régulation et approvisionnement en eau : toutes les plantes.
- Valeur d'usage liée à la biodiversité : bois.

Agrume :

- Contrôle biologique des cultures : tous les végétaux. En fournissant des fruits, et du fait de sa stature, il représente un habitat favorable pour nombre d'espèces d'oiseaux et fournit de la nourriture. Ce pôle d'attractivité permet donc de stabiliser les écosystèmes (en partie) et d'attirer des espèces potentiellement capables d'exercer un contrôle biologique sur les espèces nuisibles et les ravageurs.
- Régulation et approvisionnement en eau : toutes les plantes.
- Valeur d'usage liée à la biodiversité : cueillette.
- Régulation du climat : tous les végétaux.

Solidago :

- Contrôle biologique des cultures et régulation du climat : tous les végétaux.
- Espèces médicinales sauvages⁶ : anti diarrhéique, diurétique (calculs rénaux, ulcères, brûlures et cystites).
- Régulation et approvisionnement en eau : toutes les plantes.
- Valeur d'usage liée à la biodiversité : médicinale.

Unula rethamoides :

- Contrôle biologique des cultures et régulation du climat : tous les végétaux.
- Espèces médicinales sauvages⁷ : famille d'Urticaceae (orties).
- Régulation et approvisionnement en eau : toutes les plantes.
- Valeur d'usage liée à la biodiversité : médicinale.

⁵Source : <http://erfportroyal.free.fr/paroisse/herbier/herbier.php?id=62>, consulté le 04 juin 2009.

⁶Source : http://www.1jardin2plantes.info/_chesplantes/solidago-canadensis.php, consulté le 04 juin 2010.

⁷Source : <http://www.clesdesante.com/article-1988182.html>, consulté le 04 juin 2009.

Annexe H

Les schémas illustrant les liens milieux - espèces puis espèces –services

Milieus typologiques

Espaces mammifères

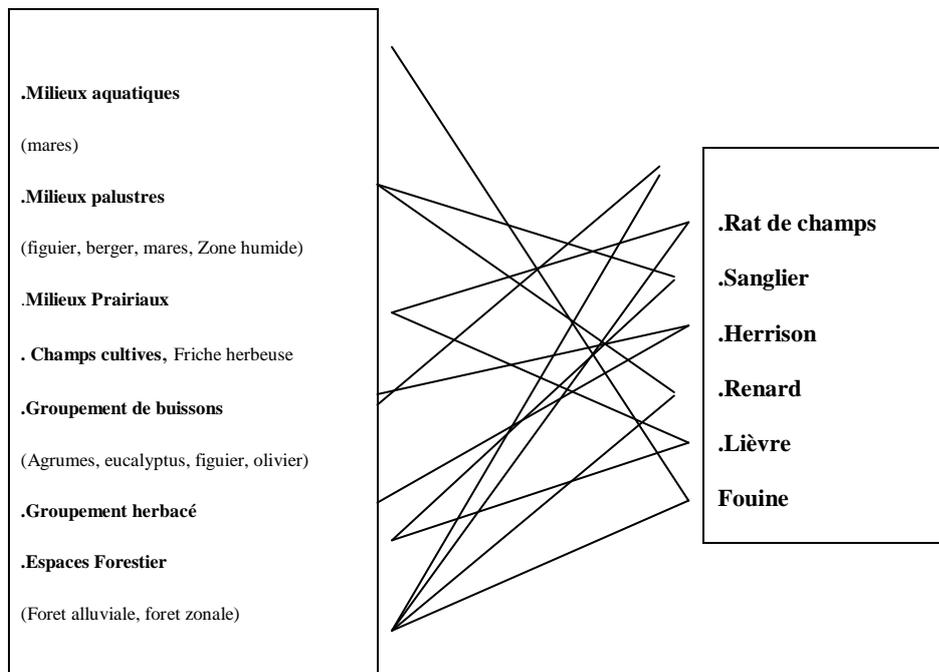


Fig. H.1. Association des mammifères aux milieux.

Milieus typologiques

Espèces reptiles et insectes

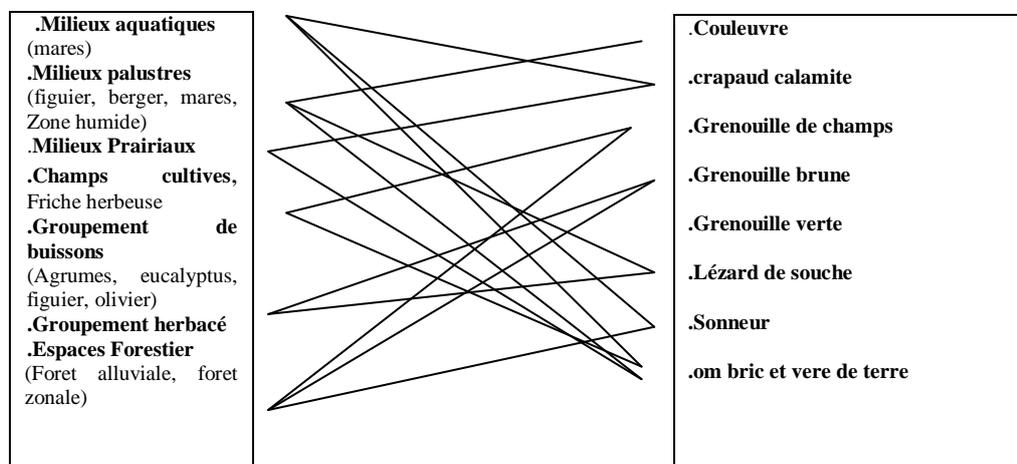


Fig. H.2. Association des reptiles, amphibiens et insectes aux milieux.

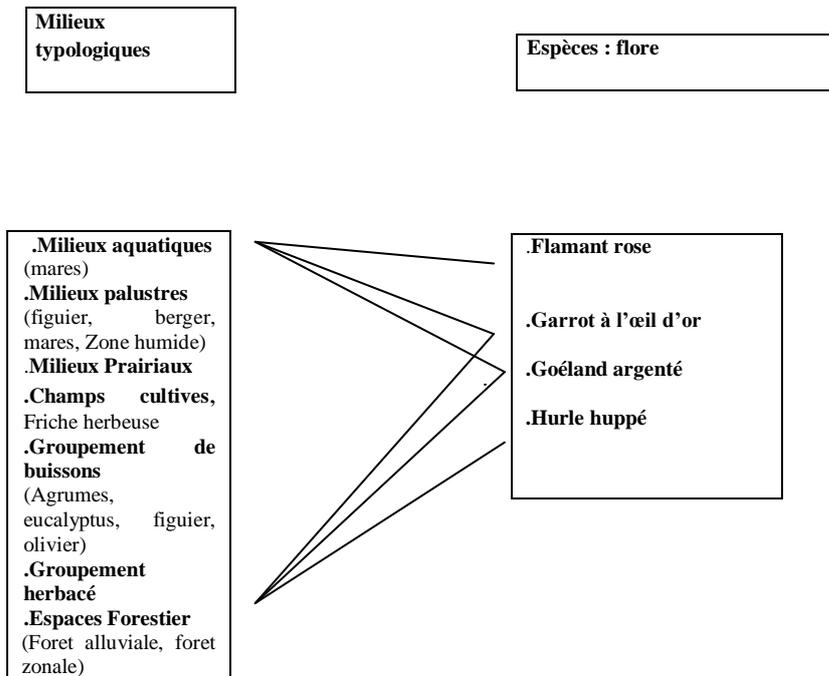


Fig. H.3. Association des oiseaux aux milieux.

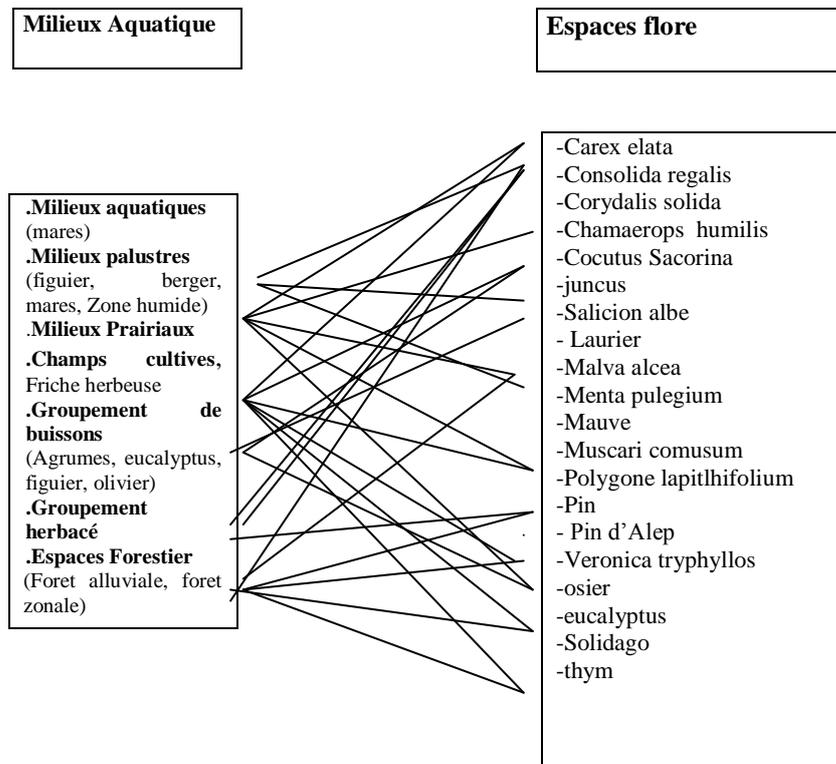


Fig. H.4. Association de la flore aux milieux.

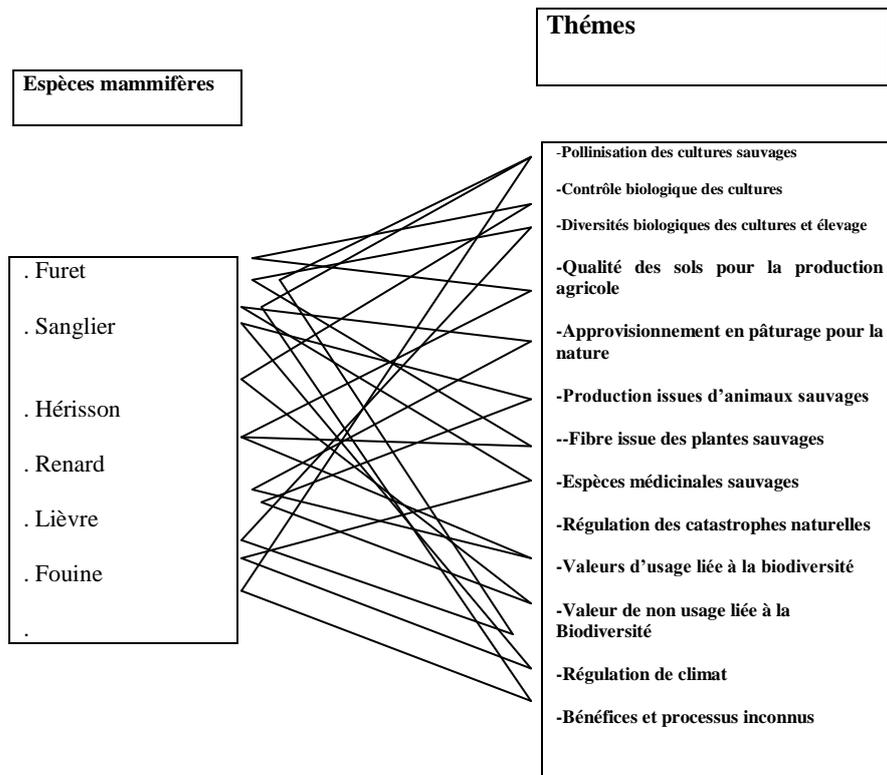


Fig. H. 5. Association des mammifères aux services éco systémiques.

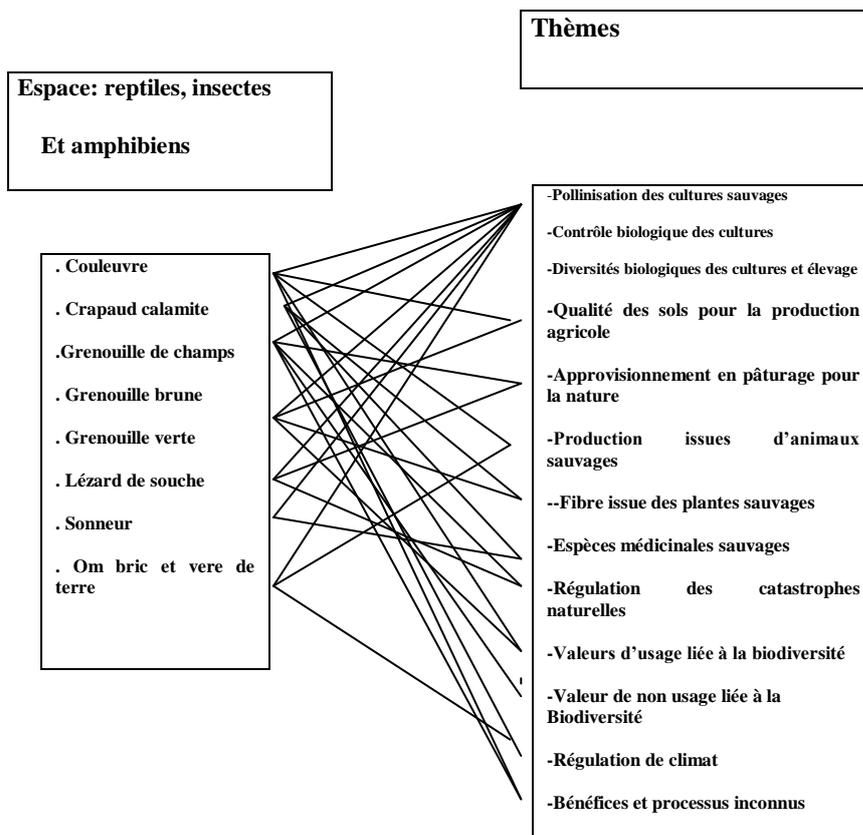


Fig. H. 6. Association des reptiles, amphibiens aux services éco systémiques.

Espèces Oiseaux

Thèmes

.Flamant rose
.Garrot à l'œil d'or
.Goéland argenté
.Hurle huppé

-Pollinisation des cultures sauvages
-Contrôle biologique des cultures
-Diversités biologiques des cultures et élevage
-Qualité des sols pour la production agricole
-Approvisionnement en pâturage pour la nature
-Production issues d'animaux sauvages
--Fibre issue des plantes sauvages
-Espèces médicinales sauvages
-Régulation des catastrophes naturelles
-Valeurs d'usage liée à la biodiversité
-Valeur de non usage liée à la Biodiversité
-Régulation de climat
-Bénéfices et processus inconnus

Fig. H.7. Association des oiseaux aux services éco systémiques.

Espèces flore

Thèmes

- Carex elata
- Consolida regalis
- Corydalis solida
- Chamaerops humilis
- Cocytus Sacorina
- Juncus
- Malva alcea
- Menta pulegium
- Papaver argémone
- Salicion albe
- Mauve
- Muscari comusum
- Polygone lapathifollum
- Pin
- Pin d'Alep
- Veronica tryphyllos
- Osier
- Eucalyptus
- Solidago
- Thym

-Pollinisation des cultures sauvages
* Contrôle biologique des cultures
-Diversités biologiques des cultures et élevage
-Qualité des sols pour la production agricole
-Approvisionnement en pâturage pour la nature
-Production issues d'animaux sauvages
--Fibre issue des plantes sauvages
-Espèces médicinales sauvages
-Régulation des catastrophes naturelles
-Valeurs d'usage liée à la biodiversité
* Valeur de non usage liée à la Biodiversité
* Régulation de climat
* Bénéfices et processus inconnus

Fig. H.8. Association de la flore aux services éco systémiques.

Annexe I

Les calculs détaillés des unités d'habitat cumulées pour chaque espèce ciblée

La formule utilisée est la suivante :

$$HUC = (T_2 - T_1) \left[\frac{A_1 \cdot H_1 + A_2 \cdot H_2}{3} + \frac{A_2 \cdot H_1 + A_1 \cdot H_2}{6} \right]$$

Avec :

T_1 = première année cible de l'intervalle,

T_2 = dernière année cible de l'intervalle,

A_1 = taille de l'habitat disponible au début de l'intervalle,

A_2 = taille de l'habitat disponible à la fin de l'intervalle,

H_1 = indice HSI au début de l'intervalle,

H_2 = indice HSI à la fin de l'intervalle,

3 et **6** = constantes dérivées de l'intégration de l'indice HSI avec la taille pour l'intervalle entre deux années cibles.

1. Agrumes, Tamaris, Eucalyptus, Rat de champs :

Agrumes, HUC 0-1 : (calcul identique pour le Tamaris, Eucalyptus et le Rat de champs).

$$HUC\ 0-1 = (1 - 0) \left[\frac{(0 \times 1) + (10 \times 0,5)}{3} + \frac{(10 \times 1) + (0 \times 0,5)}{6} \right] = 3,33$$

Agrumes, HUC 1-5 : (calcul identique pour Tamaris ,Eucalyptus et le rat de champs)

$$HUC 1 - 5 = (5 - 1) \left[\frac{(10 \times 0,5) + (10 \times 0,7)}{3} + \frac{(10 \times 0,7) + (10 \times 0,5)}{6} \right] = 24$$

Agrumes, HUC 5-10 : (calcul identique pour le Tamaris, l'Eucalyptus et le Rat de champs).

$$HUC 5 - 10 = (10 - 5) \left[\frac{(10 \times 0,7) + (10 \times 1)}{3} + \frac{(10 \times 1) + (10 \times 0,7)}{6} \right] = 42,5$$

Le total des unités d'habitat cumulées pour ces quatre espèces s'élève à 6, 98 unités.

2. Le Chamérops humilis :

Chamérops humilis, HUC 0-1 :

$$HUC 0 - 1 = (1 - 0) \left[\frac{(20 \times 0,75) + (30 \times 0,5)}{3} + \frac{(30 \times 0,75) + (20 \times 0,75)}{6} \right] = 18,75$$

Chamérops humilis, HUC 1-5 :

$$HUC 1 - 5 = (5 - 1) \left[\frac{(30 \times 0,75) + (30 \times 0,75)}{3} + \frac{(30 \times 0,75) + (30 \times 0,75)}{6} \right] = 90$$

Chamérops humilis, HUC 5-10 :

$$HUC 5 - 10 = (10 - 5) \left[\frac{(30 \times 0,75) + (30 \times 0,75)}{3} + \frac{(30 \times 0,75) + (30 \times 0,75)}{6} \right] = 112,5$$

Le total des unités d'habitat cumulées s'élève à 22, 125 unités.

3. L'Hérisson :

Hérisson HUC 0-1 :

$$HUC 0 - 1 = (1 - 0) \left[\frac{(20 \times 1) + (30 \times 1)}{3} + \frac{(30 \times 1) + (20 \times 1)}{6} \right] = 25$$

Hérisson, HUC 1-5 :

$$HUC 1 - 5 = (5 - 1) \left[\frac{(30 \times 1) + (30 \times 1)}{3} + \frac{(30 \times 1) + (30 \times 1)}{6} \right] = 120$$

Hérisson, HUC 5-10 :

$$HUC 5 - 10 = (10 - 5) \left[\frac{(30 \times 1) + (30 \times 1)}{3} + \frac{(30 \times 1) + (30 \times 1)}{6} \right] = 150$$

Le total des unités d'habitat cumulées s'élève à 29, 5 unités.

4. Le Renard :

Renard, HUC 0-1 :

$$HUC 0 - 1 = (1 - 0) \left[\frac{(20 \times 1) + (40 \times 1)}{3} + \frac{(40 \times 1) + (20 \times 1)}{6} \right] = 30$$

Renard, HUC 1-5 :

$$HUC 1 - 5 = (5 - 1) \left[\frac{(40 \times 1) + (40 \times 1)}{3} + \frac{(40 \times 1) + (40 \times 1)}{6} \right] = 160$$

Renard, HUC 5-10 :

$$HUC 5 - 10 = (10 - 5) \left[\frac{(40 \times 1) + (40 \times 1)}{3} + \frac{(40 \times 1) + (40 \times 1)}{6} \right] = 200$$

Le total des unités d'habitat cumulées s'élève à 39 unités.

5. Le lièvre :

Lièvre, HUC 0-1 :

$$HUC\ 0-1 = (1-0) \left[\frac{(70 \times 0,75) + (70 \times 0,75)}{3} + \frac{(70 \times 0,75) + (70 \times 0,75)}{6} \right] = 52,5$$

Lièvre, HUC 1-5 :

$$HUC\ 1-5 = (5-1) \left[\frac{(70 \times 0,75) + (70 \times 0,75)}{3} + \frac{(70 \times 0,75) + (70 \times 0,75)}{6} \right] = 210$$

Lièvre, HUC 5-10 :

$$HUC\ 5-10 = (10-5) \left[\frac{(70 \times 0,75) + (70 \times 0,75)}{3} + \frac{(70 \times 0,75) + (70 \times 0,75)}{6} \right] = 262,5$$

Le total des unités d'habitat cumulées s'élève à 52, 5 unités.

Liste des sigles

ACB : Analyse Coûts-Bénéfices

AEE : Agence Européenne pour l'Environnement

BRGM : Bureau de Recherches Géologiques et Minières

CDC : Caisse des Dépôts et Consignations

CERCLA: Comprehensive Environmental Response

Compensation and Liability Act

CORPS: U.S. Army Corps of Engineers

DGE: Direction Générale de l'Environnement

DU : Direction de l'Urbanisme

Eionet : European Environmental Information Observation Network

EIE : Etude d'impact d'environnement

EPA: Environmental Protection Agency

ETC BD: European Topic Center on Biological Diversity

EUNIS : European Nature Information System

GIEC : Groupe Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat

GLS: Global Land Survey

HEP: Habitat Evaluation Procedure

IFN: Inventaire Forestier National

IEW: Impact Environnement Wilaya

IGBP: International Geosphere Biosphere Program

INSGS : Institut National des Sciences Géodésiques et spatiales

LCCP: Land Cover Characterisation Program

LPO : Ligue pour la Protection des Oiseaux

MATE : ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement

MBRT: Mitigation Bank Review Team

MEA: Millennium Ecosystem Assessment

NLCD92: National Land Cover Dataset 1992

NOAA AVHRR: NOAA Advanced Very High Resolution Radiometer

NOAA: National Oceanic and Atmospheric Administration

TEEB: The Economics of Ecosystems and Biodiversity

UE: Union Européenne

USFWS: US Fish and Wildlife Service

USGS: US Geological Survey

Références bibliographiques

[1] W. ADAMOVICZ, P. BOXALL, M. Williams et J. Louvière: Stated preference Approaches' for measuring passive use values: choice experiments and contingent valuation. American Journal of Agricultural Economics, 80:pp.64_75, 1998.

[2] J.R. Anderson, E.E. Hardy, J.T. Roach et R.E. Wilmer: A land use and Land cover classification system for use with remote sensor data. Geological Survey Professional Paper, 964:28, 1976.

[3] S. ARQUIT et R. JOHNSTONE: Use of system dynamics modelling in design of an Environnemental restoration banking institution. Ecological Economics, page 13, 2007.

[4] K. Arrow, R. Solow, E.E. LEAMER, R. RADNER et H. Schuman : Comment On NOAA proposed rule on Natural resource damage assessments. Rapport Technique, ANPNM, Comment no. 69, 1994.

[5] K. Arrow, R. Solow, P.R. PORTNEY, E.E. LEAMER, R. RADNER et H. SCHU-MAN: Report of the NOAA panel on contingent valuation. Rapport technique, National Oceanic and Atmospheric Administration, 1993. 64p.

[6] A. BALMFORD, A. Rodrigues, M. Walpole, P. ten Brink, M. KETTUNEN, L. BRAAT et R. de GROOT : Review on the economics of biodiversity loss : scoping the science. Rapport technique, Final report for the European Commission, 2008. 252p.

[7] I.J. Bateman, A.P. Jones, N. Nishikawa et R. Brouwer : Benefits transfer in theory and practice : a review. Rapport technique, Center for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), University of East Anglia, UK, 2000.

[8] J.C. BERAGSTROM et L.O. Taylor : Using meta-analysis for benefits transfert :theory and practice. Ecological Economics, 60:pp.351_360, 2006.

[9] C.S. BINKLEY et W.M. Hanemann: The recreation benefits' of water quality improvement: analysis of day trips in an urban setting. Rapport technique, Report to the U.S. Environnemental Protection Agency, Washington, D.C., 1978.

[10] E. Birol, K. Karousakis et P. Koundouri : Using a choice experiment to account for preference heterogeneity in wetland attributes : the case of Cheimaditida wetland in Greece. Ecological Economics, 60:pp.145_156, 2006.

[11] R. Blamey, J. Gordon et R. Chapman : Choice modelling : assessing the environmental values of water supply options. The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics, 43(3):pp.337_357, 1999.

[12] E. Bloch, C. Klufts, C. Pineau et S. Bielsa : Éléments de coût des mesures d'insertion environnementales : exemple de l'Est de la France. Rapport technique, Setra, CETE de l'Est, 2009. 24p.

[13] N.E. Bockstael, A.M.III Freeman, R.J. Kopp, P.R. Portney et V.K. Smith :On measuring economic value for nature. Environmental Science and Technology, 34(8):pp.1384_1389, 2000.

[14] M. Boiteux et L. Baumstark : Transports : choix des investissements et coûts des nuisances. Rapport technique, Commissariat Général au Plan, 2001.

[15] F. Bonnieux et B. Des aigues : Economie et politiques de l'environnement. Dalloz, Paris, 1998. 328p.

[16] P. Bontemps et G. Rotillon : Economie de l'environnement. Numéro n°252 in Repère. La Découverte, 2003. 128p.

[17] M.D. Bowes et J.B. Loomis: A note on the use of travel cost models with unequal zonal populations. Land Economics, 56(4):pp.465_470, November 1980.

[18] P. Box all, W. Adamowicz, J. Swait, M. Williams et J. Lavie re : A comparison of stated preference methods for environmental valuation. Ecological Economics, 18:pp.243_253, 1996.

[19] K. Boyle et J.C. Bergstrom : Benefit transfer studies : myths, pragmatism, and idealism. Water Resource Research, 28(3):pp.657_663, 1992.

[20] K.J. Boyle, W.H. Desvousges, F.R. Johnson, R.W. Dun ford et S.P. Hudson : An investigation of part-whole biases in contingent valuation studies. Journal of Environmental Economics and Management, 27:pp.64_83, 1994.

[21] J.B. Braden et C.D. Kolstad : Measuring the demand for environmental quality. North Holland, 1991.

[22] A. Breaux, S. Cochrane, J. Evens, M. Martindale, B. Pavlik, L. Suer et D. Benner : Wetland ecological and compliance assessments in the San Francisco bay region, California, USA. *Journal of Environmental Management*, 74:pp.217_237, 2005.

[23] D.S. Brookshire et H.R. Neill : Benefits' transfer : conceptual and empirical *Issues Water Resource Research*, 28(3):pp.651_655, 1992.

[24] R. Brouwer : Future research priorities for valid and reliable environmental value transfer. Rapport technique, Center for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), University of East Anglia, UK, 1998.

[25] R. Brouwer, I.H. Langford, I.J. Bateman, T.C. Cowards et R.K. Turner : A meta-analysis of wetland contingent valuation studies. Working Paper GEC 97-20, Center for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), University of East Anglia, UK, 1997. 75p.

[26] J.N. Brown et H.S. Rosen : On the estimation of structural hedonic price models. *Econometrica*, 50(3):pp.765_768, Mai 1982.

[27] W.G. Brown et F. Nawas: Impact of aggregation on the estimation of outdoor recreation demand functions. *American Journal of Agricultural Economics*, 55 (2):pp.246_249, Mai 1973.

[28] W.G. Brown, C. Sorhus, B.-L. Chou-Yang et J.A. Richards: Using individual Observations to estimate recreation demand functions: a caution. *American Journal of Agricultural Economics*, 65(1):pp.154_157, Février 1983.

[29] I. Bräuer, R. Müssner, K. Marsdent, F. Oosterhuis, M. Rayment.

[30] C. Miller et A. Dodokova : The use of market incentive to preserve biodiversity. Rapport technique, Ecologic, 2006.

[31] A. Can : Specification and estimation of hedonic housing price models. Regional Science and Urban Economics, 22:pp.453_474, 1992.

[32] F. Carlsson, P. Frykblom et C. Liljenstolpe : Valuing wetland attributes : an application of choice experiments. Ecological Economics, 47:pp.95_130, 2003.

[33] R.T. Carson : Determining the value of non-marketed goods : economic, psychological, and policy relevant aspects of contingent valuation methods, chapitre Contingent valuation and tests of insensitivity to scope. Kluwer, 1997.

[34] R.T. Carson, W.M. Hanemann, R.J. Kopp, J.A. Krosnick, R.C. Mitchell, S. Presser, P.A. Ruud, V.K. Smith, M. Conaway et K. Martin : Was the NOAA panel correct about contingent valuation ? Resources for the Future, page 27, 1996. Discussion Paper.

[35] CAS : La valeur du vivant : quelle mesure pour la biodiversité ? Centre d'Analyse Stratégique, 89:16, 2008.

[36] E. Cassel et R. Mendelsohn : The choice of functional forms for hedonic price equations : comment. Journal of Urban Economics, 18:pp.135_142, 1985.

[37] F.J. Cesario : Value of time in recreation benefit studies. Land Economics, 52 (1):pp.32_41, Février 1976.

[38] Y.E. Chee : An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation*, 120:pp.549_565, 2004.

[39] B. Chevassus-au-Louis, J.-M. Salles, S. Bielsa, D. Richard, G. Martin et J.-L. Pujol : Approche économique de la biodiversité et de services liés aux Écosystèmes : contribution à la décision publique. Rapport technique, Centre D'analyse stratégique, avril 2009. 376p.

[40] C.J. Cicchetti et V.K. Smith : Congestion, quality deterioration, and optimal use : wilderness recreation in the spanish peaks primitive area. *Social Science Research*, 2:pp.15_30, 1973.

[41] C.J. Cicchetti et V.K. Smith : Theory and measurement of externalities, chapitre The measurement of individual congestion costs : an economic application to a wilderness area. New York, Academic Press, 1976.

[42] M. Clawson et J.L. Knetsch : Economics of outdoor recreation. Resources for the future, Washington, D.C., 1966.

[43] J. Colding : "Ecological land-use complementation" for building resilience in urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning*, 81:pp.46_55, 2007.

[44] S. Colombo, J. Calatrava-Requena et N. Hanley : Testing choice experiment for benefit transfer with preference heterogeneity. *American Journal of Agricultural Economics*, 89(1):pp.135_151, 2007.

[45] Commission Européenne : Livre vert sur les instruments fondés sur le marché en faveur de l'environnement et des objectifs politiques connexes. Rapport Technique, Commission Européenne, 2007. 19p.

[46] CORPS : National wetland mitigation banking study. Rapport technique, IWR Report 94-WMB-6 prepared by the Environmental Law Institute, Washington, D.C., 1994.

[47] R. Costanza, R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton et M. van den Belt : The value of the world's ecosystem services and natural Capital. Nature, 387:pp.253_260, 1997.

[48] J. Cox : Use of resource equivalency methods in environmental damage assessment in the EU with respect to the habitat, wild birds and EIA directives. Rapport Technique, REMEDE, 2007. 22p.

[49] J. Creismeas et F. Nowicki : Ports rhénans et environnement. Rapport 200642038, CETE de l'Est, Strasbourg, Mars 2007.

[50] M.L. Cropper, L.B. Deck et K.E. McConnell : On the choice of functional form for hedonic price functions. Review of Economics and Statistics, 70(4): pp.668_675, Novembre 1988.

[51] M.L. Cropper et W.E. Oates : Environmental economics : a survey. Journal of Economic Literature, 30(2):pp.675_740, 1992.

[52] A.H. Darling : Measuring benefits generated by urban water parks. Land Economics, 49(1):pp.22_34, 1973.

[53] J.F. Daum : Contingent valuation. A critical assessment, chapitre Some legal and regulatory aspects of contingent valuation, pages pp.389_416. Elsevier Science Publishers, 1993.

[54] R.K. Davis : Recreation planning as an economic problem. Natural Resources Journal, 3:pp.239_249, 1963a.

[55] R.K. Davis : The value of outdoor recreation : an economic study of the Maine woods. Thèse de doctorat, Harvard University Department of Economics, 1963b.

[56] R.S. de Groot, M.A. Wilson et R.M.J. Boumans : A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. Ecological Economics, 41:pp.393_408, 2002.

[57] R. DeFries : Terrestrial vegetation in the coupled human-earth system : contributions of remote sensing. Annual Review on Environmental Ressources, 33: pp.369_390, 2008.

[58] L. Denant-Boèmont et C. Raux : Vers un renouveau des méthodes du calcul Économique public ? Métropolis, n°106-107 "Evaluer et décider dans les transports": pp.31_36, 1998.

[59] W.H. Desvousges, F.R. Johnson, R.W. Dunford, S.P. Hudson, K.N. Wil-sonet K.J. Boyle : Contingent valuation. A critical assessment, chapitre Measuring natural resource damages with contingent valuation : tests of validity and reliability, pages pp.91_164. Elsevier Science Publishers, 1993.

[60] W.H. Desvousges, M.C. Naughton et G.R. PARSONS : Benefit transfer : conceptual problems in estimating water quality benefits using existing studies. *Water Resources Research*, 28(3):pp.675_683, 1992.

[61] M. Downing et T. Ozuna : Testing the reliability of the benefit function transfer approach. *Journal of Environmental Economics and Management*, 30:pp.316-322, 1996.

[62] T. Eichner et R. Pethig : Economic land use, ecosystem services and microfounded species dynamics. *Journal of Environmental Economics and Management*, 52:pp.707_720, 2006.

[63] EPA et CORPS : Memorandum of agreement between the environmental protection agency and the department of the army concerning the determination of mitigation under the clean water act section 404(b)(1) guidelines, February 1990. 8p.

[64] L. Fernandez et L. Karp : Restoring wetlands through wetlands mitigation banks. *Environmental and Resource Economics*, 12:pp.323_344, 1998.

[65] V. Foster et S. Mourato : Elicitation format and sensitivity to scope. *Environmental and Resource Economics*, 24:pp.141_160, 2003.

[66] A.M. Freeman : Hedonic prices, property values and measuring environmental benefits : a survey of the issues. *Scandinavian Journal of Economics*, 81(2): pp.154_173, 1979.

[67] A.M. Freeman : The measurement of environmental and resource values. *Resources for the future*, Washington, D.C., 1993.

[68] G.D. Garrod et K.G. Willis : Valuing good's characteristics : an application of the hedonic price method to environmental attributes. *Journal of Environmental Management*, 34:pp.59_76, 1992.

[69] G. Geniaux : L'expérience américaine du mitigation banking : quels enseignements en tirer dans le cadre de la multifonctionnalité de l'agriculture ? INRA, page 16, 2002.

[70] A. Genty : Du concept à la _abilité de la méthode du transfert en économie de l'environnement : un état de l'art. *Cahiers d'économie et sociologie rurales*, 77:pp.5_34, 2005.

[71] GIEC : Climate change 2001 : Synthesis report. Rapport technique, GIEC, 2001. 398 p.

[72] E.L. Gilman : A method to investigate wetland mitigation banking for Saipan, commonwealth of the Northern Mariana Islands. *Océan & Coastal Management*,34(2):pp.117_152, 1997.

[73] F. Grelot : Gestion collective des inondations : peut-on tenir compte de l'avis de la population dans la phase d'évaluation économique a priori ? Thèse de doctorat en sciences économiques, Ecole Nationale Supérieure d'Arts et Métiers Centre de Paris 6, Décembre 2004. 383p.

[74] P. Hallwood : Contractual di_culties in environmental management : the case of wetland mitigation banking. *Ecological Economics*, 63:pp.446_451, 2007.

[75] J. Hammack et G.M. Brown : Waterfowls and wetlands : toward bioeconomic analysis. Johns Hopkins University Press, Baltimore, 1974.

[76] W.M. Hanemann : Pricing the environment : the European experience, chapitre Preface : notes on the history of environmental valuation in the USA. Oxford University Press, 1992.

[77] N. Hanley, S. Mourato et R.E. Wright : Choice modelling approaches : a superior alternative for environmental valuation ? Journal of Economic Surveys, 15(3):pp.435_453, 2001.

[78] N. Hanley, J.F. Shogren et B. White : Environmental economics in theory and practice, chapitre Theory and methods for environmental valuation, pages 322_367. Second edition, 2007.

[79] N. Hanley, R.E. Wright et V. Adamowicz : Using choice experiment to value the environment. Environmental and Resource Economics, 11(3-4):pp.413_428,1998.

[80] G. Hardin : The tragedy of the commons. Science, n°162:pp.1243_1248, 1968.

[81] W. Harrison : Can you bank on wetland mitigation ? New developments in wetland mitigation banks. Mississippi Law Center, Water log, 15:pp.10_11, 1995.

[82] J.R. Hicks : The foundations of welfare economics. Economic Journal, 49:pp.696_700, 711_712, 1939.

[83] J.R. Hicks : The rehabilitation of consumer's surplus. Review of Economics Studies, 8: pp.108-116, 1941.

[84] C.C. Holland et M.E. Kentula : Impacts of section 404 permits requiring compensatory mitigation on wetlands in California (USA). *Wetlands Ecology and Management*, 2(3):pp.157-169, 1992.

[85] M.W. Ingraham et S.G. Foster : The value of ecosystem services provided by the U.S. national wildlife refuge system in the contiguous U.S. *Ecological Economics*, 67:pp.608_618, 2008.

[86] J.R. Irwin, P. Slovic, S. Licktenstein et G. McClelland : Preference reversals and the measurement of environmental values. *Journal of Risk Uncertain*, 6:pp.5-18, 1993.

[87] H.G. Johnson : Demand theory further revised of goods are goods. *Economica*, 25(98):149, Mai 1958.

[88] D. Kahneman et J.L. Knetsch : Valuing public goods : The purchase of moral satisfaction. *Journal of Environmental Economics and Management*, 22(1):pp.57_70, 1992.

[89] K.M. Konarska, P.C. Sutton et M. Castellon : Evaluating scale dependence of ecosystem service valuation : a comparison of NOAA-AVHRR and Landsat TM datasets. *Ecological Economics*, 41:pp.491_507, 2002.

[90] P. Laffitte et C. Saunier : Les apports de la science et de la technologie au développement durable, tome 2 : la biodiversité : l'autre choc ? l'autre chance ?, 2007.

[91] K.J. Lancaster : A new approach to consumer theory. *Journal of Political Economy*, 74(2):pp.132_157, Avril 1966.

[92] J-P. Landau : Les instruments économiques du développement durable. Rapport technique, Groupe de travail "outils économiques et développement durable",2007. 79p.

[93] D. Laroutis : Les activités industrielles liées à l'estuaire de la Seine et leurs impacts environnementaux : analyse coûts-bénéfices pour une gestion prospective Intégrée. Thèse de doctorat en sciences économiques, Université de Rouen,Novembre 2006. 313p.

[94] D. Lebègue, L. Baumstark et P. Hirtzman : Révision du taux d'actualisation Des investissements publics. Rapport technique, Commissariat Général du Plan,2005. 112p.

[95] K.E. Limburg, R.V. O'Neill, R. Costanza et S. Farber : Complex systems and valuation. Ecological Economics, 41:pp.409_420, 2002.

[96] H. Lindhjem et S. Navrud : How reliable are meta-analyses for international bene_t transfers ? Ecological Economics, 66:pp.425_435, 2008.

[97] J.B. Loomis : The evolution of a more rigorous approach to benefit transfer :benefit function transfer. Water Resources Research, 28(3):pp.701_705, 1992.

[98] J.J. Louviere, D.A. Hensher et J.D. Swait : Stated choice methods : analysis and application. Cambridge University Press, 2000.

[99] J.J. Louvière et G. Woodworth : Design and analysis of simulated consumer choice or allocation experiments : an approach based on aggregate data. Journal of Marketing Research, XX:pp.350_367, 1983.

[100] R.D. Luce : Semiorde and a theory of utility discrimination. *Econometrica*,24:pp.178_191, 1956.

[101] W.A. Magat, W.K. Viscusi et J. Huber : Paired comparison and contingent valuation approaches to morbidity risk valuation. *Journal of Environmental Economics and Management*, 15:pp.395_411, 1988.

[102] A. Mas-Colell, M.D. Whinston et J.R. Green : *Microeconomic theory*. Oxford University Press, 1995.

[103] J.W. Matthews et A.G. Endress : Performance criteria, compliance success, and vegetation development in compensatory mitigation wetlands. *Environmental Management*, 41:pp.130_141, 2008.

[104] K.E. McConnell : Some problems in estimating the demand for outdoor recreation. *American Journal of Agricultural Economics*, 57(2):pp.330_334, Mai 1975.

[105] G.R. McCain: Habitat Evaluation Procedures (HEP) applied to mitigation banking in North Carolina. *Journal of Environmental Management*, 35:pp.153_162, 1992.

[106] S. McIntyre et S. Lavorel : A conceptual model of land use effects on the structure and function of herbaceous vegetation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 119:pp.11_21, 2007.

[107] H.J. Michael, K.J. Boyle et R. Bouchard: Does the measurement of environmental quality affect implicit prices estimated from hedonic models? *Land Economics*, 76(2):pp.283_298, Mai 2000.

[108] R.C. Mitchell et R.T. Carson : Using surveys to value public goods : the contingent valuation method. *Resources for the future*, Washington, D.C., 1989.

[109] W.J. Mitsch et R.F. Wilson : Improving the success of wetland creation and restoration with know-how, time, and self-design. *Ecological Applications*, 6:pp.77_83, 1996.

[110] M. Morrison, J. Bennett et R. Blamey : Valuing improved wetland quality using choice modelling. *Water Resources Research*, 35(9):pp.2805_2814, 1999.

[111] M. Morrison, J. Bennett, R. Blamey et J. Louvière : Choice modelling and tests of benefit transfer. *American Journal of Agricultural Economics*, 84 (1):pp.161_170, Février 2002.

[112] M. Morrison et O. Bergland : Prospects for the use of choice modelling for benefit transfer. *Ecological Economics*, 60:pp.420_428, 2006.

[113] [W.A. Niering : Vegetation dynamics (succession and climax) in relation to plant community management. *Conservation Biology*, 1:pp.287_295, 1987.

[114] NRC : Compensating for wetland losses under the Clean Water Act. National Research Council, Washington, D.C., national academy press edition, 2001.

[115] OTE-Ingénierie : Etude d'impact du projet d'aménagement de la ZAC de Lauterbourg. Rapport technique, Port Autonome de Strasbourg, 2006.

[116] R.B. Palmquist: Estimating the demand for the characteristics of housing. Review of Economics and Statistics, 66(3):pp.394_404, Août 1984.

[117] D.W. Pearce et R.K. Turner : Economics of natural resources and the environment. Johns Hopkins University Press, Resources for the Future, Baltimore, MA, 1990.

[118] M.S. Race : Critique of present wetlands mitigation policies in the United States based on an analysis of past restoration projects in San Francisco bay. Environmental Management, 9:pp.71_82, 1985.

[119] M. Rambonilaza : Evaluation de la demande de paysage : état de l'art et réflexions sur la méthode du transfert des bénéfices. Cahiers d'économie et sociologie rurales, 70:pp.77_101, 2004.

[120] A. Randall, B. Ives et C. Eastman : Bidding games for Valuation of aesthetic environmental improvements. Journal of Environmental Economics and Management, 1:pp.132_149, 1974.

[121] A. Redmond : Report on mitigation in Florida state permitting efforts. Rapport technique, Florida State, 1990.

[122] FEDERAL Register : Federal guidance for the establishment use and operation of mitigation banks. Department of the Army, vol.60, n°228 edition, November 1995. pp.58605_58614.

[123] R.G. Ridker et J.A. Henning : The determinants of residential property values with special reference to air pollution. *Review of Economics and Statistics*, 49 (2):pp.246_257, Mai 1967.

[124] H.S. Rosen : Hedonic prices and implicit markets : product differentiation in pure competition. *Journal of Political Economy*, 82(1):pp.34_55, Janvier – Février 1974.

[125] B. Roy : Méthodologie multicritère d'aide à la décision. *Economica*, 1985.

[126] B. Roy et D. Bouyssou : Aide multicritère à la décision : méthodes et cas. *Economica*, 1993.

[127] B. Roy et S. Damart : Débat public et expertise : entre rationalité et légitimité. *Cahier du LAMSADE*, n°222:30, 2005.

[128] A. Rozan : Une évaluation économique des bénéfices de morbidité induits par une Amélioration de la qualité de l'air. *Economie et Prevision*, (n°143_144):pp.247_259, 2000.

[129] A. Rozan: Benefit transfer : A comparison of wtp for air quality between France and Germany. *Environmental and Resource Economics*, 29:pp.295_306, 2004.

[130] T.R. Russell, L.K. Graham, D.M. Carlson et E.J. Hamilton: Maintenance of the Osage river lake of the ozarks paddlefish fishery. Final report, Missouri Department of Conservation, Columbia, 1980.

[131] P.A. Samuelson : Fondations of economic analysis. Harvard University Press, Cambridge, Mass., 1947.

[132] D.J. Shafer et T.H. Roberts: Long-term development of tidal mitigation wetlands in Florida. Wetlands Ecological Management, 16:pp.23_31, 2008.

[133] M. Sheahan : Credit for conservation : a report on conservation banking and Mitigation banking in the USA, and its applicability to New South Wales. Volume I : report. Rapport technique, The Winston Churchill Memorial Trust of Australia, 2001.

[134] V.K. Smith : Handbook on contingent valuation, chapitre Fifty years of contingent valuation, pages 7_65. Edward Elgar, 2006.

[135] J.V. Spadaro et A. Rabl : External costs of energy : application of the EXTERNE methodology in France. Final Report JOS3-CT95-0010, Union Européenne, 1998. 158p.

[136] T.H. Stevens, R. Belkner, D. Dennis, D. Kittredge et C. Willis : Comparison of contingent valuation and conjoint analysis in ecosystem management. Ecological Economics, 32:pp.63_74, 2000.

[137] M. Straszheim : Hedonic estimation of housing market prices : a further comment. Review of Economics and Statistics, 56(3):pp.404_406, Août 1974.

[138] P. Sukhdev : The economics of ecosystems and biodiversity. Rapport technique, An interim report for the European Union, 2008. 64p.

[139] L. Tianhong, L. Wenkai et Q. Zhenghan : Variations in ecosystem service value in response to land use changes in Shenzhen. *Ecological Economics*, (Article in press), 2008.

[140] A.H. Trice et S.E.Wood : Measurement of recreation benefits. *Land Economics*,34(3):pp.195_207, Août 1958.

[141] R.W. Turner, A. Giuda et L. Noddin : Estimating nonuse values using conjoint analysis. *Economic Bulletin*, 17(7):pp.1_15, 2005.

[142] USFWS : Habitat as a basis for environmental assessment. Rapport technique, U.S. Fish and Wildlife Service, 1980a.

[143] USFWS : Habitat evaluation procedures. Rapport technique, U.S. Fish and Wildlife Service, 1980b.

[144] USFWS: Standard for the development of habitat suitability index models. Rapport technique U.S. Fish and Wildlife Service, 1980c.

[145] P.H. Verburg, J. van de Steeg, A. Veldkamp et L. Willemsen : From land cover change to land function dynamics : a major challenge to improve land characterization. *Journal of Environmental Management*, 90, pp. 1327-1335, 2009.

[146] W.A. Weems et L.W. Canter : Planning and operational guidelines for mitigation banking for wetland impacts. *Environmental impact assessment review*, 15:pp.197_218, 1995.

[147] D.F. Whigham : Ecological issues related to wetland preservation, restoration, creation and assessment. *The Science of the Total Environment*, 240:pp.31_40, 1999.

[148] J.C. Whitehead : Handbook on contingent valuation, chapitre A practitioner's primer on the contingent valuation method, pages pp.66_91. Edward Elgar,2006.

[149] WhiteHouse : Protecting America's wetlands : a faire, flexible, and effective approach. White House office on environmental policy, 1993. 20p.

[150] WhiteHouse: National wetlands mitigation action plan, December 2002. 12p.

[151] J.B. Zedler: Ecological issues in wetland mitigation : an introduction to the Forum. *Ecological Applications*, 6:pp.33_37, 1996.

[152] J.B. Zedler et J.C. Callaway : Tracking wetland restoration : do mitigation sites follow desired trajectories ? *Restoration Ecology*, 7:pp.69_73, 1999.

[153] B. Zhao, U. Kreuter, B. Li, Z. Ma, J. Chen et N. Nakagoshi: An Ecosystem service value assessment of land-use change on Chongming Island, China. *Land Use Policy*, 21:pp.139_148, 2004.

[153] MEA: Synthesis report for the millennium ecosystem assessment. *Rapport technique, Millennium Ecosystem Assessment*, 2005.